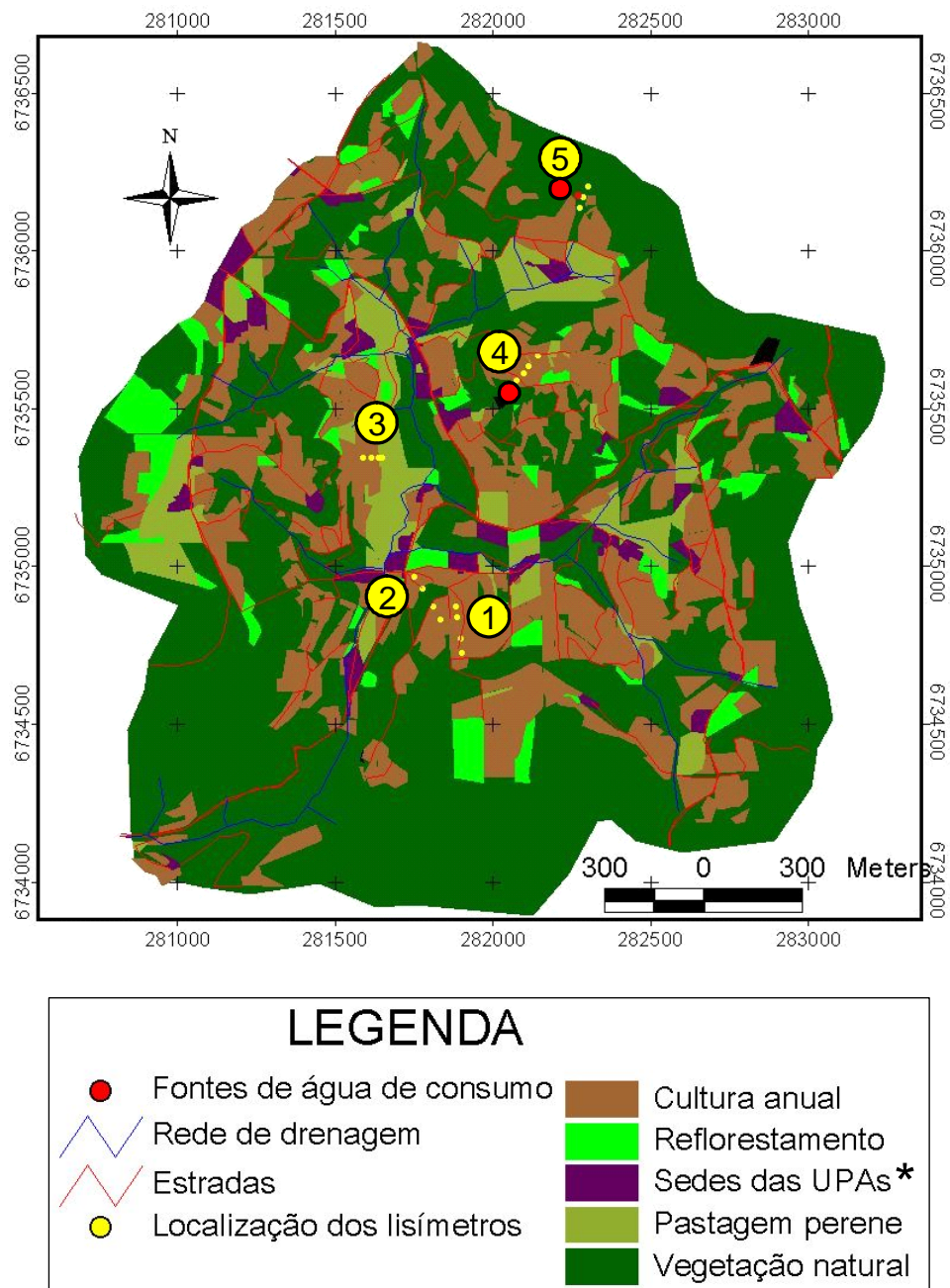
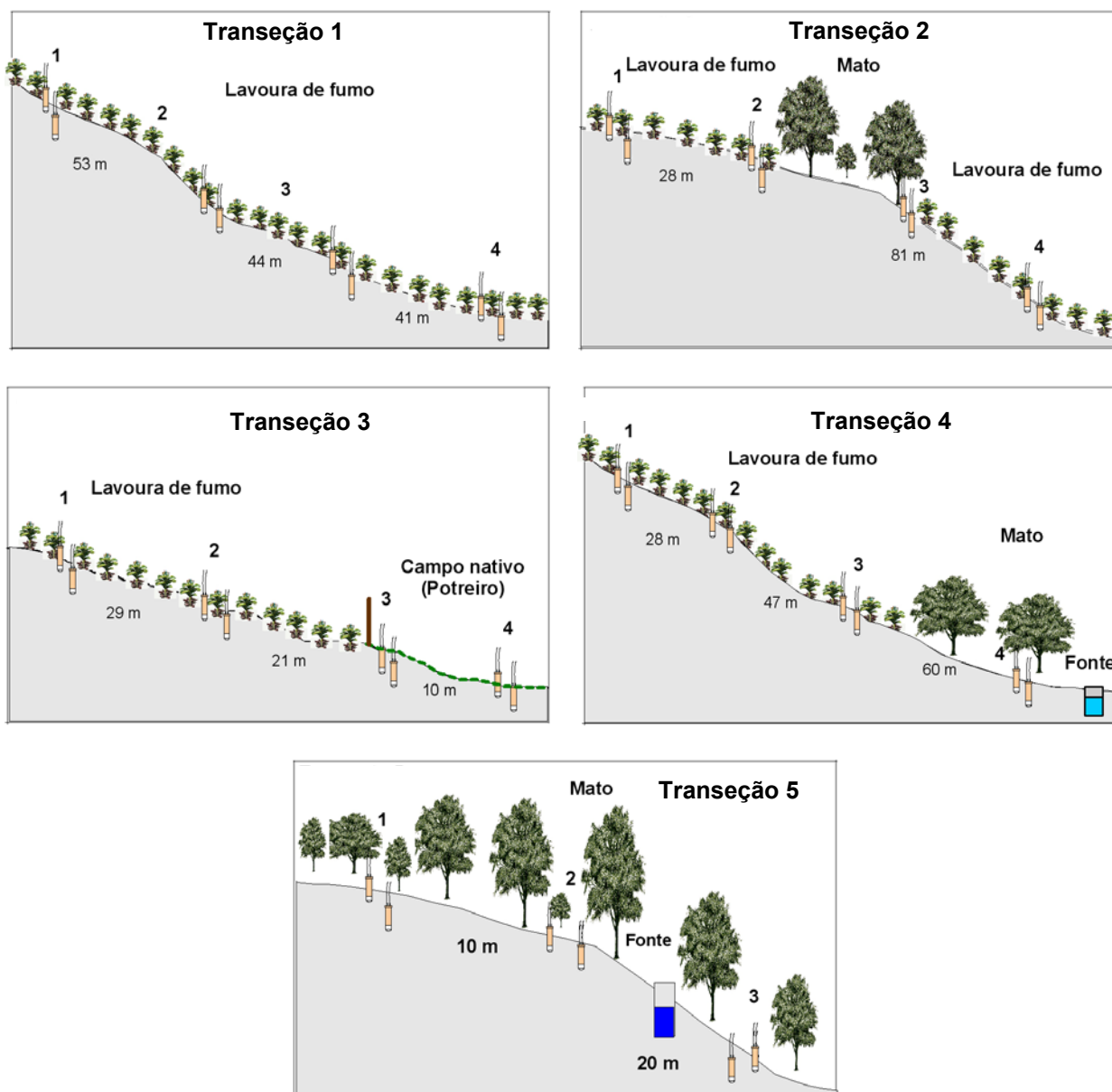


Os pontos de coleta estavam localizados em diferentes posições da paisagem, abrangendo lavouras cultivadas com fumo, mata nativa e campo nativo (Anexo B). Os pontos foram distribuídos aleatoriamente em transeções localizadas em cinco propriedades da microbacia. A figura 2 mostra a forma como os pontos estavam localizados na microbacia e a figura 3 ilustra a distribuição dos pontos de coleta na paisagem.



**Figura 2** - Localização dos pontos de coleta na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS (Fonte: Copetti, 2006). \* UPAs: unidades de produção agrícola



**Figura 3** – Distribuição dos pontos de coleta de solução do solo nas transeções na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS.

Para instalar os lisímetros, abriu-se um orifício com o auxílio de um trado holandês de 0,08 m de diâmetro. Os lisímetros foram inseridos nesses orifícios e as laterais foram preenchidas com solo umedecido, para proporcionar melhor contato e facilitar a compactação do solo na volta. Sobre a camada de solo compactada foi adicionada uma camada de bentonita (argilomineral expansivo), que em condições de alta umidade expande e veda a lateral, impedindo que ocorra fluxo preferencial de solutos (Corwin, 1965).

Na transeção 1, foram instalados quatro pontos de monitoramento, partindo-se da posição mais alta até mais baixa do relevo. Nos dois pontos superiores, predominavam Neossolos Litólicos e, nos pontos mais baixos, Chernossolos (Anexo G). Neste local, a cultura do fumo foi implantada na segunda quinzena de agosto, enquanto que nos demais pontos a implantação do fumo ocorreu no início de setembro. Na transeção 2, os dois pontos superiores (acima da mata nativa) estavam em Chernossolos e os dois inferiores em Neossolo Litólico (abaixo da mata nativa). Na transeção 3, os dois pontos superiores estavam instalados em lavoura de fumo e os dois pontos inferiores em campo nativo (Potreiro). Na transeção 4, todos os pontos estavam sob Neossolo Litólico, altamente pedregosos, sendo os três pontos (1, 2 e 3) superiores estavam instalados em lavoura de fumo e o ponto quatro estava instalado no interior da mata nativa, sob uma zona de saturação do solo. Abaixo do ponto quatro, encontrava-se uma fonte de água usada para abastecimento doméstico. Nesta fonte também foi determinada a concentração de nitrato no período de avaliação, sendo a água coletada no interior da fonte e também na vertente lateral que abastecia a fonte. Na transeção 5, todos os pontos de monitoramento estavam no interior de uma mata nativa, sob Neossolo Litólico, sendo que os dois pontos superiores foram instalados acima de uma fonte de água para abastecimento doméstico, e o terceiro ponto abaixo dessa fonte. A água desta fonte também foi analisada ao longo do período. A concentração de nitrato na solução do solo do campo nativo e das matas foi usada como referência com relação às áreas cultivadas com fumo. A água das fontes serve como indicativo da influência do uso do solo na qualidade das águas subterrâneas.

O monitoramento da concentração de nitrogênio na solução do solo só foi possível a partir dos 60 DAT, devido a atrasos e problemas na aquisição e instalação dos equipamentos. Apesar disso, esse é o período onde a cultura do fumo necessita e absorve menor quantidade de N da solução do solo e os teores renascentes na solução podem ser perdidos por lixiviação e representam risco à contaminação da água subterrânea.

Para extrair a solução do solo, foi aplicada uma tensão de 50 kPa nos lisímetros, com uma bomba de vácuo manual, logo após as principais chuvas ocorridas no período monitorado. Os dados de precipitação e temperatura do ar foram obtidos em uma estação meteorológica automatizada instalada no centro da microbacia. A solução extraída pelos lisímetros era coletada de três a quatro dias

após a aplicação de tensão. A solução coletada foi colocada em frascos de vidro de 50 mL e acondicionados em caixas de isopor. Os frascos utilizados foram previamente lavados em solução limpeza de HCl e secos a 105 °C por 24 horas, antes de serem usados. As amostras de solução foram mantidas sob refrigeração até serem analisadas.

A determinação do teor de nitrogênio (nitrato e amônio) foi realizada pelo método da destilação e titulação com aparelho semi-micro-Kjedahl, conforme procedimento descrito em Tedesco et al. (1995). Essa metodologia mostrou-se bastante precisa, quando comparada à cromatografia líquida de alta eficiência, para determinar os teores de nitrogênio da solução do solo (Rhoden et al., 2004) e, dessa forma, é adequada às condições desse estudo.

### 5.2.3 . Caracterização físico-hídrica do solo

Nos pontos de coleta da solução do solo, coletaram-se amostras de solo com estrutura preservada, em anéis metálicos de 0,06 m de diâmetro e 0,04 m de altura. Essas amostras foram coletadas no sentido vertical e horizontal, nas profundidades de 0 a 0,1; 0,1 a 0,2; 0,2 a 0,3 e de 0,3 a 0,5 m e foram utilizadas para a determinação da densidade do solo, porosidade e condutividade hidráulica saturada. Onde foi possível, coletaram-se três amostras por profundidade. Nas mesmas camadas coletaram-se amostras deformadas para a determinação granulométrica.

As amostras deformadas foram peneiradas em malha de 2 mm. Essa fração foi utilizada para determinar os teores de areia, silte e argila, conforme metodologia de Embrapa (1979), sendo o teor de argila determinado pelo método da pipeta.

Cabe salientar que não foi possível coletar amostras em todos os pontos e profundidades, devido à desestruturação do solo promovida pelo manejo e pela alta pedregosidade encontrada em alguns locais. Na mata não foi possível coletar amostras, devido à alta pedregosidade e a grande quantidade de raízes encontradas. As matas remanescentes geralmente são locais preservados pelos agricultores devido à grande quantidade de pedras e a pequena espessura do solo prejudicar o preparo do solo. Além disso, algumas amostras foram perdidas durante

a realização da condutividade hidráulica, pois a amostra sofreu intensa desagregação e dispersão ao ser saturada. Assim, só são apresentados resultados dos locais em que as coletas e análises foram adequadas. O desvio padrão só foi calculado para os locais que se obtiveram as três coletas na mesma camada.

A determinação da condutividade hidráulica do solo saturado foi feita em permeâmetro de carga variável e a determinação da porosidade do solo foi feita em mesa de tensão. As amostras inicialmente foram saturadas por elevação capilar e então determinou-se a condutividade hidráulica saturada. Após isso, essas amostras foram novamente saturadas, pesadas e submetidas à tensão de 1, 6 e 10 kPa em mesa de tensão, para determinar-se a macroporosidade, microporosidade e porosidade total. Em seguida, as amostras foram submetidas à tensão de 100 kPa em placas porosas de Richard (Painéis de pressão). Após isso, as amostras foram secas em estufa a 105° C para a determinação da densidade do solo. Os pontos de 500 e 1500 kPa foram obtidos no medidor de potencial de água no solo (“dew point potentiometer”- WP4) da Decagon a partir das amostras peneiradas em malha de 2 mm. Os dados de conteúdo de água obtidos em base de massa, umidade gravimétrica, foram multiplicados pela densidade do solo, calculada a partir das amostras com estrutura não deformada das respectivas profundidades, para então obter a umidade volumétrica e, assim, reunir em uma mesma curva os pontos de umidade ( $\theta$ ) x tensão ( $\psi$ ), da mesa de tensão, do aparelho de placas porosas de Richards e do WP4. Para ajuste das curvas características de água no solo, foi empregado o modelo sugerido por van Genuchten (1980), mediante programa computacional SWRC (Dourado Neto et al., 2000).

### **5.3 –Resultados e discussão**

#### **5.3.1 . Densidade, porosidade e condutividade hidráulica saturada do solo**

Os solos dos locais de coleta são pedogeneticamente pouco desenvolvidos e apresentam grande quantidade de frações grosseiras na sua composição. A

presença dessas frações grosseiras aumenta a quantidade de espaços vazios entre as partículas, o que reduz a densidade e permite a formação de canais e fissuras (Sauer & Longsdon, 2000). De maneira geral, os teores de argila são maiores nas posições mais baixas e planas da paisagem, onde os solos são mais desenvolvidos e menos erodidos (Tabela 1). A variação observada entre os valores das frações do solo é resultante do nível de intemperismo atingido pelo solo nas diferentes posições e pelo transporte e deposição dos sedimentos pela erosão.

**Tabela 1** – Composição granulométrica da camada superficial do solo nos pontos monitorados.

Tranções	Ponto	Prof. m	Calhaus	Cascalho	g kg <sup>-1</sup>			
					Areia	Silte	Argila	*Fração TF
1	1	0,0-0,2	470	87	177	196	70	443
		0,2-0,4	292	190	152	247	119	518
	2	0,0-0,2	272	91	259	292	85	636
		0,2-0,4	317	58	270	261	95	625
	3	0,0-0,2	299	20	313	259	109	681
		0,2-0,4	336	96	247	224	97	568
	4	0,0-0,2	241	86	260	309	103	673
		0,2-0,4	543	0	186	203	68	457
2	1	0,0-0,2	152	0	308	314	226	848
		0,2-0,4	141	0	279	230	350	859
	2	0,0-0,2	119	0	415	292	175	882
		0,2-0,4	143	0	345	316	196	857
	3	0,0-0,2	383	251	164	149	55	367
		0,2-0,4	-	-	-	-	-	-
3	1	0,0-0,2	148	100	313	360	81	754
		0,2-0,4	437	90	238	169	65	473
	2	0,0-0,2	204	65	314	315	102	731
		0,2-0,4	51	0	358	434	156	949
	3	0,0-0,2	122	86	404	297	90	792
		0,2-0,4	75	0	453	358	114	925
	4	0,0-0,2	151	273	294	223	59	576
		0,2-0,4	-	-	-	-	-	-
4	1	0,0-0,2	294	0	397	187	122	706
		0,2-0,4	151	231	352	156	109	618
	2	0,0-0,2	249	101	362	183	104	649
		0,2-0,4	156	130	362	212	139	714
	3	0,0-0,2	253	395	121	146	83	330
		0,2-0,4	176	302	220	191	110	522

Calhaus (>20 mm); cascalho (2-20 mm); areia (2-0,05 mm); silte (0,05-0,002 mm) e argila (< 0,002 mm). \*TF: terra fina (<2 mm).

O solo das glebas avaliadas apresenta baixos valores de densidade do solo e altos valores de porosidade total, macroporosidade (Tabela 2) e de condutividade

hidráulica do solo saturado (Figuras 4, 5, 6 e 7). Observa-se a tendência da camada arável (0 a 0,2 m) apresentar maiores valores de macroporosidade e menor densidade, sendo que isso é uma característica esperada, devido ao revolvimento freqüente dessa camada. A alta porosidade observada neste estudo favorece a infiltração de água no solo e as frações grosseiras reduzem a capacidade de armazenamento de água no solo (Fies et al., 2002), como também foi observado em levantamentos anteriores (Reichert et al., 2001a e 2003).

A alta pedregosidade observada na superfície do solo contribui para reduzir o escoamento da água precipitada e facilita a infiltração da água (Sauer & Logsdon, 2000; Mandal et al., 2005). Essas são condições que favorecem o fluxo preferencial de água e solutos no solo e podem contribuir para a descida mais rápida do nitrato aplicado.

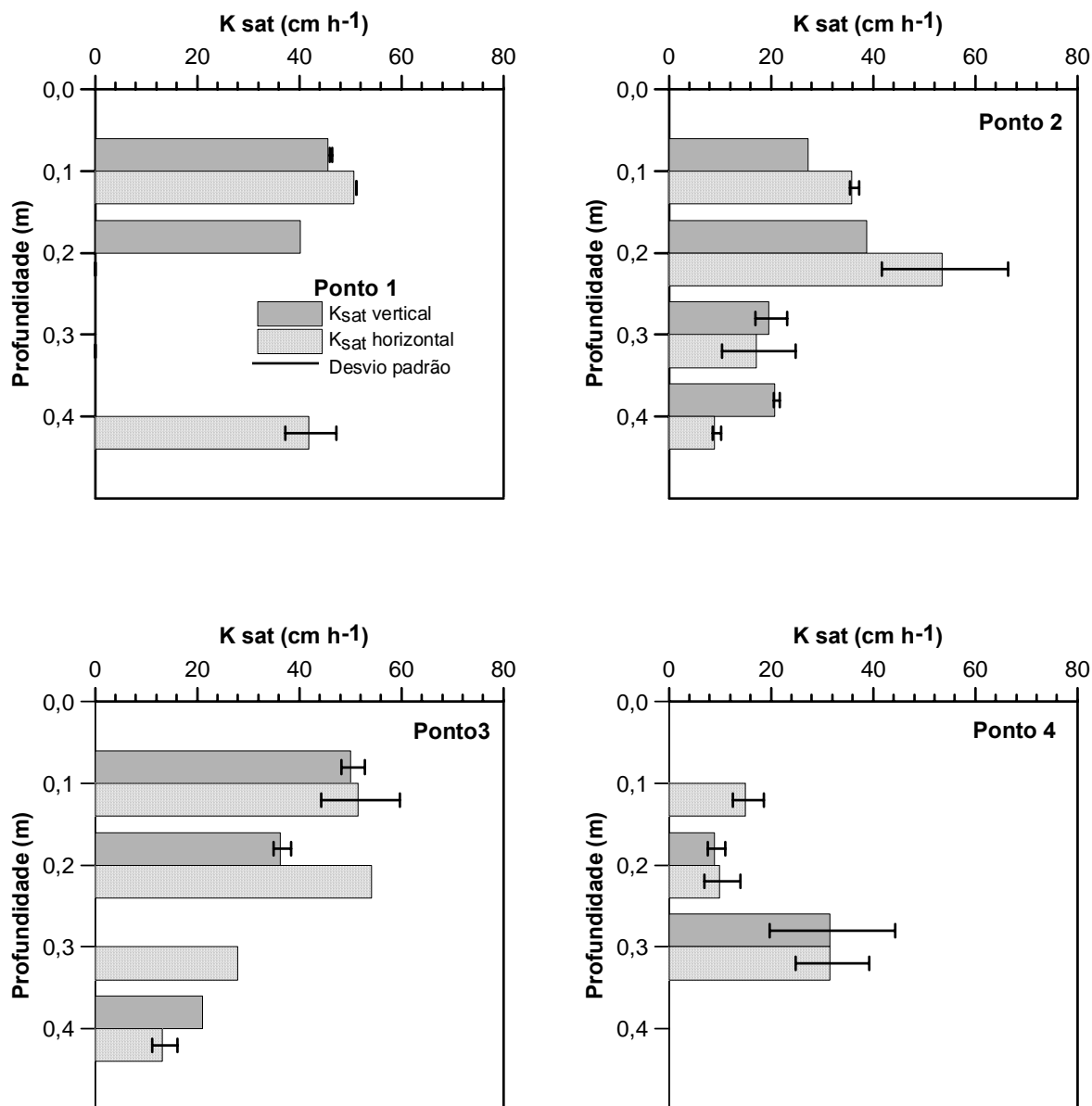
A condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) teve grande variação entre as profundidades e entre os diferentes pontos e posições da paisagem (Figuras 4, 5, 6 e 7). Essa grande variação pode ser considerada normal, devido à heterogeneidade do solo (Mesquita & Moraes, 2004) e à presença de frações grosseiras (Sauer & Logsdon, 2002). A sua determinação em laboratório e campo produz resultados com elevada dispersão, o que indica que esta propriedade é altamente variável. Os principais atributos do solo que afetam a  $K_{sat}$  são a quantidade e a continuidade dos poros. Haws et al. (2004) verificaram que, em condições saturadas, os macroporos são os principais caminhos dos solutos no solo.

Os fluxos de gases, bem como o movimento da água no solo, estão intimamente relacionados ao volume e à continuidade dos macroporos. A capacidade de infiltração e a redistribuição da água no perfil dependem dessa propriedade (Hillel, 1998). A condutividade hidráulica saturada do solo ( $K_{sat}$ ) é uma das propriedades de grande relevância para estudos de movimento de água e solutos no solo.

**Tabela 2** – Densidade, porosidade total, macroporosidade e microporosidade do solo.

Tranções	Posição	Prof. m	Densidade Mg m <sup>-3</sup>	Porosidade total m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	Macroporosidade m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	Microporosidade m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
1	1	0-0,1	1,01	0,65	0,33	0,32
		0,1-0,2	1,04	0,60	0,27	0,33
		0,2-0,3	0,92	0,59	0,30	0,29
		0,3-0,5	1,23	0,57	0,19	0,38
	2	0-0,1	1,11	0,38	0,13	0,25
		0,1-0,2	1,23	0,56	0,19	0,36
		0,2-0,3	1,15	0,58	0,21	0,36
		0,3-0,5	1,19	0,56	0,20	0,36
	3	0-0,1	1,06	0,61	0,28	0,33
		0,1-0,2	1,19	0,58	0,22	0,36
		0,2-0,3	1,16	0,61	0,21	0,40
	4	0-0,1	1,22	0,57	0,14	0,43
0,1-0,2		1,16	0,57	0,14	0,42	
0,2-0,3		1,07	0,57	0,15	0,42	
2	1	0-0,1	0,97	0,64	0,33	0,31
		0,1-0,2	1,33	0,58	0,25	0,34
		0,2-0,3	1,27	0,53	0,12	0,41
		0,3-0,5	1,14	0,65	0,09	0,56
	2	0-0,1	1,32	0,53	0,12	0,41
		0,1-0,2	1,26	0,53	0,15	0,38
		0,2-0,3	1,11	0,55	0,21	0,34
	3	0-0,1	1,02	0,53	0,29	0,24
		0,1-0,2	1,08	0,55	0,26	0,29
		0,2-0,3	1,11	0,54	0,26	0,29
		0,3-0,5	1,12	0,56	0,27	0,28
	3	1	0-0,1	1,14	0,58	0,17
0,1-0,2			1,10	0,59	0,20	0,39
0,2-0,3			1,31	0,56	0,11	0,45
0,3-0,5			1,15	0,59	0,17	0,41
2		0-0,1	1,06	0,63	0,26	0,37
		0,1-0,2	1,16	0,61	0,19	0,42
		0,2-0,3	1,26	0,54	0,10	0,44
		0,3-0,5	1,10	0,63	0,17	0,46
3		0-0,1	1,31	0,54	0,11	0,42
		0,1-0,2	1,31	0,57	0,16	0,41
		0,2-0,3	1,26	0,55	0,14	0,41
		0,3-0,5	1,42	0,50	0,12	0,38
4	0-0,1	1,21	0,56	0,09	0,47	
	0,1-0,2	1,35	0,53	0,16	0,37	
	0,2-0,3	1,34	0,53	0,15	0,38	
	0,3-0,5	1,10	0,63	0,17	0,46	
4	1	0-0,1	1,19	0,55	0,25	0,30
		0,1-0,2	1,08	0,55	0,26	0,29
		0,2-0,3	1,11	0,54	0,26	0,29
		0,3-0,5	1,12	0,56	0,27	0,28
	2	0-0,1	1,11	0,52	0,27	0,26
		0,1-0,2	1,18	0,51	0,27	0,25
		0,2-0,3	1,24	0,52	0,24	0,28
	3	0-0,1	1,16	0,53	0,26	0,27
		0,1-0,2	1,30	0,50	0,19	0,31
		0,2-0,3	1,23	0,51	0,24	0,27
		0,3-0,5	1,45	0,43	0,14	0,28



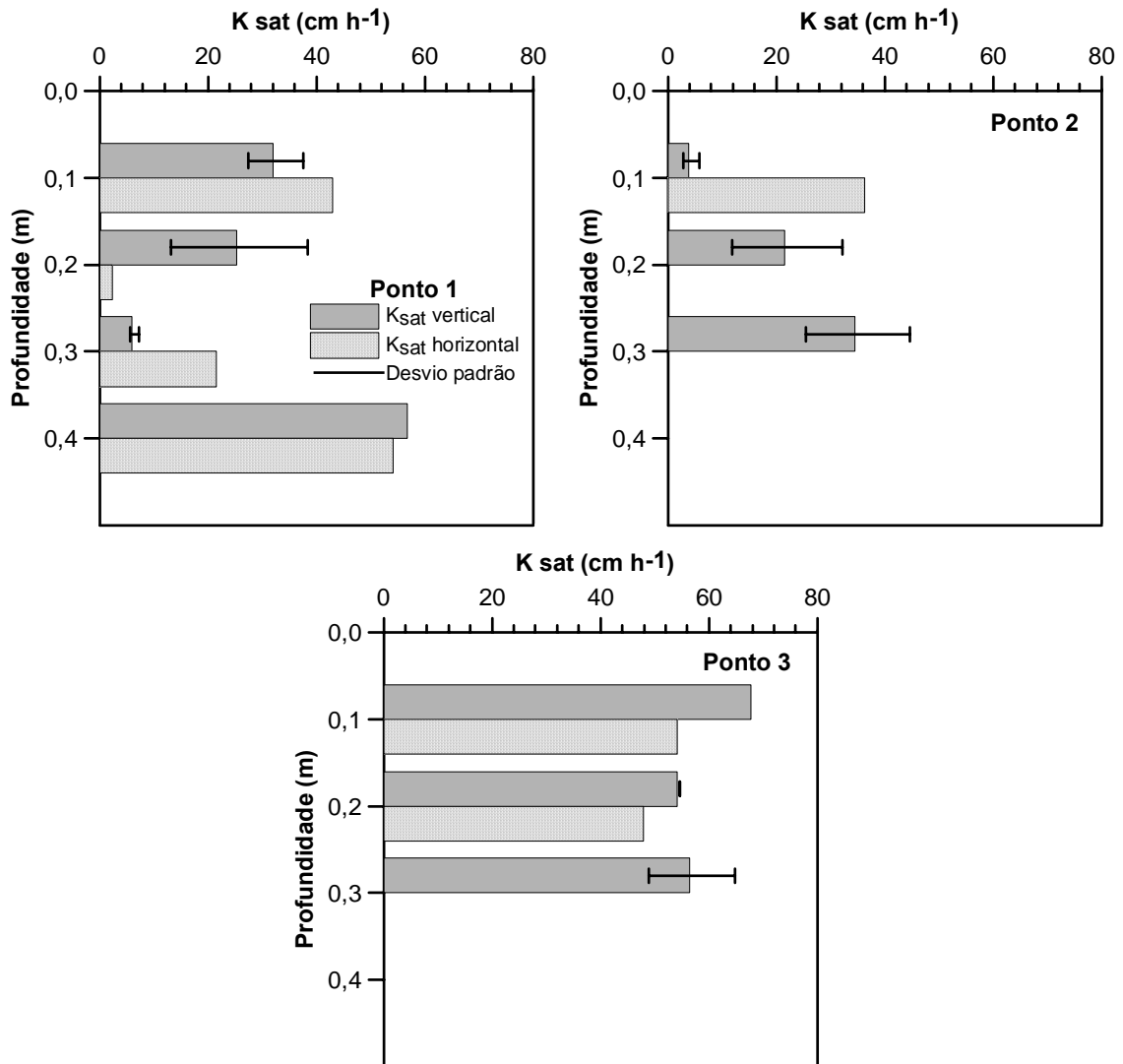


**Figura 4** - Condutividade hidráulica do solo saturado nos pontos localizados na transeção 1.

Observa-se a tendência da condutividade hidráulica do solo ser menor (Figura 6) nos locais onde na composição do solo predomina a fração terra fina (areia + silte+argila) e ser maior nos locais com predomínio das frações grosseiras (cascalho + calhaus), onde geralmente a quantidade de macroporos é maior. Na transeção 1, observa-se a tendência da Ksat ser maior onde predominam macroporos e menor quantidade da fração terra fina (< 2 mm).

Dessa forma, a composição do solo exerce grande influência sobre o tamanho e continuidade dos poros, mesmo que a quantidade de poros totais seja

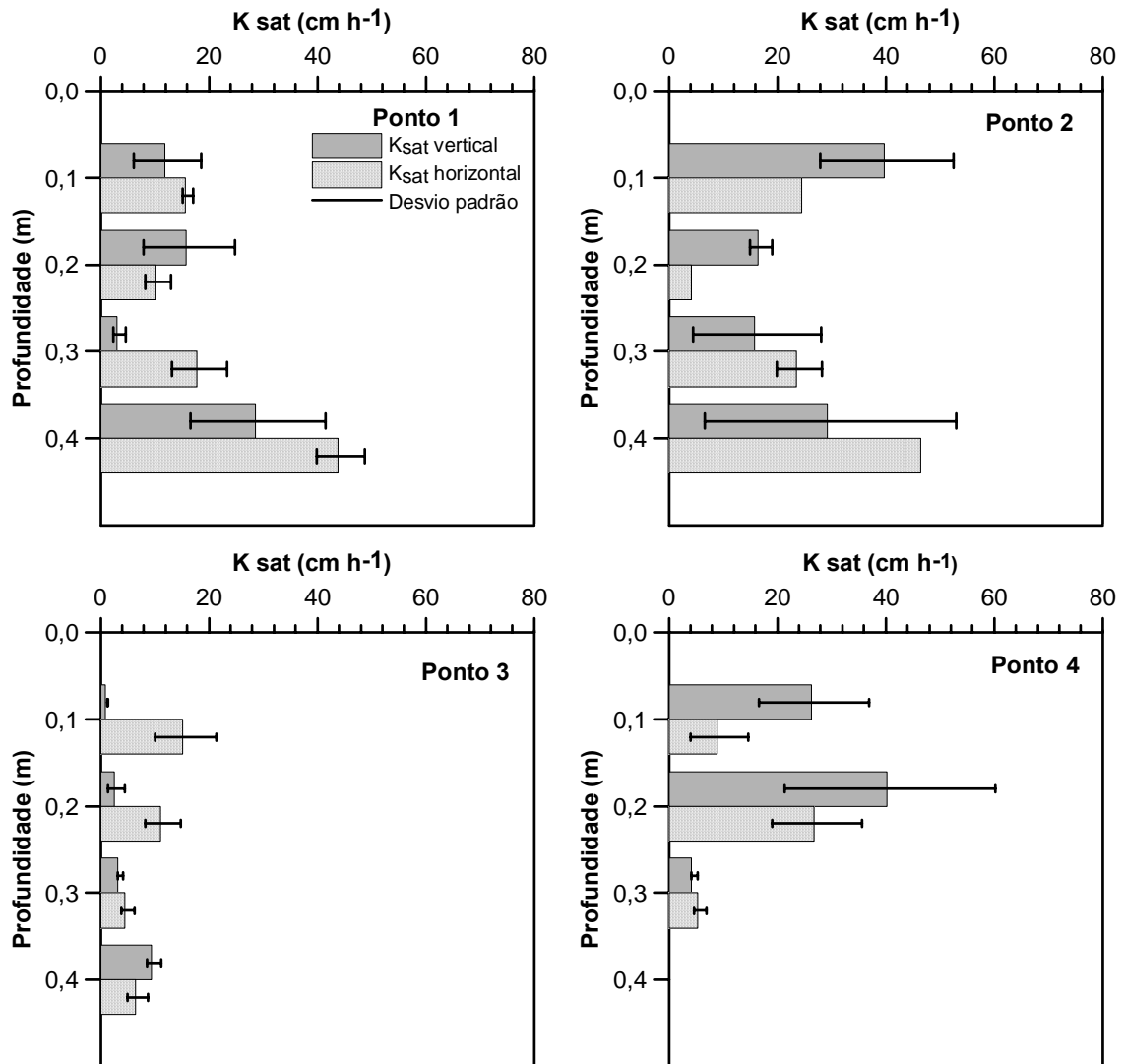
semelhante (Tabela 2). Na transeção 2, observa-se que nos pontos 1 e 2 a Ksat é menor em relação ao ponto 3 e isso pode estar relacionado ao maior teor de frações menores que 2 mm (areia, silte e argila) e a maior quantidade e macroporos no ponto 3 (Tabela 2).



**Figura 5** - Condutividade hidráulica do solo saturado nos pontos localizados na transeção 2.

O alto grau de revolvimento do solo e os baixos teores de matéria orgânica impedem a agregação eficiente das partículas (Reichert et al., 2001a e 2003). Assim, os poros são formados e destruídos periodicamente pelo revolvimento do solo. Se por um lado, a macroporosidade e a alta Ksat facilitam a infiltração e a

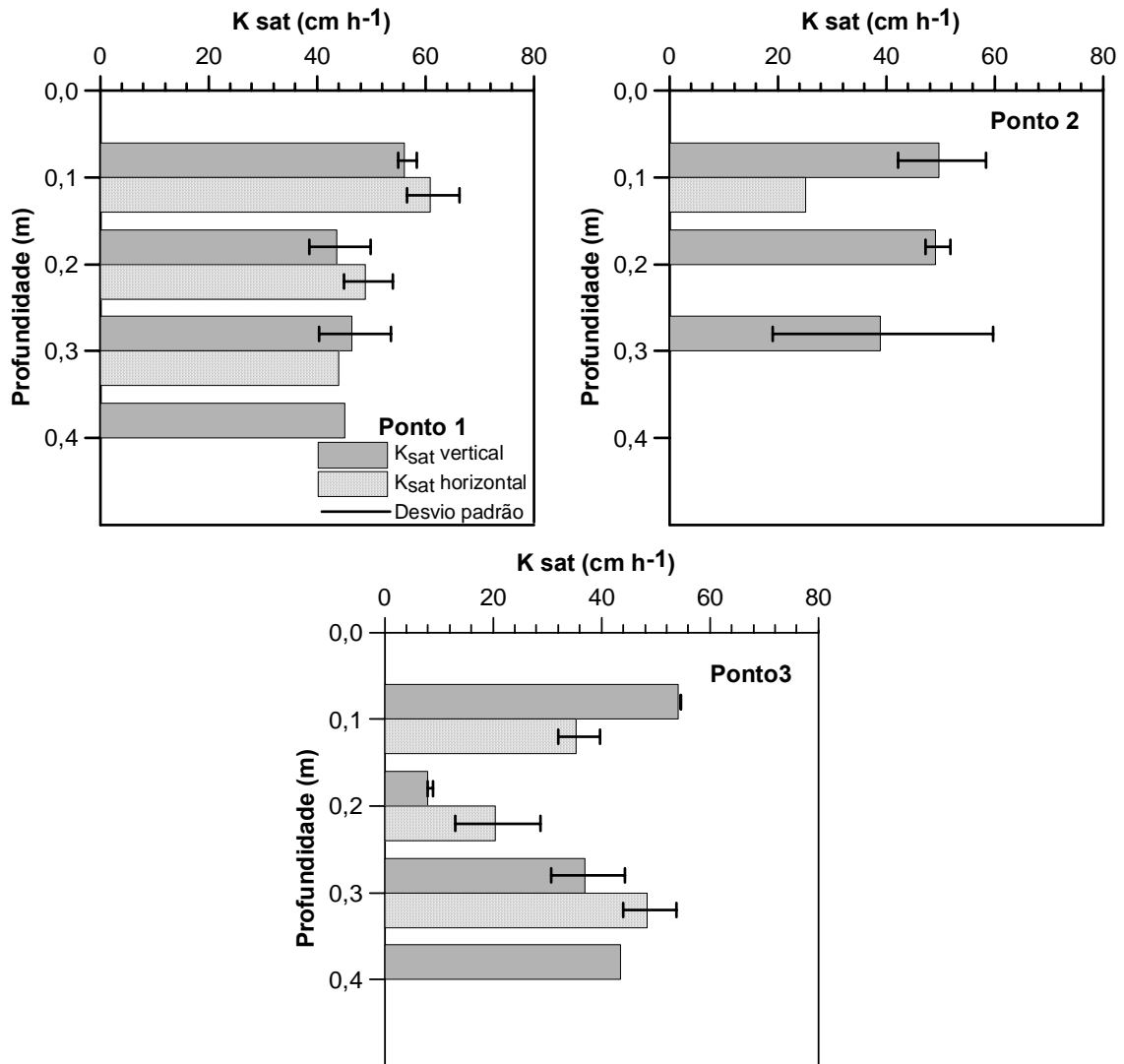
drenagem da água no perfil do solo, por outro lado, a pequena espessura do solo pode levar a uma saturação mais rápida e a alta declividade aumenta as perdas por escoamento (Sequinatto et al., 2006), principalmente em chuvas de alta intensidade (Pellegrini, 2006).



**Figura 6** - Condutividade hidráulica do solo saturado nos pontos localizados na transeção 3.

Nas transeções 3 e 4, observa-se a mesma tendência, ou seja, a Ksat é maior onde existe menor quantidade de TF e maior macroporosidade. Essa tendência ocorre entre os pontos e entre as profundidades do mesmo ponto. Nesse local, pode-se destacar o ponto 3, onde ocorreram a menor Ksat observada nesse

estudo, o que pode estar relacionado ao maior desenvolvimento do solo, pela maior quantidade de TF, menor quantidade de macroporos e maior densidade observada.



**Figura 7** - Condutividade hidráulica do solo saturado nos pontos localizados na transeção 4.

Na maioria dos pontos avaliados, a condutividade hidráulica do solo foi alta (Figuras 4, 5, 6 e 7). Essa condição facilita o movimento de água no solo em períodos de chuvas freqüentes e cria-se uma condição favorável ao movimento descendente do nitrato. Os valores de Ksat encontrados forma altos em relação aos observados na literatura para solos mais homogêneos. Lima et al. (2006)

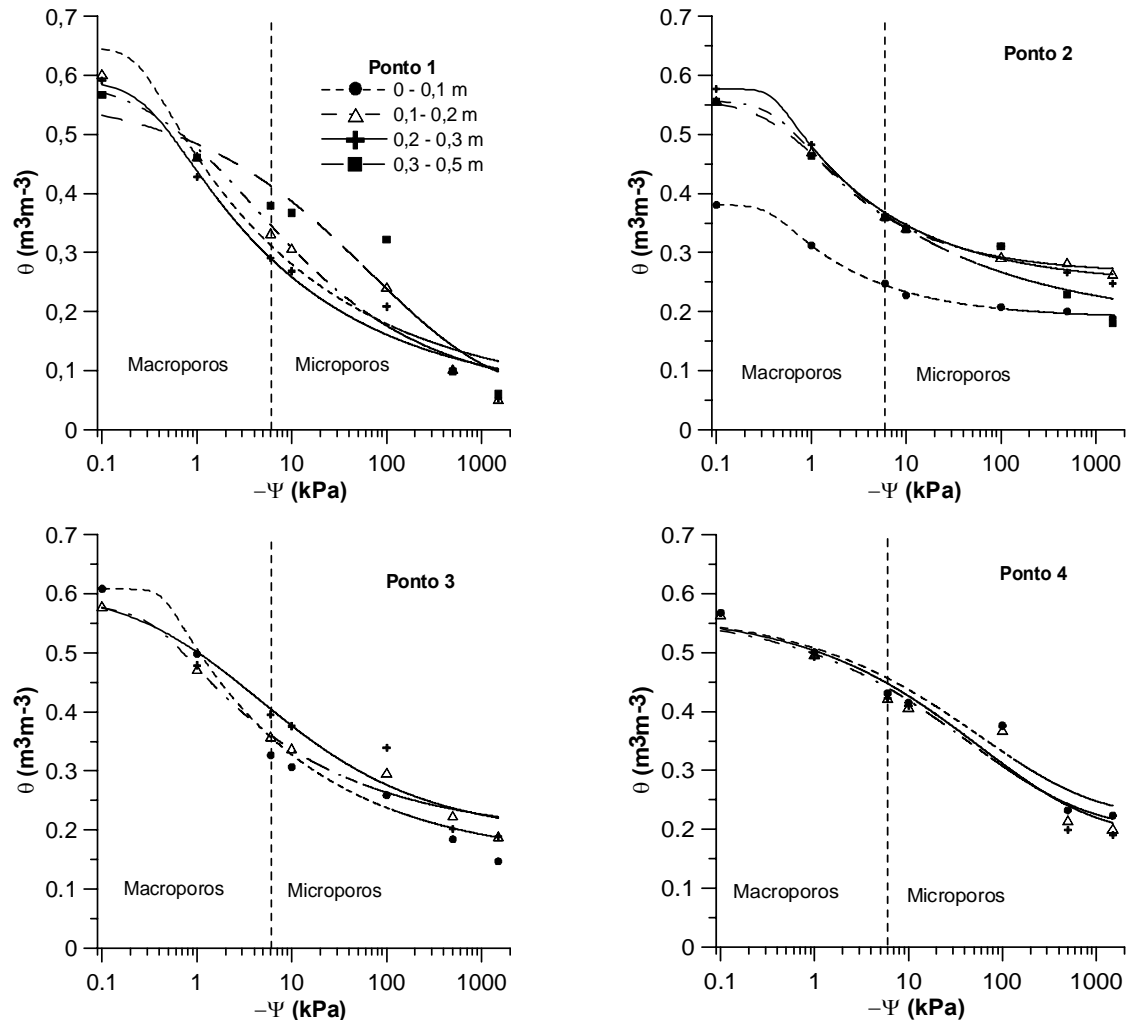
encontraram valores de  $K_{sat}$  variando de 1,04 a 4,44  $\text{cm h}^{-1}$ , em Argissolo franco arenoso submetido a diferentes níveis de compactação. A condutividade hidráulica do solo saturado possui relação direta e significativa com a taxa de infiltração de água no solo (Sales et al., 1999). Esses mesmos autores encontraram valores de  $K_{sat}$  de 2,1 a 8,2  $\text{cm h}^{-1}$  em Latossolo e Argissolo. Apesar de a  $K_{sat}$  ser semelhante em ambos os sentidos, no campo a tendência do movimento dos solutos é na vertical, pois os poros tendem a ser contínuo no perfil do solo. Mohanty & Mousli (2000), em transeções em lavouras, encontraram grande variação na densidade, porosidade e  $K_{sat}$  do solo e verificaram que a maior  $K_{sat}$  ocorreu em pontos com maior quantidade e continuidade dos poros. Mas os valores de  $K_{sat}$  por eles encontrados não ultrapassaram os 10  $\text{cm h}^{-1}$ , principalmente por serem solos mais homogêneos quanto à composição granulométrica. Silva et al. (2005) encontraram valores médios de  $K_{sat}$  de 33,3  $\text{cm h}^{-1}$ , 28,6  $\text{cm h}^{-1}$ , 5,8  $\text{cm h}^{-1}$  e 9,8  $\text{cm h}^{-1}$  na camada superficial (0 a 0,175 m) de um Argissolo submetido ao preparo convencional (PC), preparo reduzido (PR), plantio direto (PD) e campo nativo (CN), respectivamente. A maior  $K_{sat}$  observada no PC e PR foi atribuída à maior macroporosidade proporcionada pelo revolvimento do solo.

Os macroporos fazem a conexão entre as camadas de solo de interesse agrícola (explorada pelo sistema radicular) e a camada do solo de interesse ambiental (abaixo da zona radicular) (McCoy et al., 1994). A água que drena pelos macroporos pode seguir seu caminho por fraturas do saprólito ou da rocha matriz e atingir a água subterrânea (Haag & Kaupenjohann, 2001). Essas perdas por drenagem normalmente são maiores nas primeiras chuvas após a aplicação do produto no campo (Shipitalo et al., 2000).

### 5.3.2 . Retenção de água no solo

A capacidade de retenção de água no solo é uma propriedade determinada pela estrutura e pela granulometria do solo. Os poros são responsáveis pela retenção capilar da água e, quanto maior o seu tamanho, menor é a energia de retenção dessa água. Os macroporos (poros maiores que 0,05 mm) são rapidamente esvaziados após saturação do solo e essa água normalmente drena

para camadas mais profundas. A curva de retenção de água no solo mostra a relação entre a energia de retenção e o teor de água no solo.

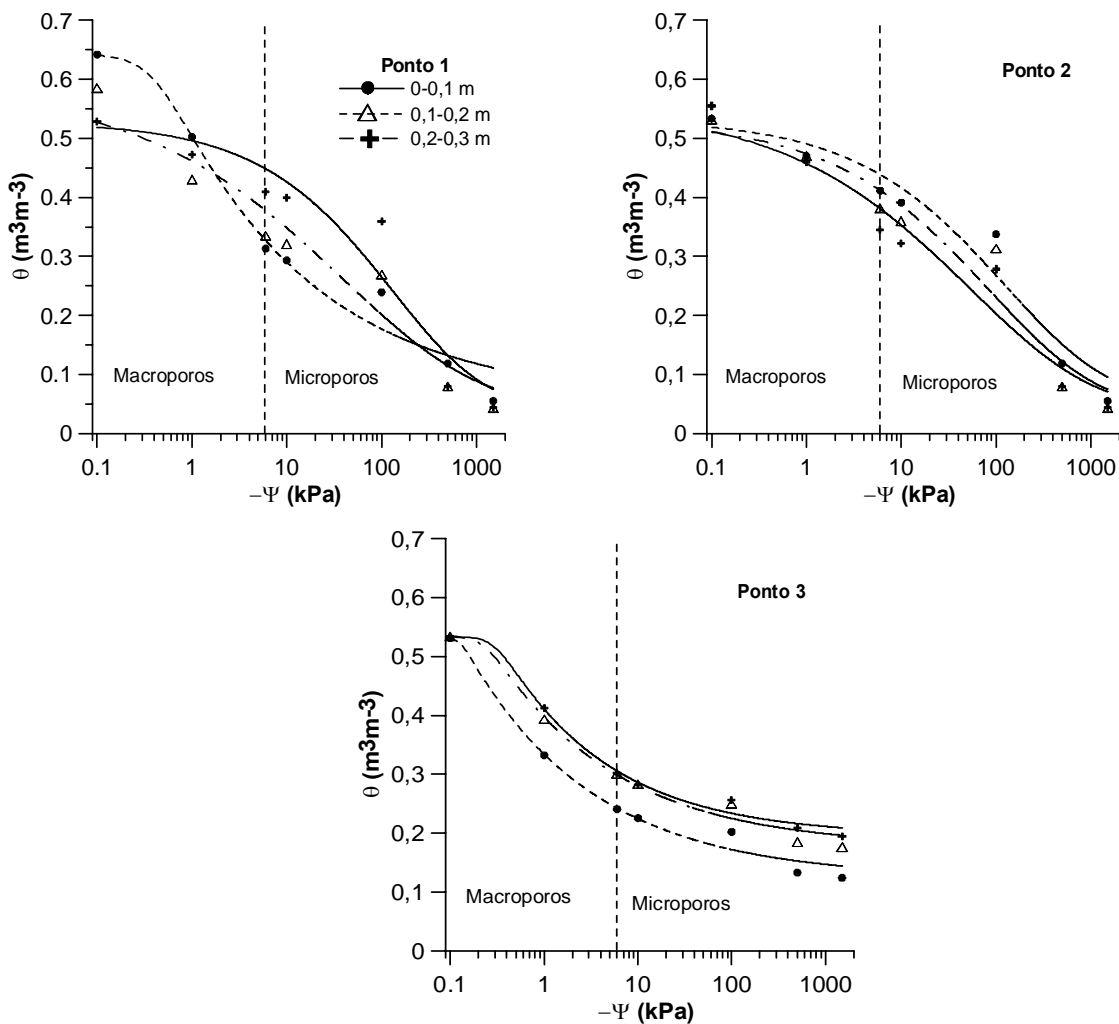


**Figura 8** – Curvas de retenção de água no solo para os pontos localizados na transeção 1.

Neste estudo, verifica-se que, em condições saturadas, as amostras perdem rapidamente a água retida nos macroporos (limite representado pela linha pontilhada do gráfico) (Figuras 8, 9,10 e 11), sendo essa água a principal responsável pelo transporte de contaminantes no perfil do solo. A diferença observada entre as profundidades e entre os pontos é devido à variação na quantidade de poros.

Na água retida a potenciais menores (microporos), observa-se maior diferença entre os pontos avaliados e isso se deve principalmente à variação na

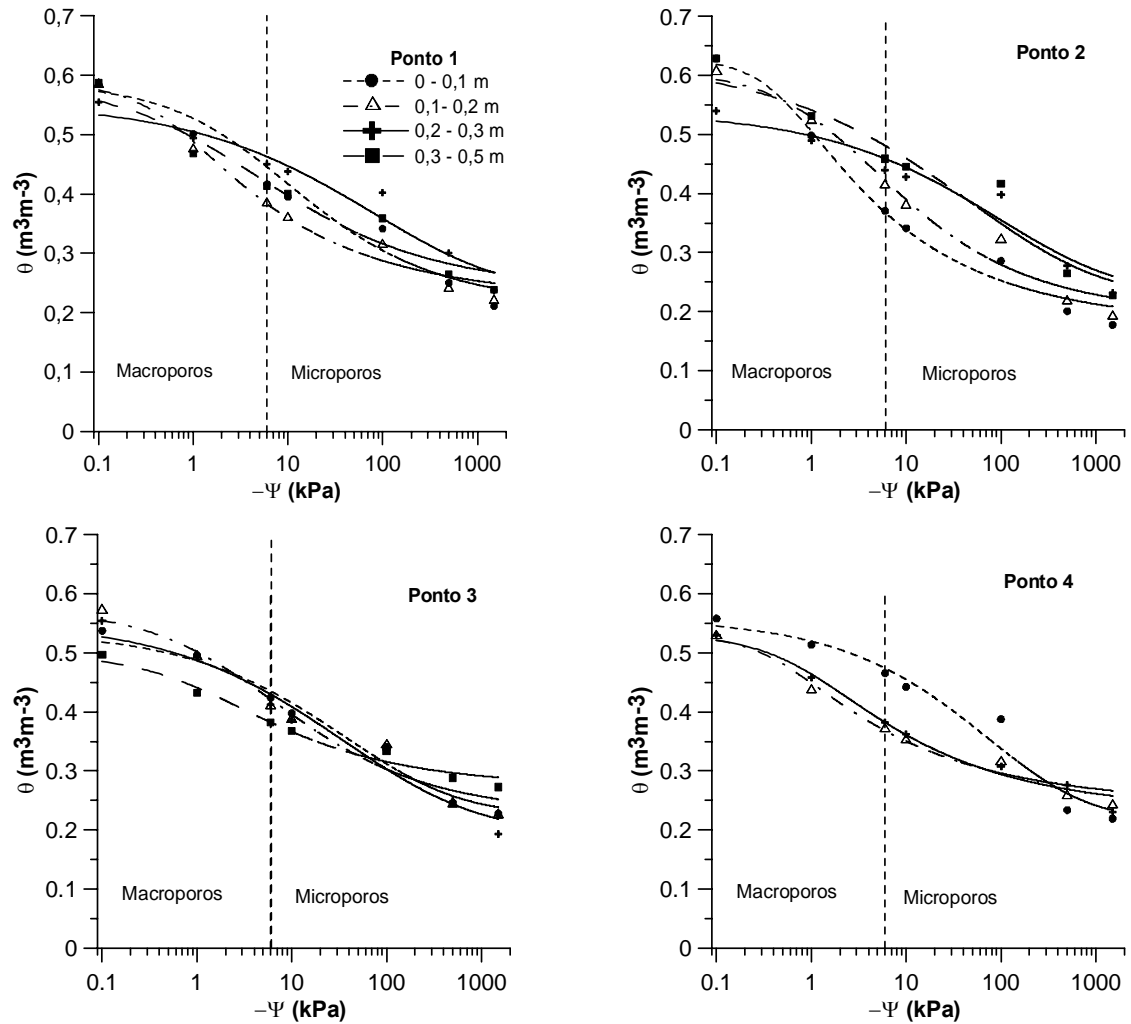
composição da fração menor que 2 mm, no tamanho das frações e na composição mineralógica. Esses solos, por serem pedogeneticamente jovens, possuem menor quantidade de fração argila, mas ainda possuem argilominerais expansivos (2:1) (montmorilonita, vermiculita) que, em condições de alta umidade, têm a capacidade de expandir e aumentar o seu espaço entre-camadas, o que aumenta a retenção de água.



**Figura 9** – Curvas de retenção de água no solo para os pontos localizados na transeção 2.

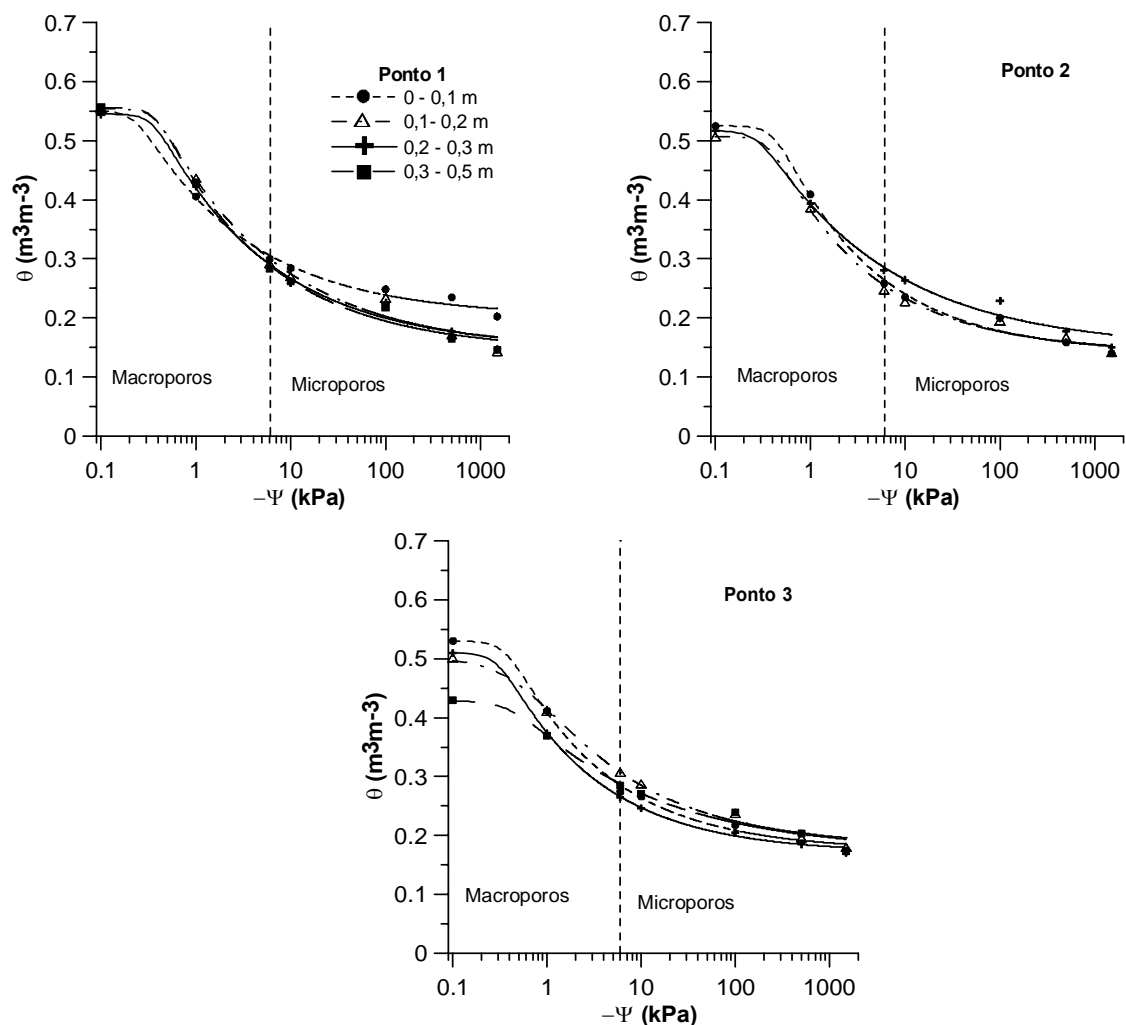
Em função da influência do tipo de argilomineral, observa-se que locais planos, onde os solos são mais desenvolvidos e possuem maior teor de argila na fração terra fina (<2 mm) (Anexo D), a quantidade de água retida a potenciais menores foi bem menor (Figura 9, ponto 1 e 2) que nos locais onde os solos são

pouco desenvolvidos e possuem maior quantidade de frações grosseiras (Figuras 8, 10 e 11) e, portanto, são solos menos intemperizados.



**Figura 10** – Curvas de retenção de água no solo para os pontos localizados na transeção 3.

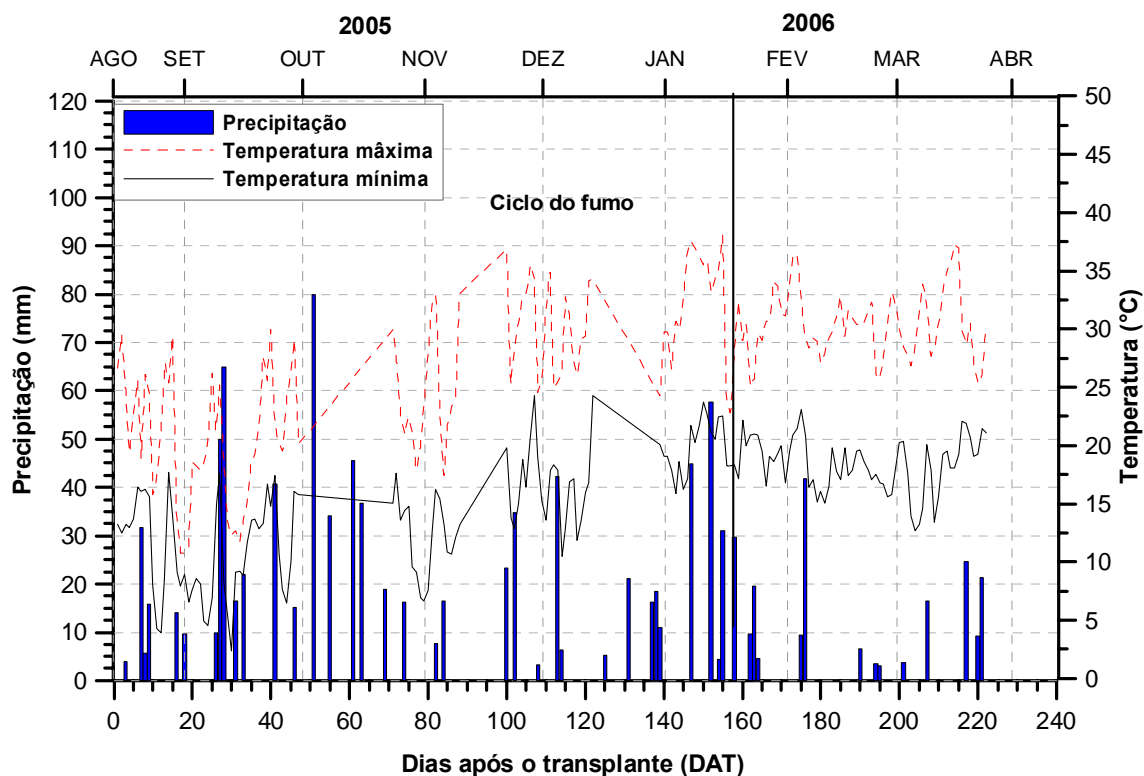




**Figura 11** – Curvas de retenção de água no solo para os pontos localizados na transeção 4.

### 5.3.3 . Precipitação e temperatura do ar durante o período de avaliações

As chuvas foram mais intensas e freqüentes no início do estabelecimento da cultura do fumo (Figura 12), o que aumenta o potencial de lixiviação, pois aumenta a recarga do lençol freático (Lowery et al., 1998). Nesse mesmo período, a temperatura do ar foi menor. Esses fatores associados ao pequeno desenvolvimento radicular e da parte aérea das plantas tornam um ambiente propício à lixiviação de nitrato. As chuvas freqüentes mantêm a umidade do solo alta e as baixas temperaturas e a pequena área foliar das plantas reduz a taxa de evapotranspiração. Nessas condições, o fluxo de água e solutos no solo pode ser intensificado (Knox & Moody, 1991).



**Figura 12** – Precipitação e temperatura do ar durante o período das avaliações.

A instalação dos lisímetros foi realizada no dia 22 de outubro de 2005 (60 DAT), quando as plantas já estavam em pleno desenvolvimento. A partir desse período, as chuvas foram menos freqüentes e as altas temperaturas e a maior área foliar das plantas aumentaram a taxa de evapotranspiração. Nessas condições, o fluxo de água é reduzido, mas é mais intenso durante e logo após a chuva.

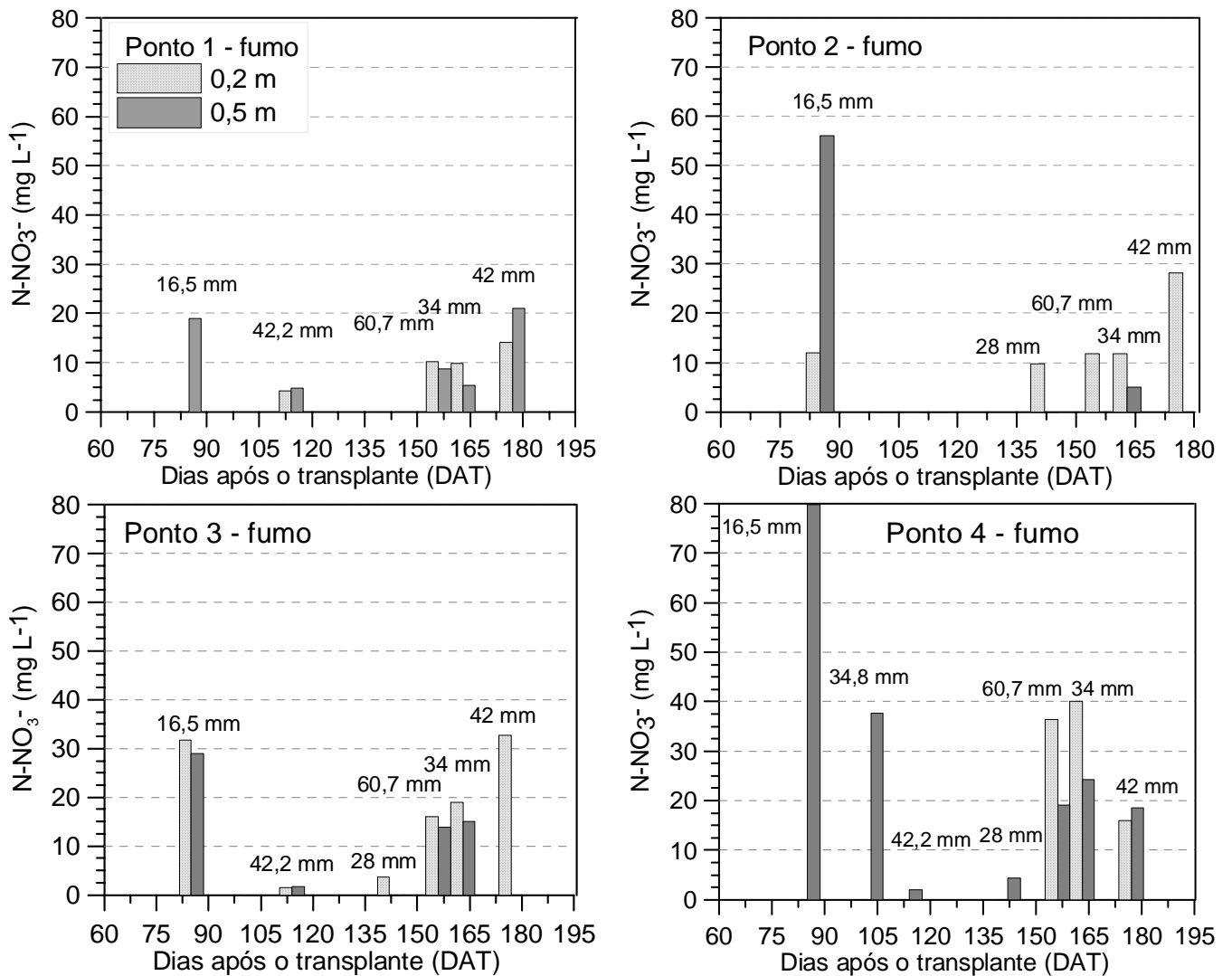
Nessa fase de desenvolvimento do fumo, a exigência de nitrogênio é menor, mas grande parte do nitrogênio aplicado na base e em cobertura, já pode ter atingido camadas abaixo da zona radicular, devido às condições climáticas favoráveis ocorridas no início do ciclo da cultura.

#### 5.3.4 . Concentração de nitrato na solução do solo

A concentração de nitrato na solução do solo foi variável em função da posição e da profundidade de coleta. O nitrato encontrado a 0,5 m de profundidade

difícilmente é absorvido pelo fumo, pois o seu sistema radicular se concentra nos primeiros 0,2 m da camada arável (Pellegrini, 2006). Além disso, nessa fase a demanda de nitrogênio pela planta é pequena.

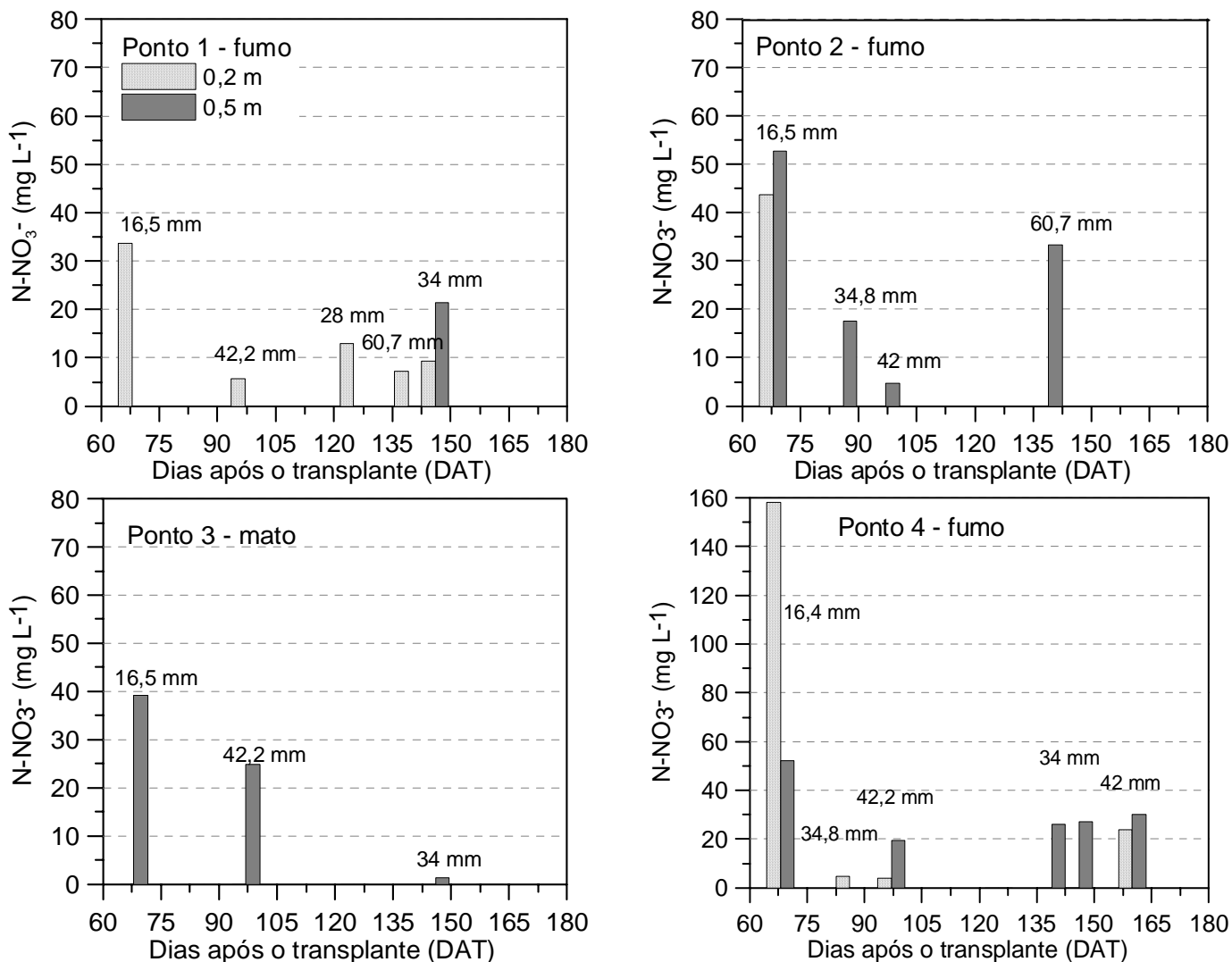
A concentração de nitrato, na transeção 1, foi maior nas primeiras coletas e a concentração apresentou-se mais alta abaixo da zona radicular e nas posições mais baixas do relevo (Figura 13).



**Figura 13** – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 1. Os valores acima das colunas representam a precipitação ocorrida.

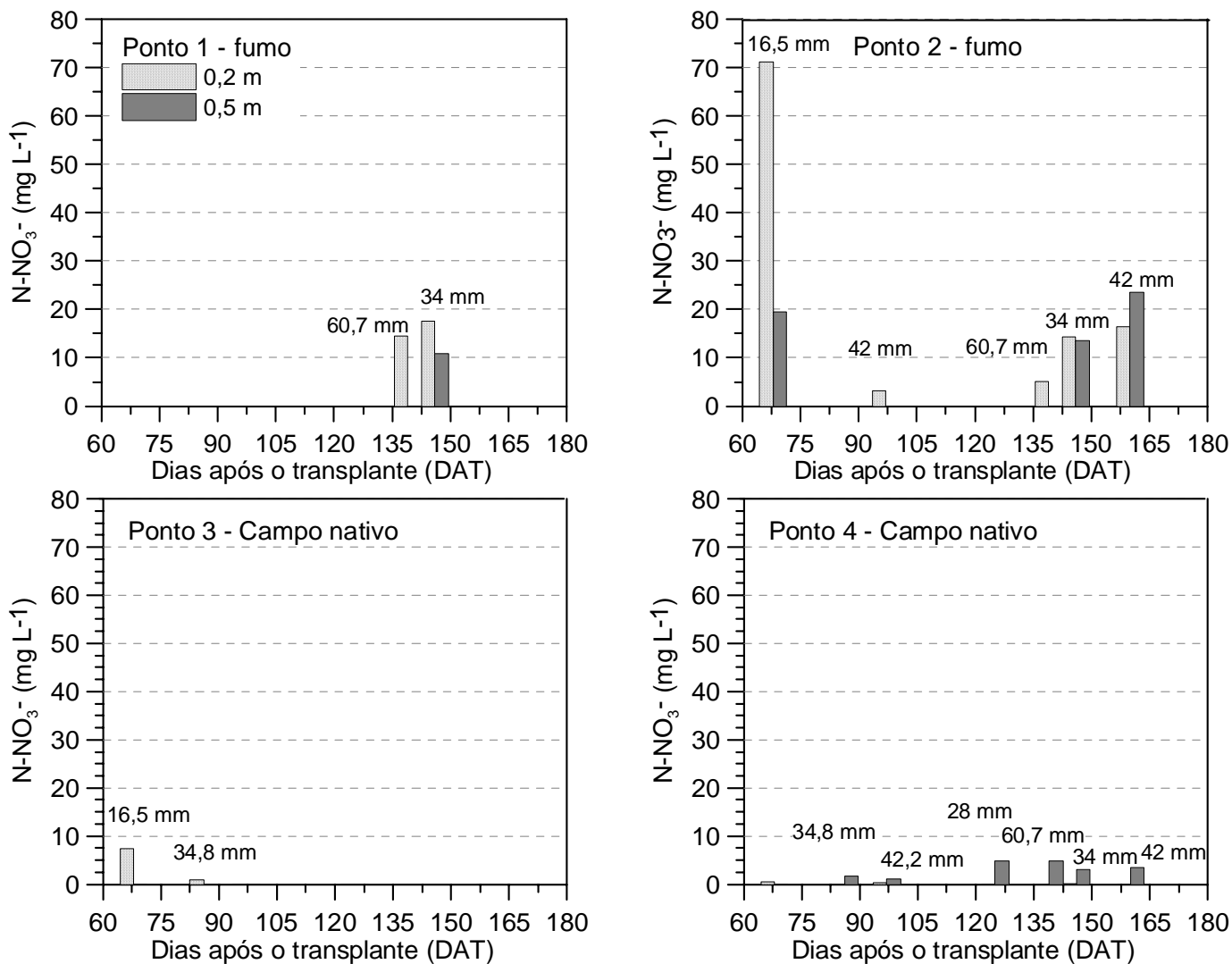
A possibilidade de ascensão capilar do nitrato lixiviado abaixo do sistema radicular é pequena nessas condições, pois a alta precipitação ocorrida deve estar acima da taxa de evapotranspiração da cultura, e a grande quantidade de frações grosseiras e macroporos reduzem o fluxo insaturado no solo. Observa-se que em alguns locais não se obteve coleta de solução na camada de 0,2 m, podendo isso ser atribuído à baixa capacidade de armazenamento de água nessa camada e ao fluxo preferencial via macroporos.

Os picos de nitrato verificados na camada superficial do solo no ponto 4 do transeção 2 (Figura 14) e ponto 2 do transeção 3 (Figura 15) são resultantes de aplicações complementares de salitre em cobertura. Essa é uma prática comum entre os fomicultores locais, que ao perceberem menor desenvolvimento ou o amarelecimento precoce de algumas plantas na lavoura, colocam pequenas porções de fertilizantes ao lado da planta, com o intuito de suprir a deficiência de nitrogênio encontrada nesses locais.

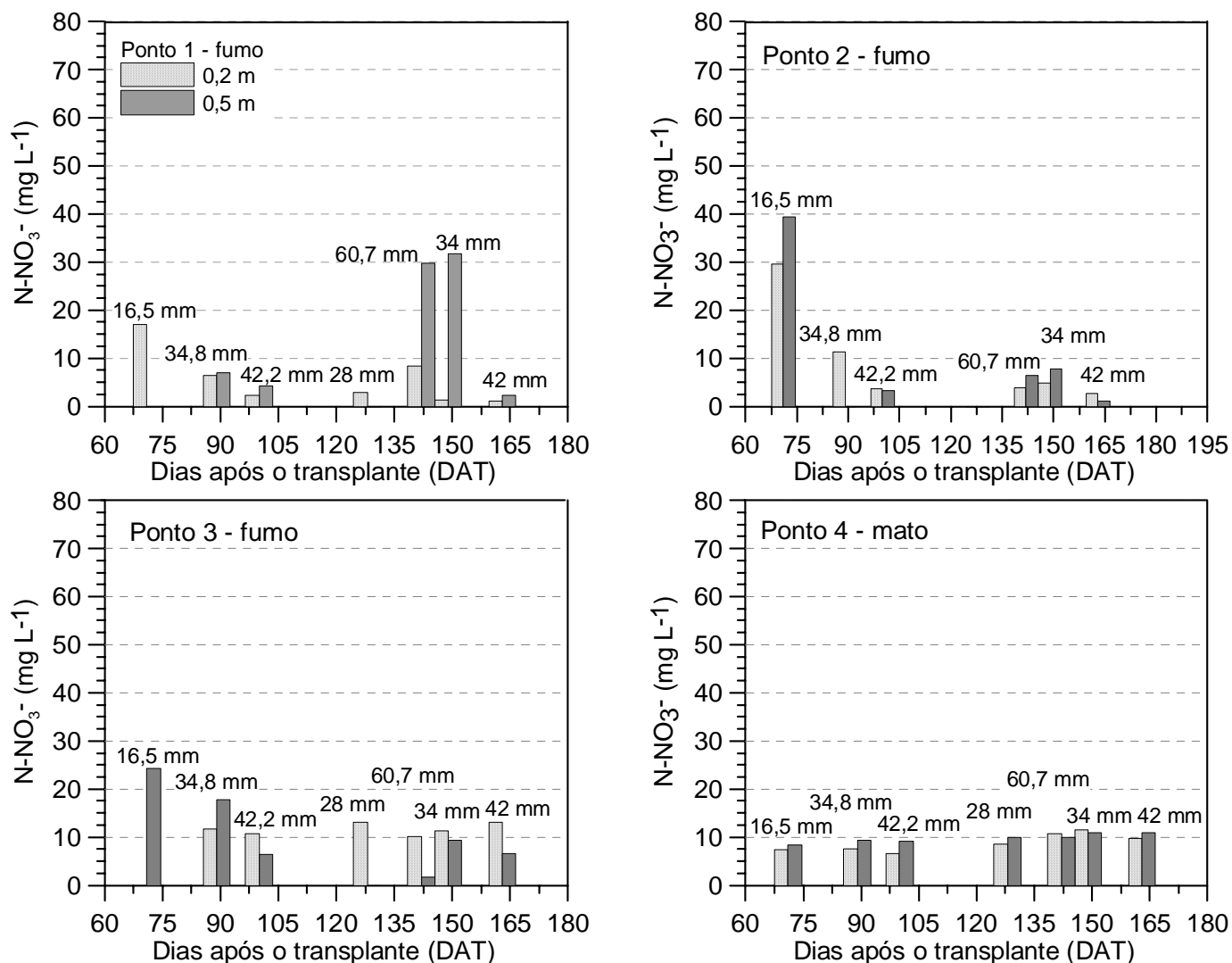


**Figura 14** – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 2. Os valores acima das colunas representam a precipitação ocorrida.

Na transeção 3, as coletas foram pouco freqüentes e os teores de nitrato encontrados nesse local foram menores que nas outras lavouras (Figura 15). A concentração de nitrato na solução do solo no campo nativo (ponto 3 e 4) é extremamente baixa em relação aos valores encontrados nas lavouras de fumo, mesmo que os teores de matéria orgânica sejam maiores (Rheinheimer, 2001 e 2003).



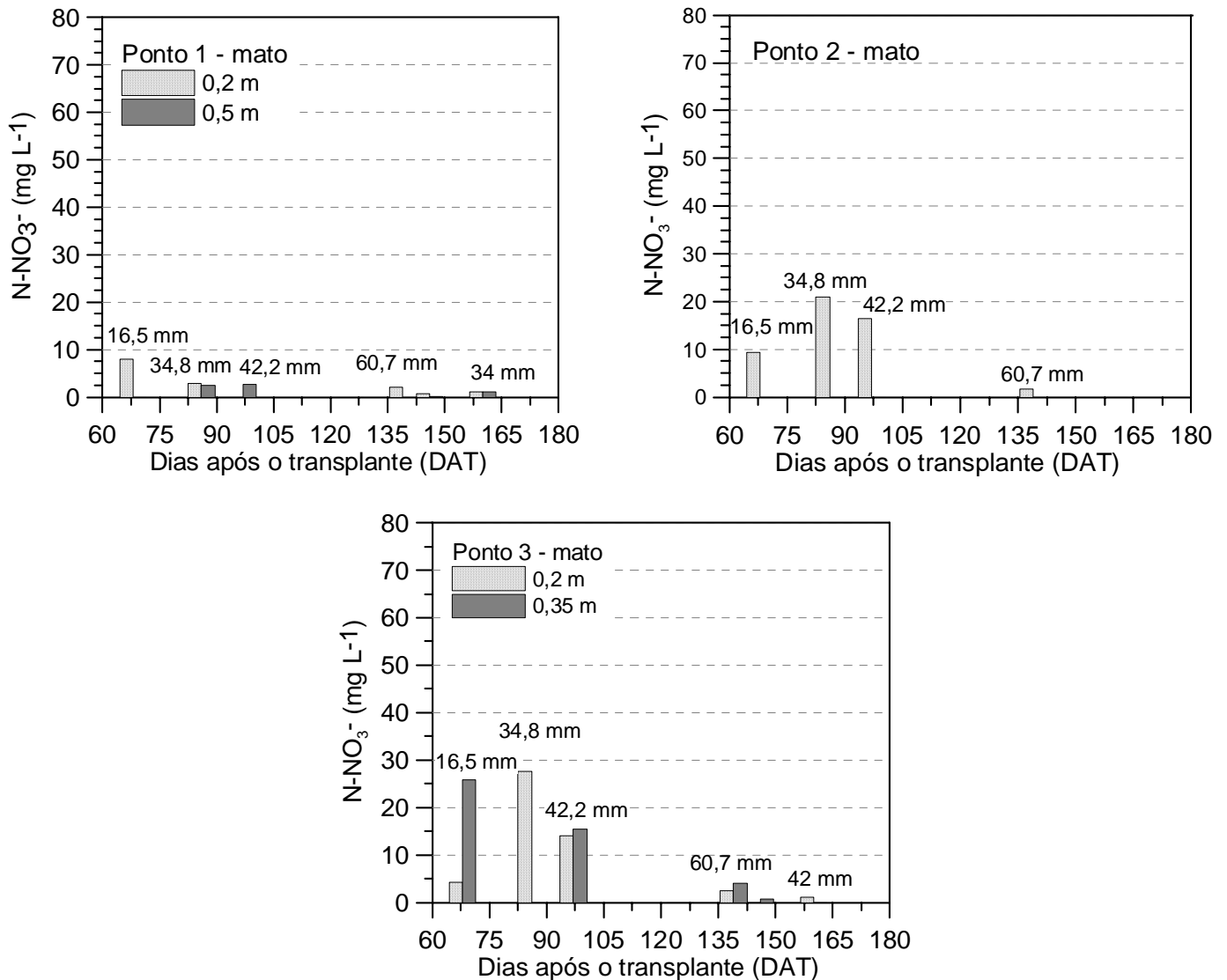
**Figura 15** – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 3. Os valores acima das colunas representam a precipitação ocorrida.



**Figura 16** – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 4. Os valores acima das colunas representam a precipitação ocorrida.

A concentração de nitrato na solução do solo nas matas foi baixa em relação aos teores verificados nas lavouras de fumo. Na profundidade de 0,5 m, os teores foram menores que a 0,2 m e pouco freqüentes (Figura 17). No ponto 3, os teores de nitrato foram superiores na segunda profundidade, que nesse local ficou a 0,35 m, devido à alta pedregosidade. Dessa forma, o nitrato encontrado nas lavouras tem origem predominante dos fertilizantes nitrogenados aplicados, pois os teores de matéria orgânica são extremamente baixos quando comparados aos teores encontrados nas matas. Rheinheimer et al. (2001 e 2003) encontrou valores médios de matéria orgânica de 6,8 % nas matas e capoeiras, 2,5 % no campo nativo e apenas 1,9 % nas lavouras cultivadas com culturas anuais nessa microbacia.

Também se verificou que os teores de matéria orgânica decresceram nas lavouras no período entre os dois levantamentos realizados ( 2001 a 2003).



**Figura 17** – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 5. Os valores acima das colunas representam a precipitação ocorrida.

No presente estudo, a solução do solo coletada pelos lisímetros representa a fração retida pelo solo após as chuvas, pois a aplicação de tensão só era possível após a chuva e em condições de alta umidade do solo. Reichardt et al. (1979) também encontraram dificuldade para coletar a solução em solo arenoso (68% de areia) em condições de baixa umidade. O fluxo preferencial via fissuras e poros



preferenciais, que são comuns em solos de fração grosseira, são desconsiderados. Cabe salientar que os lisímetros foram instalados nos locais onde o solo apresentava condições favoráveis à instalação, evitando-se pontos com excesso de pedras, o que é comum nesta microbacia. Dessa forma, os dados aqui apresentados podem estar subestimados, pois a quantidade de fertilizantes aplicada é igual em todos os locais e, assim, as perdas podem ser maiores em solos altamente pedregosos.

As condições físico-hídricas do solo e climáticas foram favoráveis à drenagem no solo, o que aumenta as perdas por lixiviação (Reichardt et al., 1979). A concentração de nitrato observada depois dos 60 DAT é baixa em relação àquela observada no intensas chuvas ocorridas antes dos 60 DAT (531 mm), o que pode proporcionar a movimentação do nitrato para camadas mais profundas. Além disso, destaca-se a absorção de parte do nitrogênio pelas plantas até os 60 DAT, que estavam em fase de rápido crescimento e com alta demanda de nitrogênio.

Os teores de nitrato encontrados neste estudo estão acima das concentrações médias observadas por Oliveira et al., (2001) na zona radicular da cana-de-açúcar ( $14,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) e abaixo da zona radicular ( $15 \text{ mg L}^{-1}$ ), com a aplicação de  $190 \text{ kg ha}^{-1}$  de nitrogênio, sendo que do total aplicado  $76 \text{ kg ha}^{-1}$  de N foram lixiviados abaixo da zona radicular. Nesse mesmo estudo, os teores médios de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo atingiram concentrações de  $29 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $39 \text{ mg L}^{-1}$  e  $85 \text{ mg L}^{-1}$  abaixo da zona radicular, com aplicações de  $803,1607$  e  $2388 \text{ kg ha}^{-1}$  de N total na forma de lodo de esgoto. As maiores concentrações e perdas foram verificadas no primeiro período após a aplicação no campo.

Steinheimer et al. (1998) encontraram concentrações de 1 a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo em campo nativo e mata, enquanto que, nas lavouras de milho que recebiam em média  $172 \text{ kg ha}$  de N, os teores atingiram  $80 \text{ mg L}^{-1}$  em alguns anos. Williams (1999) encontrou que, em locais com concentrações médias de  $11,5 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo, houve contaminação do lençol freático, enquanto que em condições de floresta natural os teores de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo e no lençol freático estavam abaixo de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

A diferença observada entre a concentração de nitrato entre uma coleta e outra pode ser atribuída à variação no teor de água no solo e à diferença de condutividade hidráulica entre os pontos, pois após ser extraída a solução na volta da cápsula forma-se um gradiente de potencial, fazendo com que a solução de

pontos mais distantes migre para essa região, visando equilibrar o potencial no solo (Grossmann & Udluft, 1991). Assim, às vezes, a concentração observada é maior no final do que no início do monitoramento.

O excessivo preparo do solo e a manutenção de baixos índices de cobertura expõem o solo às perdas por erosão e, principalmente, aumentam as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo. Mesmo que em algumas glebas as mudas de fumo sejam transplantadas sobre camalhões preparados mantendo-se parte do solo coberto (cultivo mínimo), o solo é totalmente revolvido para o controle de plantas daninhas e/ou aterramento da adubação de cobertura. Assim a quantidade de biomassa vegetal introduzida no solo é muito baixa, as quais não compensam as perdas por oxidação biológicas e por erosão. Esses são fatores que contribuem para a utilização de maiores quantidades de fertilizantes minerais. Para que a lixiviação de nitrato ocorra, basta que o elemento esteja fora da zona de exploração do sistema radicular (Peterson & Power, 1991). A concentração de nitrato encontrada nas lavouras de fumo está acima, em muitas coletas, das concentrações naturalmente encontradas nas matas e campo nativo.

Isso reforça o que já é de conhecimento público, ou seja, o excesso de nitrogênio aplicado migra aos sistemas aquáticos, contaminando os mananciais subsuperficiais (Mesinger & Randall, 1991). As doses médias de N aplicadas na cultura do fumo nessa microbacia são de  $177 \text{ kg ha}^{-1}$ . McCants & Woltz (1967) verificaram que, em condições ótimas de disponibilidade de nutrientes no solo, a cultura do fumo absorveu no máximo  $70 \text{ kg ha}^{-1}$  de nitrogênio para produzir aproximadamente  $4000 \text{ kg ha}^{-1}$  de massa seca total. Nesta microbacia, a produção média de folhas foi de  $2114 \text{ kg ha}^{-1}$  na safra de 2004/2005 e a massa seca de raízes e caules remanescentes foi de  $2358 \text{ kg ha}^{-1}$  (Pellegrini, 2006).

Existe a tendência de redução da eficiência e da recuperação do nitrogênio com o aumento das doses aplicadas (Grignani & Zavattaro, 2000) o que aumenta aos riscos do residual de nitrogênio no solo atingir camadas não exploradas pelas plantas e migrar para o lençol freático.

Considerando-se que as folhas contêm em média 2,6 % de nitrogênio (Rheinheimer et al., 1991) e as raízes e caules possuem 1,1% de nitrogênio (Whitty & Gallaher, 1994), verifica-se que com as folhas são exportados  $56 \text{ kg ha}^{-1}$  (32%) e permanecem  $26 \text{ kg ha}^{-1}$  (14 %) nos caules e raízes e  $95 \text{ kg ha}^{-1}$  (54 %) que não são

aproveitados pela cultura, e estão sujeitos a algum tipo de perda ou biotransformação.

Em nível de estado (RS), foram cultivados 241.808 ha com fumo na safra 2004/2005 (IBGE, 2005), o que pode representar um total de 22.971.760 kg de nitrogênio não aproveitado pela cultura, sendo que se todo esse N atingisse a água subterrânea, seria possível contaminar  $2,29 \times 10^{12}$  litros de água. Esse cálculo generalista dá apenas uma idéia da baixa eficiência de aproveitamento do nitrogênio pela cultura do fumo, sendo que não são considerados os teores de nitrogênio remanescentes no solo, de cultivos anteriores, nem os teores que poderiam ser fornecidos pela mineralização da matéria orgânica do solo, cujos teores são extremamente baixos para essas condições de manejo. Com base nisso, o impacto invisível da fumicultura sobre a qualidade da água subterrânea pode ser grande, mas é pouco conhecido, e deveria ser amplamente estudado, para evitarem-se problemas futuros.

#### 5.3.5 . Concentração de nitrato na água das fontes usadas para o consumo humano

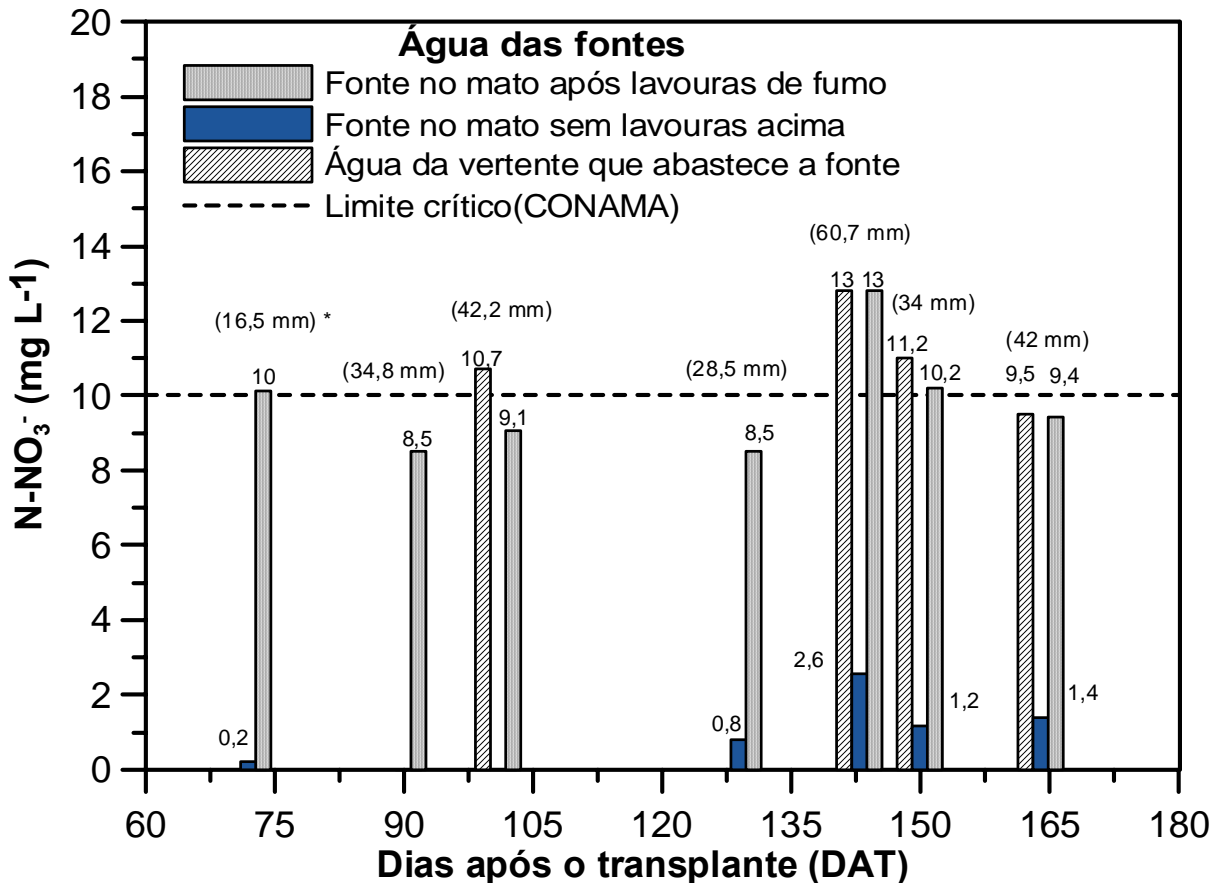
A maior concentração de nitrato na água da fonte e na vertente que abastece a fonte foi localizada após as lavouras de fumo (Figura 18), sendo que em alguns períodos os teores foram superiores a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , limite crítico estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). Gonçalves (2003) também verificou maior concentração de nitrato em fontes de água localizadas abaixo das lavouras de fumo, nesta mesma microbacia. Os teores encontrados nessa fonte foram inferiores a concentração de nitrato encontrada na solução do solo nas lavouras de fumo localizadas acima. Em parte, isso se deve à diluição (Pionke & Lowrance, 1991), pois a água que abastece o lençol freático local também é proveniente de áreas mantidas em pousio, capoeiras e matos. A água que drena abaixo da zona radicular pode atingir aquíferos mais profundos ou fluir lateralmente sobre a rocha matriz e aflorar nas zonas ripárias. Outro fator é o efeito “filtrante” da zona ripária (mato), onde a presença de solos rasos com altos teores de matéria orgânica e o afloramento do lençol freático (0,5 m), o que mantém essa camada saturada e com baixo suprimento de oxigênio pode favorecer a denitrificação pelos

microrganismos (Groffman et al., 1992; Nelson et al., 1995). Além disso, as árvores em crescimento podem absorver parte do nitrogênio proveniente das lavouras.

As regiões onde os lençóis freáticos são formados sobre rochas sólidas são mais susceptíveis à contaminação com nitrato, pois a lixiviação ocorre por fluxo preferencial entre as rachaduras. Além disso, nessas condições a denitrificação é reduzida pela maior quantidade de oxigênio presente na água drenada (WHO, 2004). Os teores de nitrato presentes no lençol freático são importantes indicadores da lixiviação e da contaminação da água (Lowery et al., 1998). Essa é uma condição típica no local de estudo, cujo material de origem predominante é basalto e a água drenada pode seguir caminhos preferenciais entre as fissuras da rocha (material de origem) em decomposição ou mais conservado e, quando atinge o material menos fragmentado, pode assumir um fluxo lateral e aflorar na forma de vertentes nas partes mais baixas do relevo (Pionke & Lawrence, 1991).

A profundidade do lençol freático é apontada como um importante fator na contaminação da água (Squillace et al., 2002). Nos lençóis freáticos superficiais, a água infiltrada atinge mais rapidamente as zonas saturadas, reduzindo a possibilidade de adsorção ou biodegradação dos contaminantes (Knox & Moody, 1991).

Apesar desse efeito filtrante da mata, pode-se verificar que não foi suficiente para reduzir a concentração de nitrato abaixo do limite aceitável e isso, provavelmente, se deva à velocidade do fluxo de água nesse local, o que reduz o tempo de permanência da água na camada biologicamente ativa, reduzindo a eficiência da denitrificação e a absorção do nitrogênio. O fator limitante na denitrificação natural da água dos aquíferos é a disponibilidade de carbono orgânico oxidável, pois a população de desnitrificadores ocorre naturalmente na água subterrânea (Haag & Kaupenjohann, 2001). A denitrificação também pode ser um mecanismo importante na redução da carga de nitrato na região de transição entre a zona saturada e insaturada dos lençóis superficiais (Steinheimer et al, 1998)



**Figura 18** - Concentração de nitrato na água das fontes usadas para abastecimento doméstico. Os valores acima de cada coluna é a concentração exata de nitrato. \* Os valores entre parênteses correspondem à precipitação ocorrida no período anterior à coleta.

A camada superficial do solo, mais rica em carbono, é mais eficiente para denitrificação (Groffman et al., 2002). Para que a remoção do nitrato seja eficiente, é necessário que o fluxo de água seja lento, e a água deve ficar retida na zona riparia para que a remoção ocorra. Outro fator que afeta é a largura dessa faixa. Dessa forma, locais onde os aquíferos são maiores e o fluxo de água é rápido, a remoção é desfavorecida. Pionke & Lowrance (1991) verificaram uma taxa de denitrificação de 31 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> pela zona ripária, enquanto que Nelson et al. (1995) encontraram uma capacidade de remoção de 120 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de nitrato na zona ripária. Em condições naturais, a desnitrificação varia de 2 a 9% para solos bem drenados e com teores de matéria orgânica inferiores a 2% (Mesinger & Randall, 1991). Essa é a condição predominante nas lavouras de fumo desta microbacia, que possuem

baixos teores de matéria orgânica e alta porosidade (Tabela 1), o que desfavorece a denitrificação.

A remoção do nitrato da água é mais eficiente em condições de fluxo lento (Rutherford & Nguyen, 2004). Em períodos chuvosos, ocorria o transbordamento da fonte e a água seguia superficialmente até a rede de drenagem da bacia, sendo isso um indicativo da alta velocidade do fluxo saturado. Também nos períodos mais chuvosos, a concentração de nitrato na água das fontes e na vertente foram maiores. Como pode ser observado na figura 18, quando ocorreu uma precipitação de 60,7 mm antes da coleta, foram observados os maiores teores de nitrato.

O processo de denitrificação auxilia na redução da descarga de nitrato nos lençóis superficiais. Por outro lado, ao reduzirmos a contaminação da água, estaremos aumentando as emissões de  $N_2O$ , para a atmosfera. Esses são processos que ocorrem naturalmente, mas que são difíceis de serem mensuradas devido à grande quantidade de fatores envolvidos.

Portanto, a purificação da água vai depender do tempo de permanência na zona ripária. Assim, em períodos chuvosos, onde ocorre rápida recarga dos lençóis superficiais e afloramento dessa água (vertentes), a purificação pode ser desfavorecida, pois em condições saturadas o fluxo de água é rápido. As altas porosidades, encontradas nas lavouras de fumo neste estudo e nos levantamentos passados, favorecem o fluxo em condições saturadas, mas desfavorecem o fluxo insaturado e a retenção de água. Perante isso, práticas complementares de manejo do solo, rotação de culturas e manejo da adubação devem ser implementadas para reduzir a entrada de fertilizantes nitrogenados minerais e aumentar a eficiência de aproveitamento pela cultura, visando reduzir a concentração de nitrato abaixo da zona radicular e evitar, assim, a possibilidade de contaminação da água subsuperficial.

Os alimentos vegetais representam a principal fonte de nitrato para as pessoas, quando a água consumida possui teores abaixo de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ . Na fonte localizada após as lavouras de fumo, os teores presentes já apresentam riscos à saúde dos consumidores, principalmente para crianças com menos de seis meses de idade (Rao & Puttanna, 2000; Addiscott & Benjamin, 2004).

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004), a indução de methahemoglobinemia pode ocorrer com o consumo de doses de nitrato que variam de  $0,4$  a  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (na forma de íon  $NO_3^-$ ) ou  $0,09$  a  $45 \text{ mg kg}^{-1}$  (na forma

de  $\text{N-NO}_3^-$ ) de peso corporal. Com base nisso e levando-se em consideração a ocorrência de um teor médio de  $9,87 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  na água da fonte que sofre influência das lavouras, pode-se constatar que, nessas condições, crianças podem ter sua saúde comprometida. O nitrato encontrado na água dessa fonte é de origem agrícola, pois quando não ocorrem lavouras de fumo nas proximidades (acima) os teores de nitrato nas fontes estão bem abaixo de  $3 \text{ mg L}^{-1}$ ; sendo esse o valor tido como referência para determinar se o lençol freático recebeu contaminação de origem antrópica.

Os teores de nitrato encontrados neste estudo são semelhantes aos verificados por Gonçalves (2003), em monitoramento realizado mensalmente após o final do ciclo do fumo nesta mesma microbacia. Nesse caso, a proteção da fonte com uma estrutura de alvenaria é ineficaz em reduzir a contaminação da água com nitrato, apesar dessa ser uma alternativa viável para evitar outros contaminantes (Rheinheimer et al., 2006). Assim, devem ser buscadas outras alternativas para reduzir a entrada de fertilizantes minerais e melhorar o sistema de manejo, para aumentar os estoques de nitrogênio orgânico no solo.

## **5.4 . Conclusões**

Os atributos físico-hídricos do solo apresentaram grande variação entre profundidades e posições da paisagem devido a variabilidade natural do solo e pelas condições de manejo e erosão ocorrida.

A granulometria grosseira do solo, a alta porosidade e a alta condutividade hidráulica do solo saturado são condições que favorecem as perdas de nitrato por lixiviação.

A concentração de nitrato na solução do solo nas lavouras de fumo foi maior que nas matas e no campo nativo.

Os fertilizantes nitrogenados aplicados na cultura do fumo são a principal fonte de nitrogênio para as plantas e para o lençol freático.

A água da fonte localizada após as lavouras de fumo apresentou teores de nitrato acima do valor crítico estabelecido pela legislação brasileira, para abastecimento humano.

A presença de mata nativa pode reduzir os teores de nitrato, mas a sua eficácia vai depender da largura da faixa de proteção e da velocidade do fluxo de água.



## **6 .CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A prevenção da contaminação da água no meio rural só é possível através de práticas integradas entre agricultores nas microbacias, onde o elo entre uma propriedade e outra passa a ser o ciclo hidrológico e não mais uma divisa demarcada por estacas. Essa parece ser a tarefa mais difícil, frente às diferenças sociais e educacionais no meio rural, mas não pode servir como desmotivação. Em curto prazo, a redução da quantidade de fertilizante aplicada ou a fragmentação da dose aplicada em vários períodos pode contribuir para reduzir o excesso de nitrogênio na solução do solo, sem comprometer a produtividade e a água subterrânea. Além disso, a utilização de plantas de cobertura fixadoras de nitrogênio, antecedendo a cultura do fumo, pode fornecer grande parte do nitrogênio requerido pelo fumo, enquanto a utilização de gramíneas sucedendo a cultura do fumo pode reduzir os níveis de nitrato na solução do solo. No entanto, para essas práticas se tornarem eficientes, outras práticas comuns, como o revolvimento excessivo do solo, devem ser evitadas. Essas são alternativas pouco utilizadas na fumicultura e deveriam ser alvos de estudos mais aprofundados, pois são eficientes em outros sistemas produtivos, como o do milho, por exemplo.

Outra forma de reduzir a degradação do solo e da água seria um melhor planejamento do uso da terra e a manutenção da mata nas proximidades dos rios, nascentes e outras fontes de água. Na microbacia em estudo, é possível observar a utilização de áreas com alta declividade para agricultura, enquanto que áreas mais planas e com solos mais desenvolvidos são utilizadas como campo nativo (potreiros). Esses são casos isolados, mas que em nível de microbacia poderiam reduzir o impacto sobre a qualidade da água. As áreas mais declivosas poderiam ser substituídas por pastagens naturais ou implantação de culturas perenes. No entanto, em muitos casos, as propriedades estão totalmente inseridas em áreas de preservação permanente, mas a pressão econômica e a busca da sobrevivência levam os agricultores a explorar ao máximo cada palmo da sua terra, o que pode levar à degradação e ao abandono da terra. Esses são problemas que poderiam ser facilmente evitados, pois terra produtiva e com aptidão agrícola não falta no país e,

sim, ainda existe uma grande deficiência de medidas políticas eficientes na distribuição da terra e na assistência técnica e social às famílias de agricultores.

Essas podem ser alternativas viáveis para melhorar o controle natural da contaminação da água. As matas podem atuar como filtros biológicos. São medidas que podem remediar a atual contaminação e evitar que ela se torne maior no futuro. No entanto, essas práticas só podem ser viabilizadas se houver uma conscientização e integração dos agricultores, empresas fumageiras, órgãos de assistência técnica, órgãos de pesquisa e governos (municipal, estadual e federal). Os trabalhos desenvolvidos na Microbacia Hidrografia do Arroio Lino servem como alerta à sociedade e a melhoria ou remediação da atual degradação e contaminação nestes ambientes frágeis só será alcançada de médio a longo prazo, sendo que as avaliações a curto prazo são apenas indicadores da contaminação e dos possíveis caminhos a serem seguidos para minimizá-la.

## 7 . REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISCOTT, T.M.; BENJAMIN, N. Nitrate and human health. **Soil Use and Management**, v. 20, p. 98-104, 2004.

AFUBRA. Distribuição fundiária dos fumicultores no sul do Brasil, 2005. Disponível em: <[http:// www. Afubra.com.br](http://www.afubra.com.br)> Acesso em:. 10 de julho de 2006.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: FRIES, M.R.; DALMOLIN.; R.S.D. **Atualização em recomendação de adubação e calagem : ênfase em plantio direto**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Palloti, 1997. p.77-109.

ALCÂNTARA, M.A.K.; CAMARGO, O.A. Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 369- 376, 2005.

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 241-248, 2002.

BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2003.

CORCINI, A.L.M. et al. Caracterização técnica e sócioeconômica de pequenos fumicultores de Agudo - RS. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracaju. **Anais...** Aracaju, 2006. 1 CD-ROM.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (Brasil). Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005. 23p.

COSTA, J.L. et al. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. **Agricultural Water Management**, v.57, p. 33-47, 2002.

CORWIN, D.L. Miscible solute transport: measurement of solute concentration using soil water extraction. In: BLACK (Editor). **Methods of Soil Analysis**. American Society of Agronomy. Madison, 1965. p. 1261-1266

DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A. AZEVEDO, A.C.; ZAGO, A. **Levantamento semidetalhado de solos da Microbacia do Arroio Lino- Município de Agudo-RS**. Santa Maria, 2004. 86p.

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

DOURADO NETO, D. et al. Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00). **Scientia Agricola**, v. 57, p.191-192, 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Brasília, 1999. 412p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. Rio de Janeiro, 1979.

EPSTEIN, E.; GRANT, W.J.; STRUCHTEMEYER, R.A. Effects of stones on runoff, erosion and soil moisture. **Soil Science Society of American Proceedings**, v.30, p.638-640, 1966.

FEWTRELE, L. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: a discussion. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 14, p. 1371-1374, 2004.

FIÉS, J.C.; LOUVIGNY, N.; CHANZY, A. The role of stones in soil water retention. **European Journal of Soil Science**, v. 53, p. 95-104, 2002.

GONÇALVES, C.S. **Qualidade de águas superficiais na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino – Nova Boêmia - Agudo – RS**. 2003. 104f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2003.

GONÇALVES, C.S. et al. Qualidade de água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.9, n.3, p. 391-399, 2005.

GOSS, M.J; BEAUCHAMP, E.G; MILLER, M.H. Can a farming systems approach help minimize nitrogen losses to the environment? **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 20, p 285-297, 1995.

GRIGNANI, C.; ZAVATTARO,L. A survey on actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. **European Journal of Agronomy**, v.12 .p.251–268, 2000.

GROFFMAN, P.M. et al. Soil nitrogen cycle processes in urban riparian zones. **Environmental Science Technology**, v. 36, p. 4547-4552, 2002.

GROSSMANN, J.; UDLUFT, P. The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. **Journal of Soil Science**, v. 42, p. 83-93, 1991.

GUADAGNIN, J.C. et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 277-286, 2005.

HAAG, D.; KAUPENJOHANN, M. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe: A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 86, p. 1-21, 2001.

HAWS, N.W. et al. Dual-domain solute transfer and transport processes: evaluation in batch and transport experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 75, p. 257-280, 2004.

HENDERSHOT, W.H.; COURCHESNE, F. Comparison of soil solution chemistry in zero tension and ceramic-cup tension lysimeters. **Journal of Soil Science**, v. 42, p. 577-583, 1991.

HILLEL, D. **Environmental soil Physics**. Academic Press, 1998. 771p.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Área cultivada com fumo no RS, 2005. Disponível em: <[http:// www. ibge.com.br](http://www.ibge.com.br)>. Acesso em: 10 de julho de 2006.

KNOX, E.; MOODY, D.W. Influence of hydrology, soil properties and agricultural land use on nitrogen in groundwater. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p 19-56.

LAIRD, M.K. **Surface and groundwater quality impacts of conservation tillage practices on bulley tobacco production systems in Southwest Virginia**. 2003. 106f. Dissertação (Master of Science in Biological Systems Engineering) – Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, Virginia, 2003.

LIER, Q.J.V. Índices da disponibilidade de água para as plantas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa. v.1 .1999. p. 96-105.

LIMA, C.L.R. et al. Qualidade físico-hídrica e rendimento de soja e feijão de um Argissolo Vermelho distrófico sob diferentes sistemas de manejo. **Ciência Rural**, v. 36, p. 1172-1178, 2006.

LOWERY, B. et al. Groundwater quality and crop-yield responses to tillage management on Sparta sand. **Soil & Tillage Research**, v. 48, p.225-237, 1998.

MACKOWN, C.T.; SUTTON, T.G. Recovery of fertilizer nitrogen applied to burley tobacco. **Agronomy Journal**, v. 89, p. 183-189, 1997.

MANDAL, U.K. et al. Soil infiltration, runoff and sediment yield from a shallow soil with varied stone cover and intensity of rain. **European Journal of Soil Science**, v. 56, p. 435-443, 2005.

MARCHETTI, R.; CASTELLI, F; CONTILLO, R. Nitrogen requirements for flue-cured tobacco. **Agronomy Journal**. v.98, p. 666-674, 2006.

MCCANTS, C.B.; WOLTZ, W.G. Growth and mineral nutrition of tobacco. **Advances in Agronomy**. v. 19, p.211-265, 1967.

McCOY, E.L. ;BOAST, C.W.; STEHOUWER, R.C.; KLADIVKO. Macropore hydraulics: taking a sledgehammer to classical theory. In: LAL, R.; STEWART, B.A. Soil processes and water quality. **Advances in Soil Science**, 1994. p 303-348.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v3, n. 4, p. 33-38, 2002

MESINGER, J.J.; RANDALL, G.W. Estimating nitrogen Budgets for Soil –crop Systems. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p 85-122.

MESQUITA, M.G.B.F.; MORAES, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, v. 34, p.963-969, 2004.

MOHANTY, B.P.; MOUSLI, Z. Saturated hydraulic conductivity and soil water retention properties across a soil- slope transition. **Water Resources Research**, v. 36, p. 3311-3324, 2000.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Cap. 7. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. Lavras: UFLA, 2002. 625p.

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre**: Secretaria da Agricultura. Diretoria de Terras e Colonização. Secção de Geografia, 1961. 46p.

NELSON, W.M.; GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M. Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p.691-699, 1995.

OLIVEIRA, F.C. et al. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, p. 171-180, 2001.

OWENS, L.B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R.; STEWART, B.A. Soil processes and water quality. **Advances in Soil Science**.1994 .p 137-162.

PARAVASIVAM, S.; ALVA, A.K.; FARES, A. Transformation and transport of nitrogen forms in a Sandy Entisol following a heavy loading of ammonium nitrate solution: Field measurements and model simulations. **Journal of Soil Contamination**, v.9, p.65-86, 2000.

PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. 2006. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2006.

PELLEGRINI, J.B.R. **Fósforo na água e no sedimento na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino – Agudo- RS**. 2005. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2005.

PELLEGRINI, J.B.R. et al. Uso e ocupação das terras em pequenas unidades de produção familiar com fortes restrições ambientais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DESENVOLVIMENTO RURAL E AGROINDÚSTRIA FAMILIAR, 1., 2005, São Luis Gonzaga. **Anais...**São Luis Gonzaga, 2005.1 CD –ROM.

PÉREZ, J.M.S.et al. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. **The Science of the Total Environmental**, v. 317, p. 173-187, 2003.

PETERSON, G.A; POWER, J.F. Soil, crop and water management. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p 189-198.

PIONKE, H.B.; LOWRANCE, R.R. Fate of nitrate in subsurface drainage waters. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p 237-255.

POSS, R. et al. Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. **European Journal of Soil Science**, v. 46, p. 667-674, 1995.

RANDALL, G.W.; MULLA, D.J. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.337-344, 2001.

RANDALL, G.W. et al. Nitrate losses through subsurface tile drainage in CPR alfalfa, and row crop systems. **Journal of Environmental Quality**, v.26, p. 1240-1247, 1997.

RAO, E.V.S.P.; PUTTANNA, K. Nitrates, agriculture and environment. **Current Science**, v. 79, n. 9, p. 1163 - 1168, 2000.



REICHARDT, K. et al. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.3, p. 17-20, 1979.

REICHERT, J.M. et al. Caracterização física dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boêmia, Agudo – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico. Ano I. 2001a. p. 17-27.

REICHERT, J.M. et al. Caracterização física dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boêmia, Agudo – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico. Ano II. 2003. p. 19-30.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Caracterização química dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boêmia, Agudo – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico. Ano I. 2001a. p. 7-16.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Caracterização química dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boêmia, Agudo – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico. Ano II. 2003. p. 7-18.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Caracterização química dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica Cândido Brum, Arvorezinha – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico, 2001b. 108p.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Caracterização química dos solos. In: RHEINHEIMER, D.S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Passo do Meio, Cristal – RS**. Santa Maria, RS. Relatório Técnico, 2001c. 105p.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Evolução da qualidade da água relativa as ações de manejo dos recursos naturais numa microbacia hidrográfica. FERTBIO 2006, Bonito. **Anais...Bonito**, 2006. 1CD-ROM.

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

RHEINHEIMER, D.S. et al. Substituição do sulfato de potássio por cloreto na mistura de fertilizantes para a cultura do fumo. **Agronomia Sulriograndense**, v.27, p. 35-46, 1991.

RHODEN, K. et al. Soil solution analysis by HPLC to select management practices toward threat reduction of subsuperficial water contamination. In: X CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CROMATOLOGRAFIA E TÉCNICAS AFINS, 2004. Campos do Jordão. **Anais...**Campos do Jordão, 2004. CD-ROM.

RUTHERFORD, J.C.; NGUYEN, M.L. Nitrate removal in riparian wetlands: interaction between surface flow and soils. **Journal of Environmental Quality**. v. 33, p.1133-1143, 2004.

SANGOI, L. et al. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais da aveia em dois solos com textura contrastantes. **Ciência Rural**, v. 33, p.65-70, 2003.

SALES, L.E.O. et al. Estimativa da velocidade de infiltração básica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 2091-2095, 1999.

SAUER, T.J.; LOGSDON, S.D. Hydraulic and physical properties of stony soils in a small watershed. **Soil Science Society of American Journal**, v.66, p. 1947-1956. 2002.

SCHERER, H.W; MACKOWN, C.T; LEGGETT, J.E. Potassium-ammonium uptake interactions in tobacco seedlings. **Journal of Experimental Botany**, v. 35, p. 1060-1070, 1984. (abstract)

SCP – Secretaria da Coordenação e Planejamento do Rio Grande do Sul. **ATLAS Socio econômico do RS**, 2003. Disponível em<<http://www.scp.rs.gov.br/atlas/atlas.asp?menu=266>> Acesso em: 15 de Janeiro de 2006.

SEQUINATTO, L. et al. Produção de sedimentos em pequena bacia hidrográfica rural cultivada com fumo em Agudo - RS.. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 7., 2006, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2006. 1 CD – ROM.

SHIPITALO, M.J.; DICK, W.A.; EDWARDS, W.M. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. **Soil & Tillage Reserarch**, v. 53, p. 167-183, 2000.

SIFOLA, M.I.; POSTIGLIONE, L. The effect of nitrogen fertilization on nitrogen use efficiency of irrigated and non- irrigated tobacco. **Plant and Soil**, v. 252, p. 313-323, 2003.

SILVA, M.A.S. et al. Atributos físicos do solo relacionados ao armazenamento de água em um Argissolo Vermelho sob sistemas de preparo. **Ciência Rural**, v. 35, p. 544-552, 2005.

SIMMONS, R.C; GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M. Nitrate dynamics in riparian forest: groundwater studies. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p.659-665, 1992.

SMITH, S.J.; CASSEL, D.K. Estimating nitrate leaching in soil materials. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p 165-187.

SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S.; PORTER, L.K. Assessing and managing agricultural nitrogen losses to the environment. **Advances in Soil Science**, v. 14, p.1-43, 1990.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. Núcleo Regional Sul. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre, 2004. 400 p.

STAVER, K.W.; BRINSFIELD, R.B. Patters of soil nitrate availability in corn production systems: Implications for reducing groundwater contamination. **Journal of Soil and Water Conservation**. v.45, p.318-322,1990.

STEINHEIMER, T.R.; SCOGGIN, K.D.; KRAMER, L.A. Agricultural chemical movement through a field-size watershed in Iowa: subsurface hydrology and distribution of nitrate in groundwater. **Environmental Science Technology**, v. 32, p. 1039-1047, 1998.

STENBERG, M. et al. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. **Soil & Tillage Research**, v. 50, p. 115-125, 1999.

STRECK, E.V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. 107p.

SQUILLACE, P.J. et al. VCCs, pesticides, nitrate and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States. **Environmental Science Technology**, v. 36, p. 1923-1930, 2002.

TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TOMER, M.D. et al. Evaluation of nitrate nitrogen fluxes from a tile-drained watershed in Central Iowa. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 642-653, 2003.

TOURAINÉ, B.; VEDELE, F.D; FORDE, B. Nitrate uptake and its regulation. In: LEA, P.J & GAUDRY, F.M. **Plant nitrogen**. INRA editions: Springer.2001.p. 1 a 36.

van GENUCHTEN, M. T. A. Closed-form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

WEED D.A.J.; KANWAR, R.S. Nitrate and water present in and flowing from root-zone soil. **Journal of Environmental Quality**, v.25, p. 709-719, 1996.

WEBSTER, C.P. et al. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. **Journal of Soil Science**. v.44, p. 49-62, 1993.

WHITTY, E.B.; GALLAHER, R.N. Supplemental nitrogen fertilizer for no-till tobacco following simulated excessive rainfall. **Institute of Food and Agricultural Science**, University of Florida. 1995 Disponível em: <<http://www.ag.auburn.edu/aux/nsdl/sctcsa/Proceedings/Whitty> . Acesso em: 10 de julho de 2005.

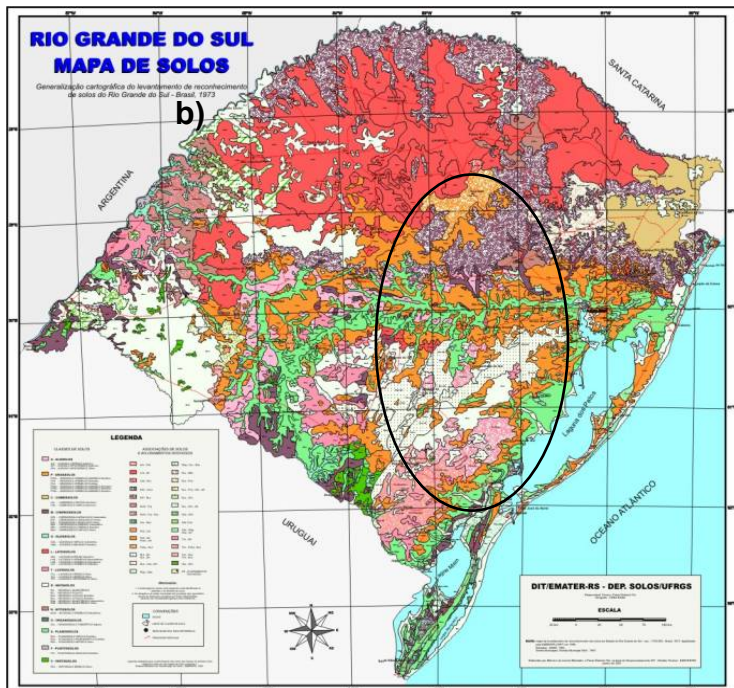
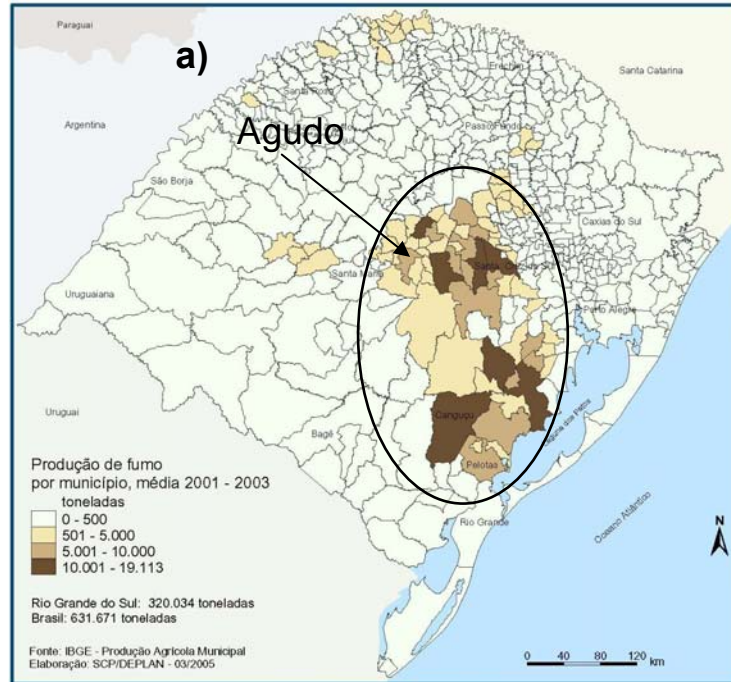
WILLIAMS, T.M. Nitrate leaching from intensive fiber production on abandoned agricultural land. **Forest Ecology and Management**, v. 122, p. 41-49, 1999.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Rolling Revision of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: Nitrates and nitrites in drinking-water**. WHO/SDE/WSH/04/08/56,2004.131p. Disponível em: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/en/nitratesfull.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/nitratesfull.pdf). Acesso em : 10 de setembro de 2006.

ZHANG, H. et al. Dual pathways for regulation of root branching by nitrate. **Plant Biology**, v. 96, p. 6529-6534, 1999.

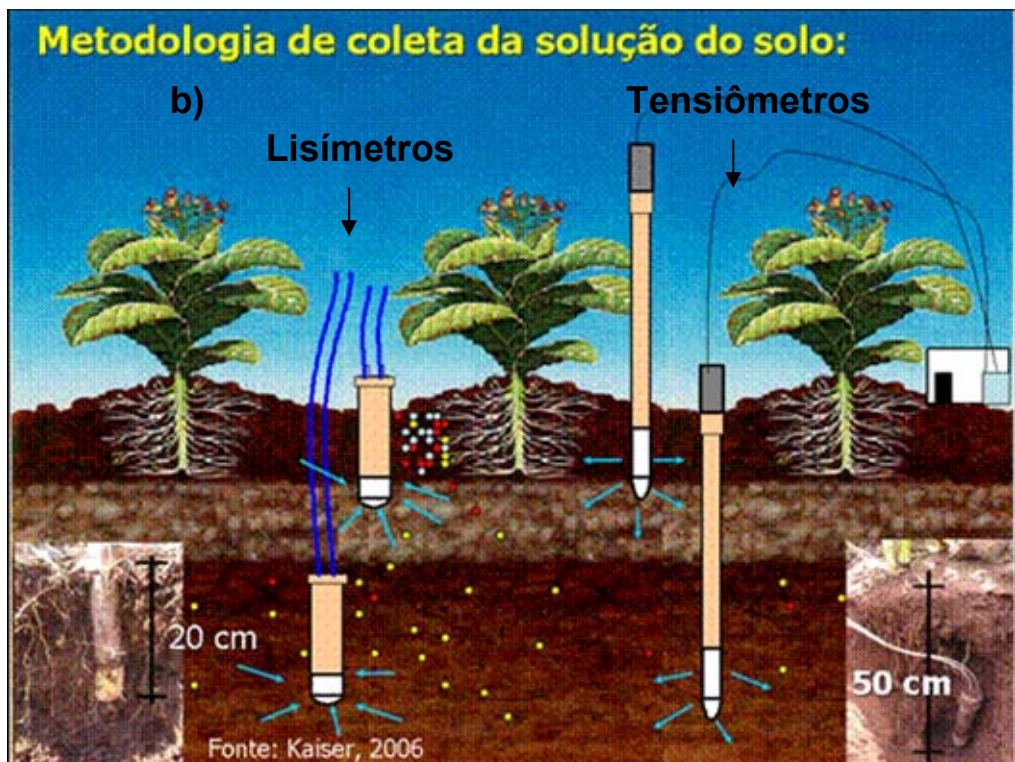
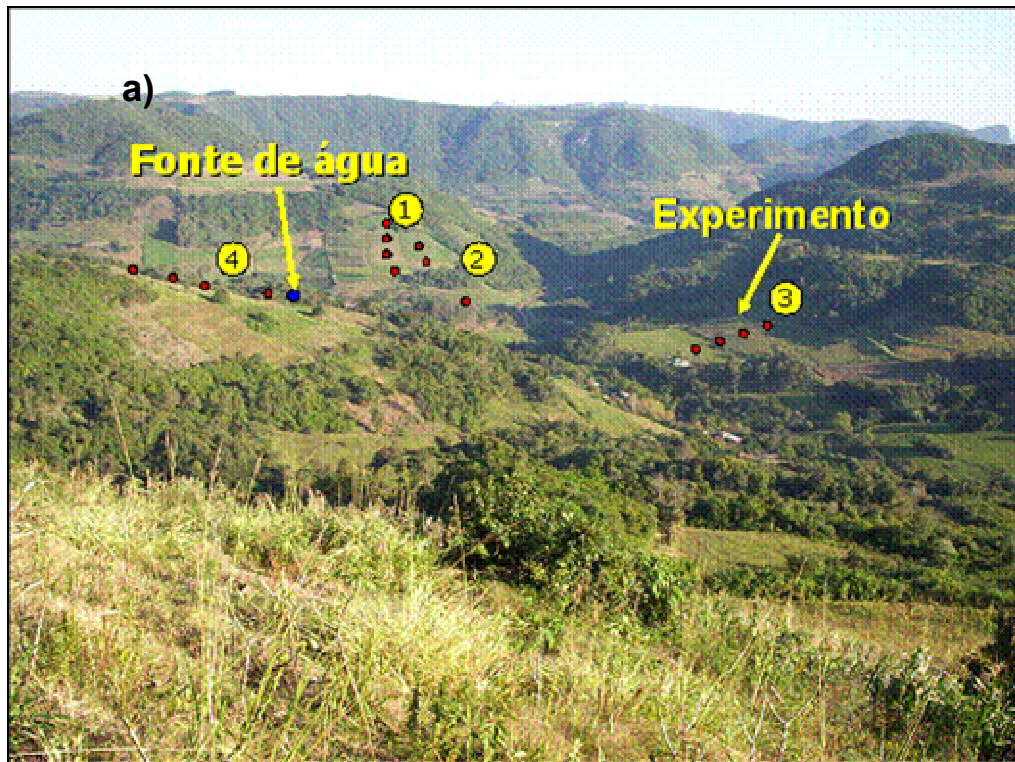
## **8 . ANEXOS**

**ANEXO A** - a) Principais municípios produtores de fumo; b) Principais classes de solos (Streck et al, 2002) e c) Principais bacias hidrográficas do RS (Atlas sócio econômico do RS, 2006).





**ANEXO B** - a) Distribuição dos pontos de coleta nas transeções 1, 2, 3 e 4 na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS. b) Ilustração da metodologia utilizada na coleta da solução do solo na zona radicular e abaixo desta. OBS: os tensiômetros não tiveram um funcionamento adequado, portanto não se utilizou os dados para este estudo.



**ANEXO C** – Caracterização dos parâmetros relacionados às coletas e análise da solução do solo nos sistemas de manejo para a implantação da cultura do fumo.

DAT		Precipitação (mm)	Tratamento	Número de coletas	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Desvio padrão	CV (%)
Vácuo (*)	Coleta						
9	12	55,6	PC	3	6,59	0,75	11,46
			CM	2	4,52	0,60	13,26
			PD	3	8,99	5,91	65,75
19	21	29,4	PC	2	4,02	0,50	12,41
			CM	2	6,92	2,80	40,41
			PD	3	6,26	1,56	24,87
31	34	31,9	PC	2	4,87	0,50	10,25
			CM	2	7,87	4,94	62,78
			PD	2	4,06	0,35	8,61
35	41	63	PC	1	7,06	-	-
			CM	2	4,41	1,65	37,34
			PD	1	3,25	-	-
126	129	32,9	PC	-	-	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	2	6,35	1,00	15,71
183	185	41,1	PC	2	2,37	0,45	19,00
			CM	1	2,12	-	-
			PD	2	2,44	1,15	47,14
203	205	49	PC	2	6,71	41,89	72,94
			CM	3	3,88	1,46	37,57
			PD	3	3,58	0,50	13,86
223	225	7,87	PC	1	1,30	-	-
			CM	3	1,11	0,27	24,21
			PD	3	1,57	1,47	93,43
238	241	13,11	PC	2	1,13	0,60	53,32
			CM	1	2,12	-	-
			PD	2	0,69	0,18	26,76

Profundidade de 0,15 m. \* DAT vácuo: dias após o transplante em que foi aplicado tensão nos lisímetros.



..continuação..

DAT		Precipitação (mm)	Tratamento	Número de coletas	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Desvio padrão	CV (%)
Vácuo (*)	Coleta						
9	12	55,6	PC	3	7,41	4,51	60,80
			CM	2	6,32	2,45	38,71
			PD	2	9,39	4,99	53,17
19	21	29,4	PC	3	8,10	7,55	93,25
			CM	3	9,51	5,26	55,28
			PD	2	6,85	1,70	24,79
31	34	31,9	PC	2	4,94	0,40	8,08
			CM	3	10,35	7,45	71,90
			PD	2	7,80	2,95	37,76
35	41	63	PC	3	3,67	0,93	25,22
			CM	2	4,69	2,45	52,10
			PD	1	3,95	-	-
126	129	32,9	PC	-	-	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	1	3,95	-	-
183	185	41,1	PC	1	3,11	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	2	2,40	0,60	24,96
203	205	49	PC	3	4,28	1,34	31,33
			CM	2	4,94	1,60	32,32
			PD	3	3,91	0,78	19,91
223	225	7,87	PC	3	1,60	0,59	36,92
			CM	2	1,56	1,00	63,98
			PD	3	1,39	0,61	43,72
238	241	13,11	PC	3	0,78	0,20	25,20
			CM	2	2,79	3,41	120,57
			PD	3	4,07	5,52	135,61

Profundidade de 0,30 m\* DAT vácuo: dias após o transplante em que foi aplicado tensão nos lisímetros.

...continuação...

DAT		Precipitação (mm)	Tratamento	Número de coletas	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Desvio padrão	CV (%)
Vácuo (*)	Coleta						
9	12	55,6	PC	3	15,79	9,14	57,88
			CM	2	39,50	29,04	73,50
			PD	3	56,49	21,89	38,74
19	21	29,4	PC	2	73,32	23,11	31,52
			CM	2	138,83	26,09	18,80
			PD	3	82,52	74,43	90,20
31	34	31,9	PC	2	129,47	12,51	9,66
			CM	2	226,20	22,68	10,02
			PD	2	111,87	60,76	54,31
35	41	63	PC	1	77,85	-	-
			CM	2	165,18	15,49	9,38
			PD	1	56,30	-	-
126	129	32,9	PC	-	-	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	2	26,62	10,82	40,64
183	185	41,1	PC	2	69,06	53,01	76,76
			CM	1	46,88	-	-
			PD	2	37,15	10,99	29,59
203	205	49	PC	2	41,13	18,18	44,19
			CM	3	37,68	16,85	44,72
			PD	3	27,40	11,31	41,29
223	225	7,87	PC	1	172,98	-	-
			CM	3	64,85	68,81	105,94
			PD	3	23,38	11,99	51,27
238	241	13,11	PC	2	98,10	103,91	105,92
			CM	1	-	-	-
			PD	2	21,51	5,48	25,49

Profundidade de 0,15 m. \* DAT vácuo: dias após o transplante em que foi aplicado tensão nos lisímetros.

...continuação...

DAT		Precipitação (mm)	Tratamento	Número de coletas	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Desvio padrão	CV (%)
Vácuo (*)	Coleta						
9	12	55,6	PC	3	28,40	12,40	43,67
			CM	2	142,17	43,27	30,44
			PD	2	67,14	59,98	89,34
19	21	29,4	PC	3	65,85	43,76	66,46
			CM	3	145,41	14,78	10,16
			PD	2	58,75	61,45	104,59
31	34	31,9	PC	2	40,70	1,64	4,04
			CM	3	141,47	22,97	16,24
			PD	2	81,67	90,92	111,32
35	41	63	PC	3	119,28	111,13	93,17
			CM	2	153,92	75,56	49,09
			PD	1	-	-	-
126	129	32,9	PC	-	-	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	1	7,83	-	-
183	185	41,1	PC	1	56,73	-	-
			CM	-	-	-	-
			PD	2	32,19	30,29	94,10
203	205	49	PC	3	45,78	11,02	24,07
			CM	2	52,51	8,48	16,15
			PD	3	17,75	17,50	98,62
223	225	7,87	PC	3	48,28	30,67	63,52
			CM	2	35,80	18,55	51,82
			PD	3	14,91	6,65	44,62
238	241	13,11	PC	3	52,29	32,81	62,75
			CM	2	47,53	1,01	2,13
			PD	3	11,15	3,36	30,15

Profundidade de 0,30 m. \* DAT vácuo: dias após o transplante em que foi aplicado tensão nos lisímetros.

**ANEXO D** – Composição granulométrica da fração menor que 2 mm da camada superficial do solo nos pontos de coleta monitorados.

Transeção	Ponto	Prof. m	g kg <sup>-1</sup>			Classe textural	
			Areia	Silte	Argila		
1	1	0,0-0,2	399	443	158	franca	
		0,2-0,4	294	476	230	franca	
	2	0,0-0,2	407	458	134	franca	
		0,2-0,4	431	418	152	franca	
	3	0,0-0,2	460	380	160	franca	
		0,2-0,4	434	395	171	franca	
	4	0,0-0,2	388	458	154	franca	
		0,2-0,4	406	444	150	franca	
2	1	0,0-0,2	363	371	266	franco argilosa	
		0,2-0,4	325	268	407	argila	
	2	0,0-0,2	471	331	198	franca	
		0,2-0,4	403	368	229	franca	
	3	0,0-0,2	446	405	149	franca	
		0,2-0,4	-	-	-	-	
	3	1	0,0-0,2	427	446	127	franca
			0,2-0,4	504	356	140	franca
2		0,0-0,2	428	432	140	franca	
		0,2-0,4	377	458	165	franca	
3		0,0-0,2	510	375	115	franca	
		0,2-0,4	490	387	124	franca	
4		0,0-0,2	511	387	103	franca	
		0,2-0,4	463	405	132	franca	
4	1	0,0-0,2	562	264	174	franco arenosa	
		0,2-0,4	570	253	177	franco arenosa	
	2	0,0-0,2	557	283	160	franco arenosa	
		0,2-0,4	508	297	195	franca	
	3	0,0-0,2	345	414	236	franca	
		0,2-0,4	422	367	212	franca	

Areia (2-0,05 mm); silte (0,05-0,002 mm) e argila (< 0,002 mm).

**ANEXO E – Parâmetros da equação de van Genuchten utilizados para o ajuste das curvas de retenção de água no solo.**

Tranção	Ponto	Prof. m	Parâmetros da equação de van Genuchten					R <sup>2</sup>	
			$\alpha$	m	n	$\theta_r$	$\theta_s$		
1	1	0,0-0,1	4,2542	0,0714	3,5805	0,053	0,646	0,968	
		0,1-0,2	0,6709	0,4629	0,7547	0,052	0,602	0,962	
		0,2-0,3	3,1728	0,1388	1,9999	0,052	0,591	0,974	
		0,3-0,5	0,0003	4,7942	0,4025	0,061	0,567	0,934	
	2	0,0-0,1	2,7057	0,1203	3,6943	0,189	0,381	0,997	
		0,1-0,2	2,0421	0,1856	2,3687	0,264	0,557	0,999	
		0,2-0,3	2,5397	0,0713	5,1928	0,247	0,577	0,991	
		0,3-0,5	2,3776	0,1625	1,6479	0,180	0,556	0,962	
	3	0,0-0,1	2,3002	0,0507	5,8967	0,147	0,608	0,985	
		0,1-0,2	2,6553	0,1476	2,0095	0,189	0,579	0,979	
		0,2-0,3	0,4831	0,6090	0,6442	0,189	0,609	0,941	
		0,3-0,5	0,0001	7,8617	0,4013	0,223	0,568	0,949	
4	0,0-0,1	0,0004	5,1817	0,4100	0,201	0,565	0,946		
	0,1-0,2	0,0003	5,3372	0,4118	0,190	0,567	0,934		
	0,2-0,3	0,0003	5,3372	0,4118	0,190	0,567	0,934		
	0,3-0,5	0,0003	5,3372	0,4118	0,190	0,567	0,934		
2	1	0,0-0,1	2,4950	0,1119	2,5427	0,055	0,642	0,971	
		0,1-0,2	0,0003	4,9418	0,3603	0,043	0,585	0,937	
		0,2-0,3	0,0005	4,3959	0,5468	0,043	0,528	0,928	
	2	0,0-0,1	0,0004	4,2707	0,4873	0,055	0,533	0,950	
		0,1-0,2	0,0004	4,6855	0,4621	0,043	0,531	0,944	
		0,2-0,3	0,0001	7,3717	0,3838	0,043	0,555	0,945	
	3	0,0-0,1	7,8851	0,0310	10,3327	0,124	0,531	0,986	
		0,1-0,2	4,3651	0,0718	4,5590	0,176	0,534	0,985	
		0,2-0,3	3,3472	0,0834	4,4812	0,195	0,534	0,991	
	3	1	0,0-0,1	0,2043	0,720	0,6079	0,211	0,585	0,968
			0,1-0,2	1,9649	0,2641	1,2402	0,223	0,587	0,978
			0,2-0,3	0,0003	4,2888	0,3937	0,237	0,555	0,951
0,3-0,5			0,4429	0,6451	0,5909	0,239	0,588	0,944	
2		0,0-0,1	2,1789	0,2193	1,5225	0,178	0,628	0,983	
		0,1-0,2	0,4764	0,4935	0,8225	0,195	0,609	0,974	
		0,2-0,3	0,0003	4,4172	0,4191	0,232	0,539	0,949	
		0,3-0,5	0,0001	6,8142	0,3598	0,227	0,628	0,935	
3		0,0-0,1	0,0020	3,3495	0,4673	0,227	0,537	0,977	
		0,1-0,2	0,2922	0,6522	0,6678	0,228	0,575	0,964	
		0,2-0,3	0,0046	2,2043	0,4333	0,193	0,554	0,966	
		0,3-0,5	0,9370	0,4315	0,8441	0,273	0,497	0,976	
4	0,0-0,1	0,0005	5,0429	0,4896	0,219	0,558	0,963		
	0,1-0,2	2,4349	0,2310	1,3418	0,244	0,531	0,977		
	0,2-0,3	1,2708	0,3014	1,0615	0,231	0,530	0,984		
	0,3-0,5	1,2708	0,3014	1,0615	0,231	0,530	0,984		
4	1	0,0-0,1	4,4129	0,0818	4,5267	0,202	0,551	0,994	
		0,1-0,2	2,6843	0,0667	5,2174	0,144	0,554	0,987	
		0,2-0,3	2,8754	0,0693	5,1954	0,148	0,545	0,990	
		0,3-0,5	2,6522	0,0754	5,0318	0,145	0,556	0,993	
	2	0,0-0,1	2,3713	0,0904	4,6997	0,140	0,525	0,994	
		0,1-0,2	2,6806	0,0938	4,4886	0,142	0,507	0,994	
		0,2-0,3	3,5687	0,0778	4,1602	0,149	0,517	0,988	
		0,3-0,5	3,5687	0,0778	4,1602	0,149	0,517	0,988	
	3	0,0-0,1	2,7211	0,0945	4,4138	0,174	0,530	0,995	
		0,1-0,2	1,9350	0,2342	1,6119	0,180	0,502	0,992	
		0,2-0,3	3,3300	0,0955	4,4364	0,170	0,510	0,999	
		0,3-0,5	2,3030	0,1131	2,6882	0,172	0,429	0,984	

**ANEXO F** – Caracterização dos parâmetros relacionados às análises da solução do solo obtida nos diferentes pontos da paisagem na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS.

Ponto	Profundidade (m)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) *	Desvio padrão	CV (%)
1	0,2	5,51	5,90	107,19
	0,5	8,40	8,81	101,27
2	0,2	10,50	9,46	90,13
	0,5	8,74	20,46	239,89
3	0,2	14,94	13,87	92,85
	0,5	8,49	11,19	131,79
4	0,2	13,20	18,10	137,18
	0,5	26,52	26,41	99,59

Transeção 1

Ponto	Profundidade (m)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) *	Desvio padrão	CV (%)
1	0,2	13,77	11,50	83,52
	0,5	21,46	-	-
2	0,2	43,70	-	-
	0,5	-	-	-
3	0,2	47,76	74,31	155,60
	0,5	30,93	12,40	40,29

Transeção 2

...continuação...

Ponto	Profundidade (m)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) *	Desvio padrão	CV (%)
1	0,2	16,01	2,20	13,74
	0,5	10,86	-	-
2	0,2	22,05	28,06	127,28
	0,5	18,84	5,06	26,86
3 (Campo)	0,2	4,12	4,51	109,28
	0,5	-	-	-
4 (Campo)	0,2	0,28	0,19	68,06
	0,5	3,17	1,56	49,31

Transeção 3

Ponto	Profundidade (m)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) *	Desvio padrão	CV (%)
1	0,2	5,6	5,75	102,66
	0,5	14,48	14,47	96,59
2	0,2	9,30	10,39	111,73
	0,5	9,67	14,90	154,10
3	0,2	11,70	1,23	10,49
	0,5	10,98	8,36	76,10
4 (mata nativa)	0,2	8,89	1,81	20,39
	0,5	9,8	0,92	9,38
Poço	-	9,81	1,49	15,24
Vertente	-	8,81	5,06	57,49

Transeção 4

...continuação...

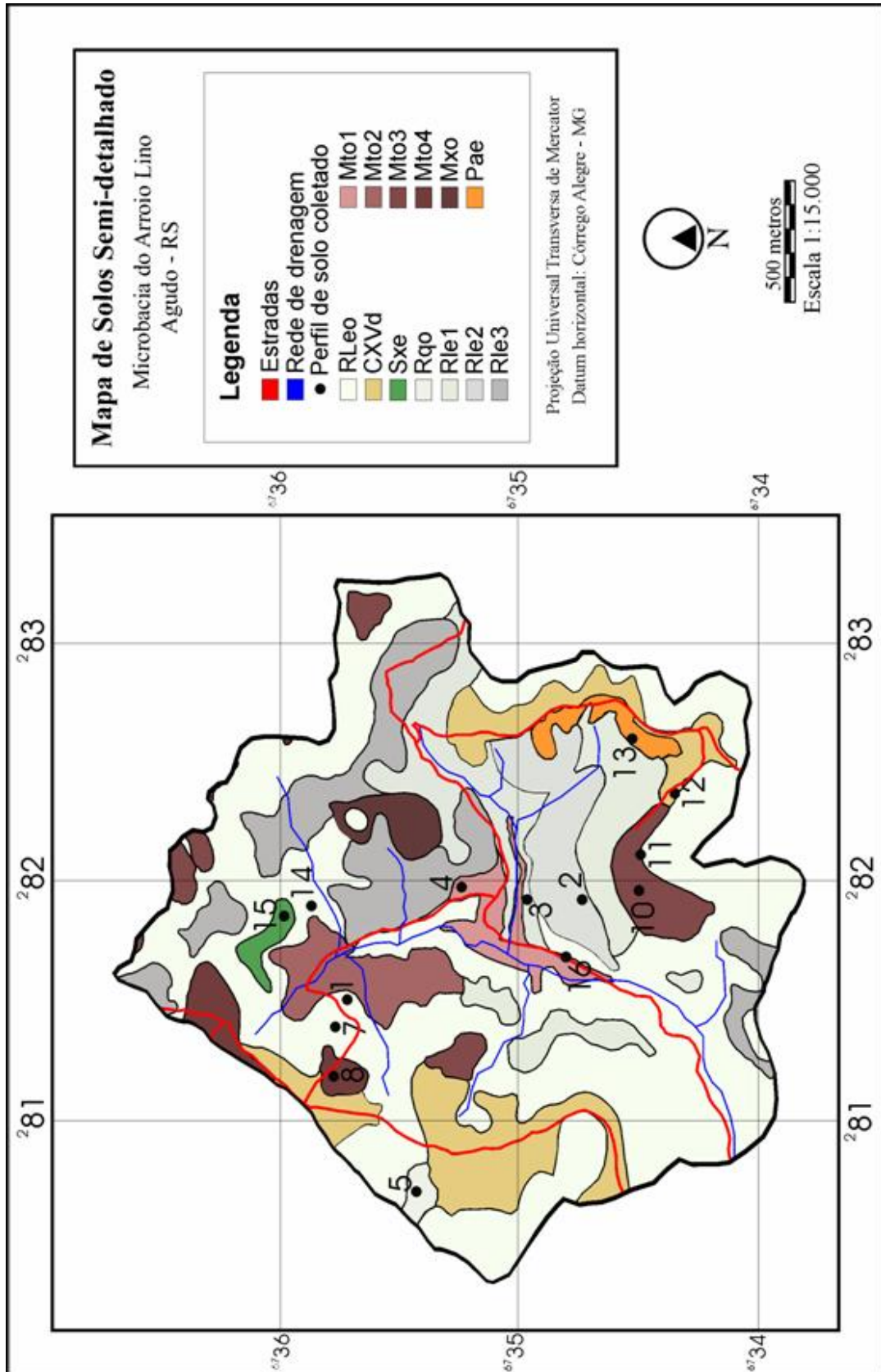
Ponto	Profundidade (m)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) *	Desvio padrão	CV (%)
1	0,2	2,91	3,00	103,01
	0,5	1,55	1,20	77,56
2	0,2	9,93	11,14	112,17
	0,35	11,49	11,43	99,51
3	0,2	9,71	9,14	94,14
	0,5	0	-	-
Poço	-	0,80	0,99	124,15

---

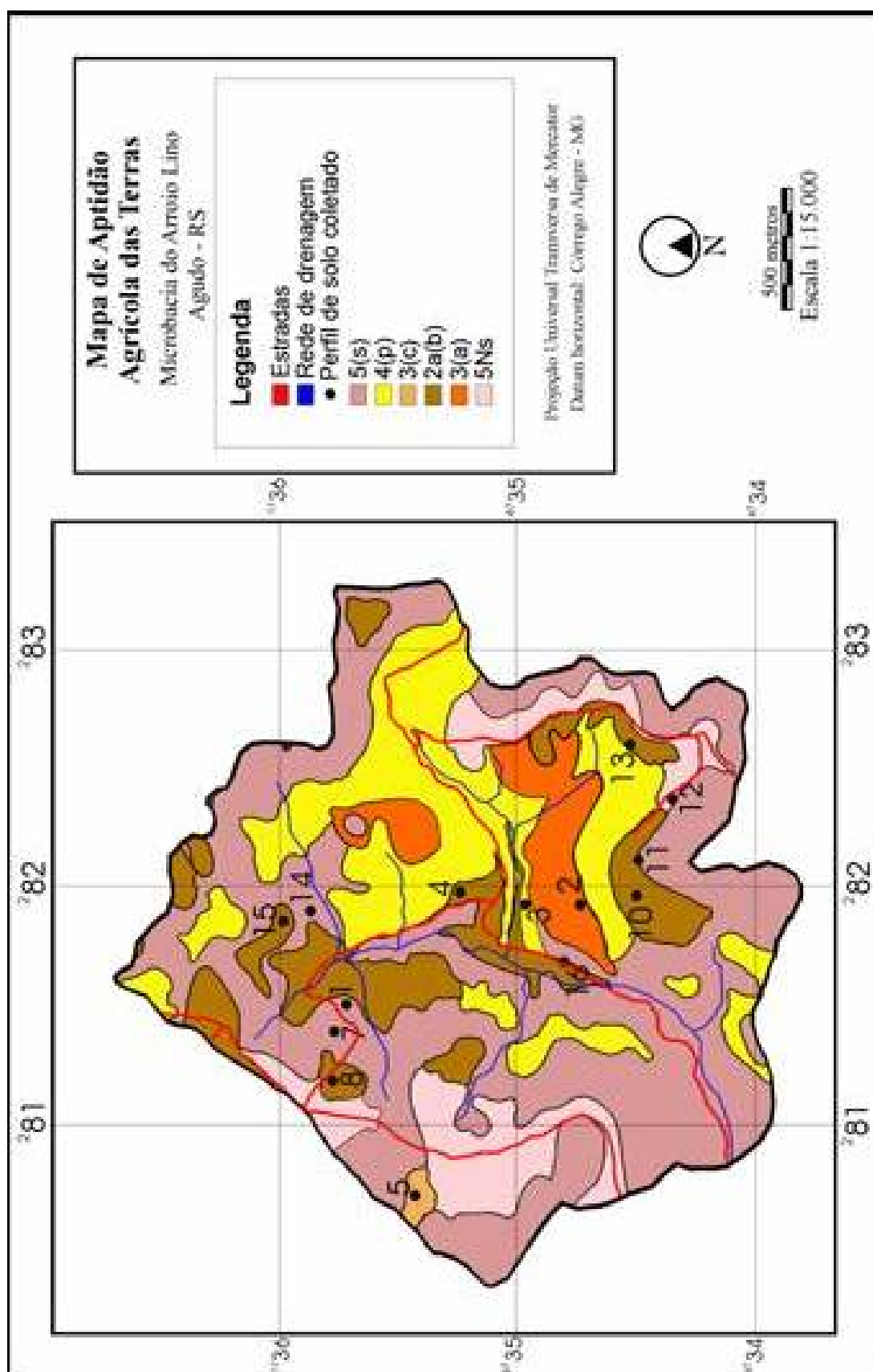
Tranção 5



**ANEXO G** – Mapa de solos semi-detalhado da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS. (Dalmolin et al., 2004).



**ANEXO H** - Mapa de aptidão agrícola das terras da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS. (Dalmolin et al., 2004).



**ANEXO I** – Concentração de nitrato na solução do solo em diferentes condições de uso do solo da microbacia hidrográfica do Arroio Lino- Agudo-RS.

**Tabela 1** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 1.

DAT	Precipitação	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
		0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----									
85	16,5	-	19	11,9	56,1	31,8	28,9	-	79,9
103	34,8	-	-	-	-	-	-	-	37,6
114	42,2	4,3	4,8	-	-	1,5	1,7	-	2,1
142	60,7	-	-	9,8	-	3,6	-	-	4,4
156	28	10,3	8,7	11,9	-	15,9	13,8	36,4	19,0
163	34	9,8	5,3	11,8	5,1	19	15,1	40,1	24,1
177	42	14,2	20,9	28,1	-	32,8	-	15,9	18,4

**Tabela 2** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 2.

DAT	Precipitação	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
		0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----									
68	16,5	33,7	-	43,7	52,8	-	39,1	158,4	52
86	34,8	-	-	-	17,6	-	-	4,8	-
97	42,2	5,6	-	-	4,7	-	24,8	4,1	19,5
125	60,7	13	-	-	-	-	-	-	-
139	28	7,2	-	-	33,3	-	-	-	26,2
146	34	9,2	21,5	-	-	-	1,6	-	2,9
160	42	-	-	-	-	-	-	23,8	30,1

...continuação...

**Tabela 3** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 3.

DAT	Precipitação	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
		0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----									
68	16,5	-	-	71,2	19,5	7,3	-	0,4	-
86	34,8	-	-	-	-	0,9	-	-	1,6
97	42,2	-	-	3,2	-	-	-	0,3	1,1
125	60,7	-	-	-	-	-	-	-	4,8
139	28	14,5	-	5,1	-	-	-	-	4,9
146	34	17,6	10,9	14,3	13,5	-	-	0,1	3,1
160	42	-	-	16,4	23,5	-	-	-	3,5

**Tabela 4** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 4.

DAT	Precipitação	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3	
		0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----							
68	16,5	9,3	-	4,3	25,8	8,1	-
86	34,8	21,1	-	27,6	-	2,8	2,5
97	42,2	16,5	-	14,1	15,4	-	2,6
125	60,7	-	-	-	-	-	-
139	28	1,7	-	2,5	4,0	2,0	-
146	34	-	-	-	0,7	0,7	0,1
160	42	-	-	1,0	-	1,0	1,0

...continuação...

**Tabela 5** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo dos pontos localizados na transeção 5.

DAT	Precipitação	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
		0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m	0,2 m	0,5m
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----									
71	16,5	17,1	-	29,5	39,5	-	24,2	7,5	8,4
89	34,8	6,4	6,9	11,3	-	11,7	17,8	7,6	9,3
100	42,2	2,3	4,2	3,7	3,3	10,8	6,3	6,7	9,2
128	60,7	2,9	-	-	-	13,1	-	8,5	10,0
142	28	8,4	29,8	3,8	6,5	10,2	1,8	10,8	9,8
149	34	1,2	31,6	4,9	7,8	11,2	9,3	11,5	10,9
163	42	1,0	2,3	2,6	1,0	13,2	6,6	9,7	10,9

**Tabela 6** - Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na água das fontes usadas para abastecimento doméstico.

DAT	Precipitação	Fonte 1	Fonte 2	Vertente Fonte 2
-----N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )-----				
71	16,5	0,2	10,1	-
89	34,8	-	8,5	-
100	42,2	-	9,1	10,7
128	60,7	0,8	8,5	-
142	28	2,6	12,8	12,8
149	34	1,2	10,2	11,2
163	42	1,4	9,4	9,5