

MARIA APARECIDA DO NASCIMENTO DOS SANTOS

**APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS AO SOLO E SUA RELAÇÃO
COM ATRIBUTOS FÍSICOS, EROSÃO HÍDRICA E O SUBFATOR PLU DA RUSLE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, na Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Ciência do Solo.

Orientador: Dr. Ildegardis Bertol

**LAGES, SC
2017**

do Nascimento dos Santos, Maria Aparecida
Aplicação de dejetos líquidos de suínos ao solo e sua
relação com atributos físicos, erosão hídrica e o
subfator PLU da RUSLE / Maria Aparecida do
Nascimento dos Santos. - Lages , 2017.
203 p.

Orientador: Ildegardis Bertol
Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages,
2017.

1. Perdas de solo. 2. Perdas de água. 3.
Modelagem de erosão. 4. Chuva simulada. I. Bertol,
Ildegardis . II. Universidade do Estado de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação. III. Título.

MARIA APARECIDA DO NASCIMENTO DOS SANTOS


**APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS AO SOLO E SUA RELAÇÃO
COM ATRIBUTOS FÍSICOS, EROSÃO HÍDRICA E O SUBFATOR PLU DA RUSLE**

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina.


Banca examinadora:

Orientador:

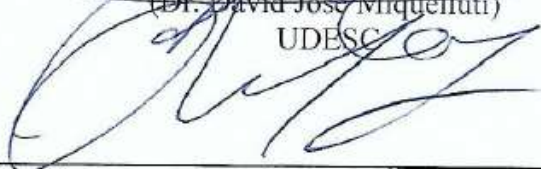
Membros:



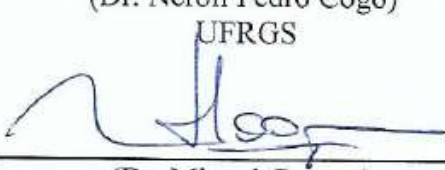
(Dr. Heidegardis Bertol)
UDESC




(Dr. David José Miquelluti)
UDESC



(Dr. Neroli Pedro Cogo)
UFRGS



(Dr. Miguel Cooper)
ESALQ/USP



(Dra. Letícia Sequinatto)
UDESC

Dedico aos meus pais Severino e Maria José, que sempre me apoiaram nos estudos e são meus exemplos de perseverança e dedicação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a Deus pelo fôlego de vida, por sua bondade e misericórdia.

Ao professor Dr. Ildegardis Bertol pela segura orientação, paciência, empenho, amizade, conselhos e apoio incondicional a todo tempo, assim como à família Bertol, pela acolhida com carinho.

Ao professor Dr. Miguel Cooper e à Universidade de São Paulo pelo auxílio na execução da análise micromorfológica nos laboratórios de Microscopia e Micromorfologia do Departamento de Ciência do Solo - Esalq/USP-Piracicaba/SP.

Aos meus pais Severino Chaves dos Santos e Maria José do Nascimento dos Santos pelos constantes ensinamentos que jamais esquecerei (caráter, fé, persistência e honestidade), por todo amor, incentivo, apoio e confiança, certamente nada seria possível sem que estivessem ao meu lado.

Ao meu esposo Waldenilson Pereira Cabral que deixou seus antigos propósitos para unir-se a mim formando uma nova família com amor, compreensão, zelo e acima de tudo muito respeito. Ao longo do caminho encontramos vários obstáculos, mas jamais desistimos, contrariamente, persistimos, evoluímos e superamos, muito mais vivenciaremos lado a lado, unidos, batalhando por um mesmo objetivo: fazer o outro feliz!

Aos amigos do laboratório de Uso e Conservação do Solo - CAV/UDESC, José Mecabô Júnior, Júlio César Ramos, Danieli Schneiders Kaufmann, Bárbara Bagio, Neuro Wolschick, Romeu de Souza Werner, Luran Muzeka, Fernando Sousa, Loriane Bernardi, Sonia Armbrust, Douglas Bandeira, Vinícius Ferreira, pelo companheirismo e ajuda durante as várias etapas da pesquisa, principalmente no trabalho a campo, ainda que com frio, sol ou chuva sempre estiveram presentes auxiliando e incentivando.

Aos amigos Luana Silva, Diego Bortolini, Genicelli Mafra, Andreza da Cruz e Adilson Alves da Silva, pela amizade e bons momentos compartilhados.

À Universidade do Estado de Santa Catarina, em especial ao Centro de Ciências Agroveterinárias e ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo pela estrutura e ensino. Aos professores do Departamento de Solos pelos ensinamentos transmitidos. À CAPES e FAPESC pela concessão da bolsa e ao CNPq e FAPESC pelos recursos financeiros concedidos ao projeto de pesquisa.

Agradeço a todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

“Bem-aventurado o homem que acha sabedoria, e o homem que adquire conhecimento, pois ela é mais proveitosa do que a prata, e dá mais lucro do que o ouro. Mais preciosa é do que os rubis, e tudo o que mais possas desejar não se pode comparar a ela.”

Provérbios 3:13-15

RESUMO

Aplicação de dejetos líquidos de suínos ao solo e sua relação com atributos físicos, erosão hídrica e o subfator PLU da RUSLE

A erosão hídrica é fortemente influenciada pelo manejo do solo, dentre outros fatores. O manejo em áreas agrícolas, por sua vez, inclui todas as operações realizadas no solo com vistas à produção de culturas comerciais, dentre elas a fertilização. O dejetos líquidos de suínos (DLS) tem sido amplamente usado como fertilizante do solo, devido à necessidade de descarte desse resíduo nas propriedades suinícolas. O uso indiscriminado de DLS modifica atributos do solo e, por isso, influencia as perdas de solo (PS) e água (PA) por erosão hídrica. Com a presente pesquisa objetivou-se avaliar o efeito de doses de DLS no carbono orgânico, atributos físicos, consolidação do solo e erosão hídrica, visando a determinação das variáveis C_f e B_u do subfator que trata do efeito residual do uso da terra e manejo do solo (PLU), e do próprio PLU, da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). A fase experimental da pesquisa em campo foi realizada sob condição de chuva simulada, entre abril de 2014 e outubro de 2015, em um Cambissolo Húmico Alumínico no município de Lages, SC, em escala de parcela com dimensão 3,5 m de largura e 11 m de comprimento, com os seguintes tratamentos em duas repetições: T1 – sem cultivo e sem dejetos (SCD0); T2 – sem cultivo e com 50 m³ ha⁻¹ de dejetos (SCD50); T3 – com cultivo e sem dejetos (CCD0); T4 – com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de dejetos (CCD50); T5 – com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de dejetos (CCD100); e T6 – com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos (CCD200). Inicialmente o solo foi cultivado com aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e posteriormente ao corte das plantas preparado com uma escarificação e duas gradagens leves, sendo deixado em pousio para reconsolidar. O DLS foi aplicado após o preparo do solo e sobre o resíduo cultural de aveia remanescente, manualmente, antes de cada evento de chuva simulada. Em cada tratamento foram aplicadas seis chuvas simuladas, em intervalos de aproximadamente 60 dias uma das outras, com duração de 60 minutos cada e intensidade constante, planejada para 65 mm h⁻¹, por meio de um simulador de chuva de braços rotativos. Amostras de solo foram coletadas antes de cada chuva simulada para analisar o teor de água no solo, densidade, porosidade, estabilidade de agregados, argila dispersa em água, carbono orgânico, massa de resíduo cultural na superfície, raízes vivas e mortas e resíduos incorporados no solo. Durante os testes coletaram-se amostras de escoamento superficial para a quantificação das PS e PA em cada chuva, além de amostras do solo indeformadas para análise micromorfológica do solo superficial. A aplicação de DLS no solo não modificou expressivamente os atributos físicos e o carbono orgânico na superfície; no entanto, a porosidade total diminuiu após um ano de avaliação. A produção de biomassa vegetal da parte aérea e das raízes de aveia aumentou devido à aplicação de DLS, refletindo-se em aumento da cobertura do solo. O DLS acelerou a decomposição da massa de raízes e resíduos incorporados resultando em aumento das PS por erosão. Por meio de análise micromorfológica observou-se que o uso de doses elevadas de DLS e ausência de cultivo, aliados à incidência de chuvas erosivas promovem alterações na morfologia dos poros na superfície do solo, culminando na formação do selamento superficial. O selo favoreceu a consolidação do solo, resultando em diminuição das PS sem diminuição das PA. As PA tenderam a aumentar ao longo do tempo conforme diminuiu o espaço poroso na superfície devido ao selamento superficial do solo. Os valores das variáveis C_f e B_u , diminuíram e aumentaram, respectivamente, devido ao efeito do DLS, resultando na redução do subfator PLU da RUSLE.

Palavras-chave: Perdas de solo. Perdas de água. Modelagem de erosão. Chuva Simulada.

ABSTRACT

Application of swine slurry to soil and the relation with physical attributes, water erosion and subfactor PLU of RUSLE

Water erosion is strongly influenced by soil management, among other factors. Management in agricultural areas, in turn, includes all operations carried out in the soil with a view to the production of commercial crops, among them fertilization. Swine slurry (DLS) has been widely used as soil fertilizer, due to the need to dispose of this residue in pig farms. The indiscriminate use of DLS modifies soil attributes and, therefore, influences soil (PS) and water (PA) losses due to water erosion. The objective of this research was to evaluate the effect of DLS doses on organic carbon, physical attributes, soil consolidation and water erosion, aiming to determine the variables C_f and B_u of the subfactor that deals with the residual effect of land use and soil (PLU), and PLU itself, from the Universal Equation of Soil Loss Revised (RUSLE). The experimental phase of field research was carried out under simulated rainfall conditions, from April 2014 to October 2015, in an “Cambissolo” in the municipality of Lages, SC, on a plot scale with a 3.5 m wide dimension and 11 m in length, with the following treatments in two replicates: T1 - without cultivation and without DLS (SCD0); T2 - without cultivation and with 50 m³ ha⁻¹ of DLS (SCD50); T3 - with cultivation and without DLS (CCD0); T4 - with cultivation and 50 m³ ha⁻¹ of DLS (CCD50); T5 - with cultivation and 100 m³ ha⁻¹ of DLS (CCD100); T6 - with cultivation and 200 m³ ha⁻¹ of DLS (CCD200). Initially the soil was cultivated with black oats (*Avena strigosa* Schreb.) and after the cut of the plants prepared with a scarification and two light gradations, being left fallow to reconsolidate. The DLS was applied after the soil preparation and the residual oat residue, manually, before each simulated rainfall event. In each treatment, six simulated rains were applied at intervals of approximately 60 days, with a duration of 60 minutes each, and constant intensity, planned for 65 mm h⁻¹, by means of a rainfall simulator with rotating arms. Soil samples were collected before each simulated rainfall to analyze soil water content, density, porosity, aggregate stability, dispersed clay in water, organic carbon, mass of cultural residue on the surface, live and dead roots and residues incorporated in the soil surface. During the tests samples of surface runoff were collected for the quantification of PS and PA in each rain, besides soil samples undisturbed for micromorphological analysis of the surface seal. The application of DLS in the soil did not modify significantly the physical attributes and the organic carbon in the surface; However, the total porosity decreased after one year of evaluation. Vegetable biomass production of shoot and oat roots increased due to the application of DLS, reflected in increased soil cover. The DLS accelerated the decomposition of the incorporated root mass and residues resulting in increased PS by erosion. By means of micromorphological analysis it was observed that the use of high levels of DLS and absence of cultivation, together with the incidence of erosive rains, promote changes in the pore morphology of the soil surface, culminating in the formation of surface sealing. The seal favored the consolidation of the soil, resulting in a decrease of the PS without a decrease of the PA. PAs tended to increase over time as pore space on the surface decreased due to soil sealing. The values of the variables C_f and B_u , decreased and increased, respectively, due to the effect of DLS, resulting in the reduction of the RUSLE PLU subfactor.

Keywords: Soil loss. Water loss. Erosion modeling. Simulated rain.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Desenvolvimento da aveia preta nos tratamentos a) CCD0 e CCD50, b) CCD100 e CCD200, c) Massa vegetal da aveia preta roçada e retirada da unidade experimental para quantificação.....	45
Figura 2 - Adequação de unidades experimentais a) Parcela após capina, b) Escarificação do solo	46
Figura 3 - Parcela experimental.....	47
Figura 4 - Vista aérea da área experimental, com detalhe para a distribuição espacial das parcelas com os respectivos tratamentos	48
Figura 5 - Simulador de chuva de braços rotativos do tipo empuxo operando sobre duas parcelas simultaneamente	49
Figura 6 - Material utilizado para determinação de massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo	51
Figura 7 - Coleta de amostra não deformada de solo a) Material utilizado, b) Coleta de anel volumétrico.....	52
Figura 8 - Coleta do escoamento superficial a) Determinação de taxa instantânea, b) Determinação de sedimentos na enxurrada	54
Figura 9 - Coleta de monólitos a) Proteção da superfície com algodão, b) Posicionamento da caixa no solo	56
Figura 10 - Impregnação dos monólitos com mistura de resina poliéster + monômero de estireno + pigmento fluorescente a) Monólito acondicionado em recipiente plástico para impregnação, b) Monólito de solo após impregnação (Blocos).....	57
Figura 11 - Tratamento de imagens de SCD0 (camada superior do monólito) com auxílio do software Noesis Visilog 5.4 a) Imagem RGB (vermelho, verde e azul), b) Imagem binarizada	58
Figura 12 - Relação da massa de raízes e resíduos incorporados (MRR) com o tempo, na camada 0-10 cm do solo, nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico.....	68
Figura 13 - Relação da massa de raízes e resíduos incorporados (MRR) com o tempo, na camada 10-20 cm do solo, nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico	69
Figura 14 - Diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) na camada 0-2,5 cm do solo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	72

Figura 15 - Diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) na camada 2,5-5 cm do solo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	73
Figura 16 - Umidade gravimétrica (UG) antecedente às chuvas simuladas em um Cambissolo Húmico a) Camada 0-10 cm, b) Camada 10-20 cm	78
Figura 17 - Relação das perdas de solo (PS) com o tempo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	96
Figura 18 - Perdas de água (PA) em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	97
Figura 19 - Área total ocupada por poros (TAP), tamanho e tipo de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo	101
Figura 20 - Área total ocupada por poros (TAP), tamanho e tipo de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo.....	102
Figura 21 - Número, tamanho e tipo de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo	103
Figura 22 - Número, tamanho e tipo de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo	104
Figura 23 - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada 0-5 cm	105
Figura 24 - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada 0-5 cm.....	106
Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)	109
Figura 26 - Relação do fator consolidação (C_f) do solo com o tempo, em um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada.....	116
Figura 27 - Relação entre as variáveis C_f e B_u nos tratamentos com cultivo do solo e doses de DLS a) CCD200, b) CCD100, c) CCD50, d) CCD0.....	119
Figura 28 - Relação das perdas de solo e B_u nos tratamentos com cultivo e doses de DLS .	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Efeitos dos subfatores do fator cobertura e manejo do solo (C)	33
Tabela 2 - Classes de forma dos poros	59
Tabela 3 - Classes de tamanho e forma dos poros.....	59
Tabela 4 - Produção de massa seca da parte área da aveia preta (MSA) e cobertura do solo por resíduo cultural (CS).....	65
Tabela 5 - Massa seca de resíduo da parte área da aveia preta (MSA) estimada ao longo dos testes de chuva simulada.....	66
Tabela 6 - Argila dispersa em água (ADA) em um Cambissolo Húmico, antes e após a aplicação de doses de DLS e chuva simulada	75
Tabela 7 - Valores de carbono orgânico total em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	76
Tabela 8 - Valores de densidade do solo em um Cambissolo Húmico, em diferentes profundidades, submetido a doses de DLS e chuva simulada.....	80
Tabela 9 - Macroporosidade (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada	82
Tabela 10 - Microporosidade (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada	83
Tabela 11 - Porosidade Total (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada	85
Tabela 12 - Valores de tempo de início e velocidade da enxurrada, concentração média de sedimentos na enxurrada, nos diferentes tratamentos ao longo do tempo, em um Cambissolo Húmico	87
Tabela 13 - Porcentagem de sedimento na enxurrada de acordo com a classe de tamanho, nos diferentes tratamentos e testes de chuva simulada	90
Tabela 14 - Índice D ₅₀ dos sedimentos na enxurrada oriunda dos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico	91
Tabela 15 - Intensidade, altura e erosividade (EI) das chuvas simuladas e, erosividade (EI ₃₀) e altura das chuvas naturais ocorridas durante o período experimental	93

Tabela 16 - Valores de perdas de solo e água nos diferentes tratamentos, em cada teste de chuva simulada.....	95
Tabela 17 - Estatística descritiva de área total ocupada por poros (TAP) e número total de poros (NP) nos tratamentos estudados, em um Cambissolo Húmico.....	99
Tabela 18 - Valores do fator consolidação (C_f) para os tratamentos estudados ao longo do tempo	115
Tabela 19 - Estimativa da biomassa de resíduo da parte aérea da aveia preta	117
Tabela 20 - Razão de massa de raízes na camada de 0-10 cm pela massa de raízes total (n_i), razão de massa de raízes total pela biomassa de resíduo da parte aérea (u_i), massa de raízes (vivas e mortas) e resíduos incorporados (B_u).....	118
Tabela 21 - Valores do subfator PLU da RUSLE para um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada	121
Tabela 22 - Valores do subfator PLU para um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada	124

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
2 REVISÃO DE LITERATURA	25
2.1 EROSÃO DO SOLO	25
2.1.1 Erosão hídrica do solo e fatores que a influenciam	26
2.1.2 Predição da erosão hídrica do solo	30
2.1.2.1 <i>Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE</i>	31
2.1.2.2 <i>Fator C - cobertura e manejo no modelo RUSLE</i>	32
2.1.2.3 <i>Uso residual da terra, manejo anterior do solo - subfator PLU</i>	34
2.1.2.4 <i>Consolidação da superfície do solo</i>	35
2.1.2.5 <i>Massa de raízes e resíduos culturais incorporados</i>	37
2.1.3 Selamento e encrostamento superficial do solo avaliados por meio de micromorfologia	40
3 HIPÓTESES	42
4 OBJETIVOS	42
4.1 GERAL.....	42
4.2 ESPECÍFICOS.....	42
5 MATERIAL E MÉTODOS	43
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO.....	43
5.2 UNIDADE EXPERIMENTAL.....	47
5.3 TRATAMENTOS	47
5.4 CHUVA SIMULADA	49
5.5 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS ANTES DOS TESTES DE CHUVA SIMULADA.....	50
5.5.1 Cobertura do solo por resíduo cultural e massa seca de resíduo da parte aérea ..50	
5.5.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo50	
5.5.3 Estabilidade de agregados em água, argila dispersa em água e teor de carbono orgânico51	
5.5.4 Umidade gravimétrica52	
5.5.5 Densidade e porosidade do solo52	
5.6 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS NO CAMPO, DURANTE OS TESTES DE CHUVA SIMULADA.....	53

5.6.1 Tempo de início e velocidade da enxurrada.....	53
5.6.2 Taxa instantânea de enxurrada e concentração de sedimentos.....	53
5.6.3 Determinação da distribuição de tamanho dos sedimentos na enxurrada.....	54
5.6.4 Intensidade das chuvas simuladas.....	55
5.7 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS NO CAMPO, APÓS OS TESTES DE CHUVA SIMULADA.....	55
5.7.1 Análise micromorfológica para estudo da formação do selamento superficial e porosidade na camada superior do solo.....	55
5.8 NO LABORATÓRIO, APÓS OS TESTES DE CHUVA SIMULADA.....	60
5.8.1 Cálculo da altura e erosividade das chuvas simuladas.....	60
5.8.2 Determinação da distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada - Índice D ₅₀	61
5.8.3 Determinação das perdas de solo e água.....	62
5.8.4 Determinação dos valores do subfator PLU da RUSLE.....	62
5.9 Delineamento experimental e análise estatística.....	64
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
6.1 CONDIÇÃO SUPERFICIAL DO SOLO.....	64
6.1.1 Cobertura do solo por resíduo cultural e massa seca de resíduo na superfície..	64
6.1.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo.....	67
6.2 ATRIBUTOS DO SOLO.....	71
6.2.1 Estabilidade de agregados em água.....	71
6.2.2 Argila dispersa em água.....	74
6.2.3 Carbono orgânico total.....	76
6.2.4 Umidade gravimétrica do solo.....	77
6.2.5 Densidade do solo.....	79
6.2.6 Macroporosidade, microporosidade e porosidade total do solo.....	81
6.3 PARÂMETROS RELACIONADOS À CHUVA SIMULADA.....	86
6.3.1 Tempo de início e velocidade da enxurrada e concentração de sedimentos na enxurrada	86
6.3.2 Distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada e índice D ₅₀	88
6.3.3 Intensidade, altura e erosividade das chuvas.....	92
6.3.4 Perdas de solo e água.....	94
6.4 ANÁLISE MICROMORFOLÓGICA.....	98
6.5 PARÂMETROS E VALORES DO SUBFATOR PLU.....	115

6.5.1 Fator de consolidação do solo - variável C_f.....	115
6.5.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - variável B_u.....	117
6.5.3 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - coeficiente c.....	119
6.5.4 Uso anterior da terra - valores de PLU.....	121
6.5.5 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - coeficiente c - segundo a forma de obtenção usada em Cogo e Streck (2003).....	123
6.5.6 Uso anterior da terra - valores de PLU - com uso do coeficiente c obtido segundo a forma usada em Cogo e Streck (2003).....	124
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	126
8 CONCLUSÕES.....	128
REFERÊNCIAS	129
APÊNDICES	147
ANEXOS	203

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é um fenômeno de elevada complexidade que causa a degradação física, química e biológica do solo. A intensidade com a qual se manifesta é variável de acordo com a atividade humana, dependendo dos fatores clima, solo, topografia, uso, manejo e cobertura do solo e práticas conservacionistas complementares (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A ação antrópica é catalisadora do processo erosivo, principalmente quando, diante da necessidade de maior produção de alimentos, as atividades agropecuárias são realizadas de forma intensiva e com manejo inadequado do solo.

No estado de Santa Catarina, destaque especial dá-se a suinocultura, desenvolvida geralmente em pequenas propriedades com elevado índice de produção. De acordo com o relatório da ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal (2016) o estado foi considerado o maior exportador nacional responsável por 35% da exportação do país no ano anterior. Neste cenário, a suinocultura apresenta não somente importância econômica, mas também social, gerando inúmeros empregos nas regiões produtoras, contribuindo para a fixação do homem no meio rural. Por outro lado, existe a preocupação com a destinação correta a ser dada ao dejetos líquido de suínos (DLS) gerado durante o ciclo produtivo.

A utilização de DLS nas áreas agrícolas das propriedades suinícolas tem sido uma alternativa de descarte, que favorece a redução dos custos de produção e o fornecimento de nutrientes ao solo. O DLS contém vários elementos químicos prontamente disponíveis, ou que serão disponibilizados após o processo de mineralização, porém aplicações contínuas podem promover desequilíbrio de nutrientes no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicado, do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas (BASSO, 2003).

Dentre os elementos presentes no dejetos alguns podem causar danos ambientais ao se acumular no solo restringindo suas funções, causar toxidez às plantas e contaminar a cadeia trófica (SANTOS, 2010). Além disso, Basso (2003) enfatiza a ocorrência de lixiviação de nutrientes em função da excessiva aplicação e a contaminação de mananciais pelo escoamento superficial após a aplicação do resíduo no campo. Assim, a aplicação do DLS no solo deve ser feita com muita cautela, principalmente em áreas mais declivosas e propícias à erosão hídrica, considerando que as maiores perdas do material ocorrem no intervalo entre a aplicação do dejetos e o primeiro escoamento superficial, devendo-se, portanto, evitar a aplicação quando há possibilidade iminente de chuva. É fundamental nestas áreas a implantação de plantas de cobertura e sistemas de rotação de culturas capazes de produzir e manter resíduos vegetais na

superfície do solo, o que pode diminuir as perdas de nutrientes por escoamento superficial (CERETTA et al., 2005).

A dinâmica do processo erosivo certamente é afetada pela aplicação de DLS no solo, já que esta prática altera as condições de superfície do mesmo, em especial as que se relacionam com o movimento da água. Porém, poucos estudos explicam de fato a influência do uso desse nas propriedades físicas do solo, nas perdas de água, sedimentos e nutrientes por erosão hídrica, pouco esclarecendo qual o manejo adequado para evitar danos ambientais. O desenvolvimento de pesquisas nessa área é fundamental para alcançar entendimento sobre as respostas do solo à erosão hídrica quando submetido a tal manejo, o que se torna possível, por exemplo, por meio de estudos que utilizem a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD, et al., 1997). Este modelo, empírico, é utilizado para predizer a perda média anual de solo levando em consideração a erosividade da chuva e a enxurrada a ela associada (fator R); erodibilidade do solo (fator K); comprimento e inclinação do declive (fator LS); cobertura e manejo do solo (fator C); e as práticas conservacionistas de suporte (fator P).

Dentre estes componentes, o fator C é o mais utilizado para comparar impactos gerados por diferentes formas e quantidades de cobertura e dos diversos tipos de manejo do solo, pois reflete o efeito combinado destas duas variáveis na erosão. Na RUSLE, tal fator apresenta cinco subfatores: efeito residual de uso da terra e manejo do solo (PLU), cobertura do solo pela copa das plantas (CC), cobertura superficial do solo por resíduos culturais (SC), rugosidade superficial do solo (SR) e umidade do solo antecedente à chuva (SM). O PLU expressa o efeito residual do uso da terra na erosão hídrica, sendo influenciado pela consolidação do solo e pelos resíduos da parte aérea e das raízes das culturas (STRECK, 1999; RENARD et al., 1997).

Na RUSLE, os efeitos dos componentes consolidação da superfície do solo e de massa de raízes e resíduos culturais incorporados na camada superficial do solo, integram-se entre si para comporem tal subfator, através da consideração no tempo, e são usados no cálculo de razão de perda de solo. O PLU tem relação direta com a qualidade do solo que influencia o desenvolvimento da biota e a erosão hídrica, podendo seu estudo servir como base para a elaboração de planejamentos conservacionistas de uso e manejo do solo, no entanto poucos são os trabalhos desenvolvidos no Brasil que fornecem dados para sua utilização nas condições nacionais (STRECK, 1999; VOLK, 2006).

Com esta pesquisa objetivou-se investigar o efeito da aplicação de DLS nos atributos e no processo de consolidação da superfície do solo, bem como na erosão hídrica, e estabelecer valores para o subfator PLU do modelo RUSLE em um Cambissolo Húmico, no município de Lages, Santa Catarina.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 EROÇÃO DO SOLO

A erosão é definida como um processo de desagregação e transporte de materiais do solo por agentes erosivos, que provoca perda de fertilizantes e sementes, alterações na aeração e capacidade de retenção de água, bem como em outras propriedades físicas e químicas do solo, afetando processos que regulam a produtividade de um ecossistema. Notavelmente tem sido acelerada em relação às taxas naturais e geológicas pelas atividades humanas e, ao ser deixada sem controle, torna-se um agente importante no desgaste do solo (ELLISON, 1947; PIERCE, 1991).

A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) informou em seu relatório mais recente, no ano de 2015, que cerca de 33% das terras mundiais se encontram em alto ou médio grau de degradação, sendo a erosão hídrica acelerada pela ação antrópica uma das principais causas dessa situação, enfatizando ainda a importância do controle do processo erosivo, da conservação do solo e recuperação das áreas já degradadas.

No Brasil, este tipo de erosão é a mais frequente e impactante. A literatura relata que já em 1949 se perdia mais de quinhentos milhões de toneladas de solo anualmente, o que correspondia ao desgaste uniforme de uma camada de 15 cm de espessura numa área de aproximadamente 280.000 hectares, esse prejuízo lento e continuado à economia brasileira já era observado nitidamente na fisionomia depauperada de algumas regiões (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

De acordo com estimativas mais recentes feitas por Hernani et al. (2002) as perdas anuais de solo em áreas ocupadas com lavouras e pastagens no território brasileiro estavam na ordem de 822,7 milhões de toneladas, gerando uma perda total de US\$ 2,93 bilhões por ano no âmbito da propriedade rural, com custos relativos a reposição de corretivos e fertilizantes, somado as perdas referentes a menor produtividade e maiores custos de produção. Além desses, os custos externos a propriedade para a reparação de danos como tratamento de água, manutenção de estradas, recarga de aquíferos, reposição da capacidade de reservatórios, entre outros, somariam US\$ 1,31 bilhões anuais, culminando em um prejuízo total de US\$ 4,24 bilhões por ano ao país.

Bertol et al. (2007) avaliaram os aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em sistemas com preparo convencional, cultivo mínimo e semeadura direta. Os autores concluíram que o valor monetário correspondente ao total dos

nutrientes P disponível, expresso na forma de superfosfato triplo, K trocável, na forma de cloreto de potássio, Ca e Mg trocáveis, na forma de calcário, perdidos anualmente foi relativamente elevado, independentemente do manejo do solo adotado, sendo as perdas médias em torno de 18,70 US\$ ha⁻¹ nos três sistemas estudados.

A erosão indiscutivelmente é a forma mais séria de degradação do solo, uma vez que seus danos podem se tornar irreversíveis. Ao considerar a diferença na escala de tempo para a formação do solo e a de vida dos humanos para dele tirar sustento, o solo necessariamente deve ser considerado um recurso natural não renovável. Assim, sua conservação é de extrema importância, até mesmo uma questão de sobrevivência para as espécies, sendo o estudo dos processos e métodos de controle da erosão primordial na ciência do solo em todas as regiões do planeta (ENGEL, 2005).

2.1.1 Erosão hídrica do solo e fatores que a influenciam

A erosão hídrica envolve a desagregação de partículas, o transporte das mesmas ao longo de uma pendente e sua eventual deposição, sendo o impacto das gotas de chuva e o escoamento superficial os agentes erosivos que atuam contra as forças resistentes de gravidade e coesão para desagregar a massa do solo (ELLISON, 1947; MEYER; FOSTER; RÖMKENS, 1975; FOSTER et al., 1985).

A desagregação inicia com o desprendimento ou a ruptura das partículas do solo, após o impacto direto da gota de chuva e devido à ação cisalhante do escoamento superficial. O transporte consiste na remoção das partículas desagregadas para algum lugar distinto do ponto de origem, por sua vez, a deposição ocorre quando a massa de sedimentos em suspensão na água do escoamento excede sua capacidade de transporte. Durante a deposição as partículas de maior tamanho e/ou densidade são depositadas primeiramente e as demais em sequência (ELLISON, 1947).

A depender das condições superficiais do solo e da forma de atuação dos agentes erosivos, a erosão pode ocorrer na forma entre sulcos ou em sulcos. A erosão entre sulcos ocorre após a desagregação das partículas de solo pelo impacto das gotas de chuva, sendo o transporte desse material realizado pelo salpicamento aliado ao fluxo laminar turbulento do escoamento superficial. No caso da erosão em sulcos, tanto a desagregação quanto o transporte resultam da ação do escoamento superficial que se concentra na área dos sulcos. Ainda que as gotas de chuva não atinjam diretamente a superfície do solo abaixo da lâmina de escoamento, seu

impacto produz turbulência no fluxo, aumentando a capacidade de desagregação e transporte (ELLISON, 1947; MEYER; FOSTER; RÖMKENS, 1975).

A erosão entre sulcos pode ser chamada erosão laminar e promove a remoção de finas camadas superficiais do solo, não sendo claramente evidenciada por simples inspeção visual (AMORIN et al., 2001). Neste tipo de erosão há predominantemente o transporte das partículas de menor diâmetro e densidade, tornando-a mais seletiva que a erosão em sulcos. As partículas menores são desprendidas dos agregados de solo, principalmente pelo impacto das gotas da chuva, sendo as primeiras a serem transportadas, caracterizando a seletividade do processo erosivo. Embora a quantidade de solo perdida na erosão entre sulcos seja menor, a maior concentração de elementos minerais nos sedimentos finos indica que a mesma não deve ser desprezada (FOSTER, 1982).

O complexo fenômeno erosivo depende da interação de variáveis distintas como clima, solo, topografia, cobertura e manejo do solo e práticas conservacionistas (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD et al., 1997), cuja combinação propicia condições favoráveis ou não a ocorrência e intensificação da degradação do solo e meio ambiente.

A erosão é altamente afetada pelas condições físicas de superfície do solo, as quais podem dificultar ou facilitar sua ocorrência, independentemente se causada pela água da chuva, enxurrada associada, ou mesmo pelo vento. Entre essas condições, as mais importantes são a cobertura por resíduos culturais, a rugosidade superficial induzida pelos métodos de preparo, a presença de crostas e a resistência do solo ao cisalhamento. As condições físicas de subsuperfície também são importantes, já que influenciam o movimento de água no interior do solo, afetando o escoamento superficial. Nesse caso, destacam-se as determinantes da qualidade estrutural ou do espaço poroso do solo, como a agregação e estabilidade dos agregados, a porosidade total e a distribuição de tamanho de poros (VOLK et al., 2004).

A forma mais fácil de modificar as condições físicas superficiais é pelo manejo efetuado durante as atividades agropecuárias, que pode englobar diversas formas de preparo e sistemas de cultivo, sistemas de produção animal, diferentes formas de adubação mineral e orgânica, entre outros. O uso de resíduos da produção animal, em especial os dejetos, para a fertilização do solo como forma de descarte tem se tornado prática corriqueira nas áreas produtoras de bovinos confinados, aves e suínos, o que certamente promove alterações nos atributos do solo com magnitude dependente da quantidade, composição, frequência e época de aplicação dos mesmos no solo.

A atividade suinícola está entre as de maior produção de resíduo, em especial devido a intensificação da produção em sistema de confinamento, gerando grande volume de dejetos

líquido de suínos. No Brasil, ocorre predominante em propriedades de pequeno porte, nas quais há limitação de área para o descarte e a topografia em geral é acidentada, o que muitas vezes inviabiliza a aplicação mecânica de forma homogênea. Além disso, a prática de agricultura intensiva com dois cultivos anuais no mesmo local, torna a aplicação do dejetos restrita a determinados períodos do ano, levando os produtores a usarem repetidamente altas doses deste dejetos em pequenas áreas da propriedade, uma vez que sua distribuição em pontos distantes não é economicamente viável (BASSO, 2003).

O estado de Santa Catarina enfrenta sérios problemas relacionados ao grande volume de dejetos gerado pela suinocultura. O uso do DLS em áreas agrícolas é uma alternativa racional para destinação desse resíduo orgânico, que reduz os custos de produção e garante a reciclagem de nutrientes, no entanto seu uso indiscriminado pode resultar em problemas ambientais, destacando a lixiviação de nitrato que pode comprometer a qualidade da água no ambiente (DORTZBACH et al., 2011).

A legislação estadual normatiza a aplicação de DLS no solo através da Instrução Normativa nº 11 da FATMA (IN nº 11-FATMA atualizada em 14/11/2014). A recomendação é que a dose do fertilizante orgânico a ser utilizada deve ser baseada na sua oferta do nutriente fósforo (P) e na necessidade para manter os teores desse nutriente (P extraível pelo método Mehlich-I) na classe “Alta” de disponibilidade para cada classe textural na camada 0 – 10 cm do solo, através de adubações de manutenção e reposição visando à adequada nutrição de plantas e evitando o acúmulo excessivo de nutrientes no solo, com seus decorrentes e potenciais impactos ambientais. O monitoramento da qualidade do solo adubado deve ser efetuado pelos teores de P extraível (método Mehlich-I) e de Cu e Zn (USEPA 3050 ou USEPA 3051 ou Mehlich-I), respeitando-se o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P), calculado por uma equação que considera a porcentagem de argila nos 10 cm superficiais do solo.

De acordo com Gatiboni et al. (2014) a metodologia de LCA-P considera o teor de P no solo e a sua liberação para a água após a saturação do solo com o elemento. No entanto, caso a área em questão sofra perdas relevantes de solo por erosão, as partículas de solo, assim como o P aderido, serão transportadas para corpos aquáticos e contribuirão para a descarga de P no ambiente, mesmo que o solo esteja abaixo do LCA-P. Desta forma, para que o LCA-P seja um parâmetro seguro, é necessário que a erosão hídrica esteja controlada através de técnicas de manejo adequadas para a área.

No que diz respeito a influência da aplicação do dejetos nos atributos físicos do solo e nas perdas por erosão a literatura mostra divergência de informações. Mecabô Júnior (2013) realizando estudos em um Nitossolo Bruno no município de São José do Cerrito - SC, concluiu

que a porosidade, densidade e estabilidade de agregados em água, os teores de P e K do solo e solúveis na enxurrada, assim como as perdas totais de solo e água não foram influenciadas por doses de DLS, aplicadas por uma única vez no solo.

Costa et al. (2011) avaliando os atributos físicos do solo e produtividade de milho sob sistemas de manejo e adubações, em um Latossolo Vermelho Eutroférico de textura muito argilosa, concluíram que o uso de adubo orgânico, tanto dejetos de suínos quanto de poedeiras, não apresentou potencial para melhorar as condições físicas do solo em curto prazo (2 anos).

Arruda et al. (2010) observaram que a aplicação de DLS nas doses de 50 e 100 m³ ha⁻¹ no Latossolo Vermelho Distroférico em Campos Novos - SC, reduziu a estabilidade de agregados do solo em relação à testemunha sem adubação, mas não modificou a porosidade, a densidade do solo e o teor de C orgânico, indicando que o uso agrícola do dejetos suíno, nas condições estudadas, mantiveram a qualidade física do solo.

No entanto, Bertol (2005) estudando a contaminação da água de escoamento superficial em solo submetido à aplicação de DLS, após aplicação de chuva simulada, observou menor tempo de início do escoamento e maiores perdas de água e sedimentos nos tratamentos com uso de dejetos, o que foi atribuído ao seu efeito hidrofóbico. Esse efeito promove a repelência da água, dificultando o processo de infiltração e a obstrução parcial dos macroporos, alterando a condutividade hidráulica do solo (BERTOL, O. et al., 2007), o que tende a favorecer a ocorrência da erosão.

Edwards e Daniel (1993) citado por Dieter (2009) verificaram em área de pastagem e com simulação de chuva, escoamento superficial três vezes superior nas parcelas submetidas a aplicação de dejetos suíno comparado ao uso de dejetos de aves e a testemunha, fato atribuído pelos autores a adição de água via dejetos e ao selamento superficial do solo ocasionado pelas finas partículas contidas no DLS.

Para Condé et al. (2012) caso tais resíduos orgânicos sejam usados de forma indiscriminada e sem critérios agrônômicos, podem constituir-se em fator negativo, podendo levar a uma degradação da estrutura do solo e a sérios riscos ambientais.

A magnitude da influência da aplicação de DLS no solo sobre a erosão hídrica deve estar correlacionada ao uso da terra e manejo do solo, tanto anterior quanto atual, às características do dejetos, ao tipo de solo e clima, à quantidade e frequência de aplicação. A dinâmica do processo erosivo em tal condição de manejo pode ser estudada através de pesquisas, com vistas a determinar valores para os fatores de modelos como, por exemplo, a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e sua versão revisada (RUSLE).

2.1.2 Predição da erosão hídrica do solo

A utilização de equações empíricas para a predição de perdas de solo por erosão em determinada área se tornou prática indispensável para o planejamento conservacionista (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Nas últimas décadas, tanto no Brasil como em demais países, inúmeras pesquisas foram desenvolvidas buscando a melhor compreensão do processo erosivo e sua mitigação (BERTOL; ALMEIDA, 2000; COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003; BAGATINI, et al., 2011; BERTOL et al., 2010; SCHICK et al., 2014a; SCHICK et al., 2014b).

Os primeiros trabalhos sobre erosão encontrados na literatura datam do século XIX. De acordo com Hudson (1995) entre 1877 e 1895, Wollny, um cientista alemão, iniciou a investigação científica sobre o tema, utilizando pequenas parcelas para a observação e medição dos efeitos de interceptação da água da chuva pela cobertura vegetal, deterioração da estrutura do solo pela ação dos agentes erosivos, influência do tipo de solo e da declividade local na erosão e no escoamento superficial.

No entanto, a respeito da predição de erosão hídrica destacam-se as pesquisas desenvolvidas nos Estados Unidos da América. Zingg em 1940 apresentou uma primeira equação, relacionando as perdas de solo com o comprimento e a declividade do terreno. Posteriormente, Smith (1941) acrescenta a tal equação os fatores de práticas conservacionistas e culturais, já em 1947 Browning e colaboradores incorporam os fatores erodibilidade do solo e manejo, confeccionando um conjunto de tabelas para simplificar o uso em condições de campo.

Ao longo dos anos, diversos estudiosos trabalharam buscando adequações dos modelos de predição (COOK, 1936; MUSGRAVE, 1947; SMITH; WHITT, 1947), gerando um grande volume de informações regionais acerca do processo erosivo. Entretanto, como salientou Bertoni e Lombardi Neto (2005), a adoção das equações até então desenvolvidas, não era possível em áreas distintas das quais foram originadas, devido à falta de informações básicas e metodologias para adaptação dos valores de variáveis como distribuição das chuvas, práticas agrícolas locais, duração do período de desenvolvimento das culturas, entre outras.

Em 1954, cientistas do Runoff and Soil-Loss Data Center – Agricultural Research Service concentraram esforços na elaboração de uma equação que poderia ser aplicada universalmente (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA, 1961). A nova equação apresentava a inclusão do índice de erosão de chuva, um método de avaliação dos efeitos do manejo cultural com relação às condições climáticas locais, um fator de erodibilidade do solo e um método que considerava os efeitos das variáveis produtividade,

sequência de culturas e manejo de resíduos. Tais modificações permitiram a superação das restrições climáticas e geográficas inerentes dos primeiros estudos.

Liderando os trabalhos no assunto, Wischmeier e Smith (1965; 1978) publicaram a primeira e a segunda versão da Equação Universal de Perda de Solo (Universal Soil Loss Equation - USLE), projetada para servir como ferramenta de trabalho conveniente para os agentes conservacionistas, já que uma técnica relativamente simples era necessária para prever a perda média de solo anual em situações específicas.

A USLE admite a influência de seis fatores principais no processo erosivo: erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento e grau do declive, práticas conservacionistas de suporte, manejo e cobertura do solo, pressupondo que cada fator pode ser representado por um único número; pode ser previsto a partir de dados meteorológicos, do solo ou de pesquisas de erosão, para cada local; e deve estar livre de qualquer base orientada geograficamente. No entanto, possui uso limitado às situações em que os fatores podem ser avaliados com precisão e às condições para as quais pode ser aplicada de forma confiável (WISCHMEIER, 1976).

Renard et al. (1997) revisaram e adicionaram melhorias a USLE, culminando na equação atualmente conhecida como Equação Universal de Perda de Solo Revisada (Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE), amplamente utilizada nos estudos de erosão hídrica, bem como na área de conservação do solo e água.

2.1.2.1 Equação Universal de Perda de Solo Revisada - RUSLE

A RUSLE é um modelo empírico de predição da erosão hídrica formulado para calcular a perda média anual de solo, em longo prazo, sob condições específicas de tipo de solo, regime pluviométrico, comprimento e inclinação do terreno, sistema de cultivo, práticas de manejo e conservacionistas de suporte.

Os modelos USLE e RUSLE são estruturalmente idênticos, ambos apresentam os mesmos fatores que notadamente influenciam a erosão hídrica, descritos na equação:

$$A = R K L S C P, \text{ onde:} \quad (1)$$

A = perda média anual de solo (Mg ha^{-1});

R = fator erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$);

K = fator erodibilidade do solo ($\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);

L = fator comprimento do declive (adimensional);

S = fator grau do declive (adimensional);

C = fator cobertura e manejo do solo (adimensional);

P = fator práticas conservacionistas de suporte (adimensional).

A estimativa de perda de solo feita pela RUSLE é válida apenas para o local onde o fenômeno erosivo está sendo avaliado, e se refere somente ao solo que foi desagregado e transportado do terreno pela ação combinada da chuva e o escoamento superficial, não sendo computada a deposição de sedimentos ao longo do declive (VOLK, 2006).

A RUSLE, conforme descrito por Renard et al. (1997), é computacionalmente operacionalizada e inteiramente computadorizada, sendo o cálculo das perdas de solo realizado a partir de três arquivos com dados de pesquisa local, os quais são citados abaixo:

Arquivo CLIMA - contém dados mensais de precipitação pluviométrica e temperatura média do ar, período de tempo em que o solo se encontra livre de congelamento, índice de erosividade anual das chuvas (R) e sua distribuição quinzenal (EI);

Arquivo CULTURA - contém dados da cultura, com informações quinzenais sobre altura de planta, cobertura do solo pela copa, quantidade de raízes e resíduos culturais incorporados, assim como algumas informações sobre rendimento de resíduos culturais, rendimento de grãos e características do colmo da planta;

Arquivo OPERAÇÃO - contém dados das alterações na cobertura e no solo normalmente são relacionados com os dados das operações agrícolas típicas, e que requerem uma estimativa do efeito dessas operações na porcentagem de superfície do solo alterada, rugosidade superficial do solo e quantidade de resíduos culturais remanescente.

Entre os seis fatores considerados na equação, o fator C é o mais complexo de ser obtido, mas frequentemente utilizado para comparar impactos relativos aos sistemas de manejo nos planos de conservação do solo e da água (STRECK, 1999; VOLK, 2006).

2.1.2.2 Fator C - cobertura e manejo no modelo RUSLE

O fator C refere-se ao efeito combinado da cobertura superficial e manejo do solo na erosão hídrica, sendo obtido pela razão da perda de solo (SLR - Soil Loss Ration) de um terreno cultivado em dada condição de cultura e manejo, com a perda de solo de um terreno mantido continuamente descoberto e preparado convencionalmente no sentido do declive.

Os cálculos de SLR são realizados para intervalos de tempo de quinze dias, assumindo-se que neste período de tempo os parâmetros utilizados para a obtenção de SLR podem ser

considerados constantes. Os valores de SLR encontrados são ponderados pela fração da erosividade da chuva e enxurrada associada (FEI) ocorrida no período, e então combinados em um valor global de fator C. Para Sprage (1999) citado por Karpilo e Toy (2004), o valor de C reflete a redução de perda de solo para um sistema específico quando comparado ao solo descoberto (controle). Assim, se determinado sistema de manejo gera um fator $C = 0,35$ significa dizer que o mesmo propicia redução de 65% das perdas de solo em relação a condição sem cobertura, cujo fator C é sempre igual a 1.

De acordo com Renard et al. (1997) a SLR é calculada pela equação:

$$SLR = PLU \cdot CC \cdot SC \cdot SR \cdot SM, \text{ onde:} \quad (2)$$

SLR (Soil Loss Ratio) = razão de perda de solo;

PLU (Prior Land Use) = subfator uso anterior da terra;

CC (Canopy Cover) = subfator cobertura do solo pela copa;

SC (Surface Cover) = subfator cobertura superficial do solo;

SR (Surface Roughness) = subfator rugosidade superficial do solo;

SM (Soil Moisture) = subfator umidade do solo.

Karpilo e Toy (2004) apresentaram um resumo dos efeitos de cada subfator sobre as taxas de erosão, como segue na tabela 1.

Tabela 1 - Efeitos dos subfatores do fator cobertura e manejo do solo (C)

C-Subfator	Efeito do Subfator
Canopy Cover (CC)	Intercepta a energia da gota de chuva e reduz o desprendimento de partículas do solo.
Surface Cover (SC)	Dissipa a energia da gota de chuva e reduz a velocidade do escoamento superficial.
Roughness (SR)	Armazena o escoamento, aumenta a infiltração, reduz o volume e a velocidade do escoamento, aprisiona sedimentos.
Prior Land Use (PLU)	Reflete a perturbação do solo e a incorporação de biomassa. A perturbação modifica a estrutura do solo e aumenta as taxas de perda de solo. A incorporação de biomassa resulta em taxas reduzidas de perda de solo.
Soil Moisture (SM)	Reduz a infiltração e resulta em maior fluxo superficial e perda de solo.

Fonte: Adaptado de Karpilo e Toy (2004).

A RUSLE considera ainda, em sua base de dados, a taxa de decomposição de resíduos em função das características do resíduo e das condições climáticas locais. Os cálculos de SLR na RUSLE incluem três pressupostos adicionais relativas à incorporação de resíduos e

decomposição. Em primeiro lugar, presume-se que a incorporação de resíduos não pode ocorrer dentro de uma profundidade do solo menor que 2 polegadas (5,08 cm). Em seguida, assume-se que o resíduo é incorporado uniformemente em toda a profundidade do solo. Finalmente, admite-se que todos os resíduos de subsuperfície irão decompor-se com a mesma velocidade, sem influência da profundidade a que se encontram incorporados. Embora estes pressupostos sejam de validade limitada, eles fornecem uma base simplificada apropriada para realização dos cálculos.

Toy et al. (1999) destacaram a importância do fator C na RUSLE, colocando que este representa condições superficiais que muitas vezes são facilmente gerenciadas para o controle da erosão, e seus valores variam de praticamente zero a ligeiramente maior que um, influenciando fortemente a taxa de perda do solo. Ainda conforme os autores, à medida que a cobertura superficial e a biomassa do solo aumentam, o fator C diminui. Sendo assim, um solo bem protegido tem um valor de fator C próximo de zero, enquanto no solo exposto (sem cobertura) o mesmo se aproxima de um, sendo ainda possível valores acima, quando as condições do local são mais erosivas que aquelas nas quais o fator C foi desenvolvido.

Bertol, Schick e Batistela (2002) enfatizaram ainda que este fator varia conforme a variação da erosividade e erodibilidade, para cada cultura e tipos de manejo ou cultivo do solo, havendo assim grande dificuldade na determinação do mesmo, em virtude das muitas combinações possíveis de erosividade, cultura, sistema de cultivo, preparo, manejo e tipo de solo.

2.1.2.3 Uso residual da terra, manejo anterior do solo - subfator PLU

O subfator PLU (Prior Lande Use), ou uso anterior da terra, expressa a influência do efeito residual na camada superficial do solo, decorrente do uso e manejo anteriores do solo, especialmente na consolidação do solo, sendo apresentado por Renard et al. (1996) como:

$$PLU = C_f \exp(-c \cdot B_u), \text{ onde:} \quad (3)$$

PLU = subfator uso anterior da terra (adimensional, varia de 0 a 1);

C_f = fator consolidação da superfície do solo (adimensional, varia de 0 a 1);

c = coeficiente que representa a eficácia relativa da massa de raízes vivas e mortas e resíduos culturais incorporados na redução da erosão (acre lb⁻¹);

B_u = massa de raízes vivas e mortas e resíduos culturais incorporados na camada superior (0 a 10 cm) do solo (lb acre^{-1}).

O fator consolidação (C_f) expressa o efeito das operações anteriores de preparo do solo que causam alterações na sua densidade e afetam a erosão hídrica. As operações de preparo do solo favorecem o rompimento das ligações entre os agregados e aceleram a decomposição da matéria orgânica, diminuindo a estabilidade dos agregados de solo e aumentando o potencial de erosão. Após cessadas as operações de preparo, o solo tende a reconsolidar-se e tornar-se menos erodível, o que pode ser observado pelas baixas taxas de erosão normalmente encontradas no sistema de plantio direto ou em solos cultivados com pastagem (RENARD et al., 1997).

Dissmeyer e Foster (1981), desenvolvendo pesquisas nos EUA, observaram que o valor de C_f para um solo recém e integralmente preparado é igual a 1 (um). Na condição em que o solo foi deixado sem cultivo e sem preparo mecânico por um período de sete anos, o valor de C_f decresceu exponencialmente para 0,45, significando segundo Streck (1999) uma redução relativa de 55% na quantidade de erosão, causada exclusivamente pela consolidação da superfície do solo.

A variável B_u permite determinar o impacto que as raízes (vivas e mortas) e os resíduos culturais incorporados no solo têm sobre as taxas de erosão. A eficácia desses materiais pode manifestar-se de duas formas. Primeiro, raízes e resíduos culturais incorporados podem controlar a erosão mecanicamente, ligando fisicamente as partículas de solo entre si e criando uma barreira ao movimento de água e dos sedimentos de solo. Segundo, esses materiais ao serem decompostos e mineralizados pela ação biológica, liberam substâncias orgânicas (exsudatos) que atuam diretamente como agentes ligantes dos sedimentos na formação dos agregados. Esses exsudatos, por sua vez, são fonte de alimento para microrganismos edáficos que produzem outras substâncias orgânicas ligantes, aumentando a agregação do solo. Assim, no conjunto, esses dois fenômenos decorrentes de ação mecânica e biológica concorrem para diminuir a suscetibilidade do solo à erosão hídrica (RENARD et al., 1997).

2.1.2.4 Consolidação da superfície do solo

A consolidação é definida como um aumento da estabilidade estrutural do solo, devido a tensão efetiva (compressão) induzida pelo potencial matricial durante a redistribuição da água no solo após a chuva (NEARING; WEST; BROWN, 1988). Essa consolidação se modifica

temporalmente e, conseqüentemente, altera algumas propriedades do solo ao longo do tempo, tais como: densidade e porosidade do solo, retenção e infiltração de água, susceptibilidade à erosão e tensão crítica de cisalhamento do solo (NEARING; WEST; BRADFORD, 1988).

De acordo com Streck e Cogo (2003), na RUSLE a consolidação do solo computada no subfator PLU expressa o efeito na erosão do solo não somente das alterações de densidade superficial causadas pelo preparo em si (alterações na massa total do solo), mas também de mudanças de densidade que ocorrem diretamente na superfície do solo, exatamente onde o trabalho físico de erosão ocorre causando adensamento. Essas podem ser causadas por maquinário, trânsito de animais, selamento do solo, desenvolvimento da crosta e atividade biológica, independentemente das alterações de densidade que possam ocorrer na massa do solo em subsuperfície.

O fenômeno de adensamento do solo advém do arranjo das partículas de solo após o mesmo ter sido retirado do processo de preparo e cultivo, influenciado pela ação de forças de atração mútua entre sólidos (coesão), forças de atração entre líquidos e sólidos (adesão), força gravitacional e forças associadas com as pressões exercidas sobre o solo (STRECK, 1999).

No decorrer do processo de consolidação muitos atributos físicos do solo são alterados, o que influencia a erosão hídrica. Entre as principais alterações que ocorrem citam-se aquelas decorrentes da rugosidade superficial e das relações de massa e volume dos constituintes do solo, ou seja, aquelas intimamente ligadas ao espaço poroso, além disso alteram-se também a agregação e a estabilidade dos agregados. Tais mudanças são altamente dependentes do tipo de solo, do uso da terra e do manejo anterior do solo, refletindo-se em maior ou menor intensidade nas perdas de solo e água por erosão hídrica (NEARING; WEST; BROWN, 1988, STRECK, 1999).

Os diversos sistemas de manejo do solo e os diferentes tipos de culturas e de cultivos provocam alterações distintas nas propriedades do solo, principalmente na sua estrutura, podendo ser permanentes ou temporárias. Alterações de propriedades físicas do solo podem manifestar-se de várias maneiras, influenciando o desenvolvimento das plantas (BERTOL et al., 2001), porosidade e densidade do solo, estabilização e desagregação de partículas, entre outros que influenciarão o processo de reconsolidação quando o solo estiver submetido ao pousio.

Os sistemas de preparo com mobilização completa do solo, como os denominados preparos convencionais, geralmente são aceleradores do processo de degradação física do solo, pois sua execução exige um intenso revolvimento. No sistema de semeadura direta, considerado um manejo conservacionista, a degradação física não ocorre pelo preparo, visto que a ausência

quase completa desta operação mantém os agregados estruturais mais ou menos inteiros. Além disso, os resíduos culturais são mantidos na superfície favorecendo o acúmulo de matéria orgânica, por outro lado há o aumento da densidade e diminuição da porosidade superficial do solo justamente devido à ausência de preparo, o que acarreta também consolidação superficial. A consolidação da superfície do solo é um processo que necessita ser melhor estudado, pois o seu comportamento varia com os tipos de solo e cultivo e com o tempo de condução do sistema de manejo (BERTOL et al., 2000; STONE; SILVEIRA, 2001), dentre outros fatores.

Os cultivos influenciam a consolidação devido principalmente o aporte de resíduo vegetal que incrementa matéria orgânica no solo e a liberação de exsudatos via raízes, ambos favorecem a formação e estabilização de agregados no solo. Além dos cultivos, as variações climáticas sazonais também interferem na relação entre a erosão hídrica e consolidação do solo. Por exemplo, altas temperaturas no verão aumentam a evaporação e diminuem o teor de água no solo, desse modo favorecem o processo de consolidação, tornando o solo menos erodível. Outro fator relevante é a presença de crosta superficial, já que dependendo do seu estado de desenvolvimento pode aumentar a estabilização do solo na superfície, caso possua densidade e resistência ao cisalhamento maiores que a camada de solo imediatamente abaixo, torna o solo mais resistente aos agentes erosivos (STRECK, 1999).

De forma geral, o solo consolidado apresenta melhor qualidade estrutural e notadamente maior resistência ao cisalhamento. A compreensão da influência do tipo de solo, manejo, bem como do sistema cultivo na dinâmica do processo de consolidação do solo viabiliza o planejamento e a recomendação de sistemas agrícolas mitigadores do fenômeno erosivo, que permitam a produção necessária para suprir as necessidades da sociedade e a redução dos danos ambientais causados pela erosão.

2.1.2.5 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados

A cobertura vegetal do solo apresenta efeito primordial sobre a erosão hídrica, o qual pode ser concebido como: tipo I (CiI), relativo à cobertura vegetal oferecida pelo dossel; tipo II (CiII), relativo à cobertura vegetal ocasionada pelos resíduos em contato direto com a superfície do solo, e tipo III (CiIII), efeito da incorporação, ou de semi-incorporação, de resíduos culturais ao solo, pelas operações de preparo mecânico (FOSTER, 1982 apud FILHO et al., 2009).

A biomassa subsuperficial, ou seja, os resíduos de parte aérea e raízes incorporados na superfície do solo (B_u) influencia significativamente na resistência do solo ao processo erosivo,

agindo na agregação de partículas ou como barreira mecânica, como comentado anteriormente. Na RUSLE, os valores de B_u no subfator PLU são dados em termos de densidade de biomassa ($\text{lb acre}^{-1} \text{ in}^{-1}$) contida na polegada mais superficial do solo. A profundidade do solo que contém essa densidade de biomassa é definida pelo tipo e intensidade de operação de preparo mecânico. Assim, no caso em que a operação de preparo atinge 100% da superfície e tem uma profundidade de perturbação de 6 in (aproximadamente 15,24 cm), o valor B_u será relativo a densidade de biomassa no solo nessa camada. Admite-se, na RUSLE, que o resíduo não pode ser incorporado no solo em uma profundidade menor do que 2 in (5,08 cm), tornando esta a menor profundidade a que os valores de B_u podem ser expressos e aplicados (Renard et al., 1997).

Para Streck (1999, p. 21) “os resíduos culturais incorporados pelas operações de preparo são menos eficazes no controle da erosão hídrica do que os resíduos culturais mantidos na superfície”. No entanto, conforme Wischmeier (1973) incorporar é melhor do que remover, pois os resíduos incorporados melhoram as condições físicas quanto à aeração, atividade biológica, agregação, fertilidade e infiltração de água no solo.

Bertol, Cogo e Levien (1997) estudando a erosão hídrica em um Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes tipos de preparo, observaram que tanto na semeadura direta como na aração + gradagem (incorporação apenas de raízes e realocação do resíduo após o preparo), a manutenção dos resíduos culturais na superfície reduziu as perdas de solo em relação à sua remoção manual quase completa.

Durante a realização do preparo a maior parte do resíduo produzido pela cultura anterior é triturado, incorporado no solo e exposto a ação de organismos decompositores, ficando apenas uma pequena parcela sobre a superfície. Segundo Cogo (1981), mesmo reduzidas quantidades de resíduos podem diminuir substancialmente a erosão hídrica em relação ao solo descoberto, especialmente em situações de baixa rugosidade superficial. Por sua vez, Wischmeier e Smith (1978) enfatizaram que caso o solo apresente 100% da superfície coberta por resíduos vegetais a perda de solo é quase totalmente eliminada, ou seja, a taxa de erosão é praticamente nula, em condições de ausência de sulcos de erosão pré-existente.

O efeito da incorporação de resíduos e raízes ao solo na redução da erosão hídrica varia com a quantidade, tipo, tamanho, forma de manejo e tempo de incorporação, sendo notoriamente maior logo após o material ser incorporado, diminuindo conforme a decomposição se processa, com consequente aumento das perdas de solo (STRECK; COGO, 2003; BROWN et al., 1989 apud VOLK, 2006; RAMOS et al., 2014).

Ramos (2015) avaliando a influência de diferentes manejos dos resíduos de ervilhaca e azevém na erosão, observou menor perda de solo no tratamento sob cultivo de azevém e escarificado com suas raízes que naquele cultivado com ervilhaca. O autor justificou com o fato das gramíneas apresentarem maior capacidade em agregar o solo na camada superficial onde se concentram as raízes do que leguminosas, diminuindo assim a quantidade e o diâmetro dos sedimentos erodidos.

O sistema radicular afeta alguns atributos do solo adjacente as raízes, podendo assim influenciar a taxa de erosão. Entre tais atributos destacam-se a estabilidade de agregados, capacidade de infiltração, densidade do solo, conteúdo orgânico e químico, e resistência ao cisalhamento (GYSSELS et al., 2005). Tal influência ocorre devido à liberação de exsudatos e substâncias que facilitam a agregação de partículas do solo, pressão exercida durante o desenvolvimento radicular, formação de galerias que aumentam a porosidade após a morte e decomposição do tecido vegetal, ação sobre o conteúdo de água na zona das raízes, aporte de material orgânico e ciclagem de nutrientes.

A composição do tecido vegetal é também uma característica fundamental para o efeito redutor que raízes e resíduos incorporados têm sobre a erosão hídrica. Destaca-se que espécies de elevada relação C/N são de mais difícil decomposição, tais como gramíneas em comparação a leguminosas, persistindo por maior tempo sobre a superfície ou na massa do solo após o preparo (ANDREOLA et al., 2000; KLIEMANN et al., 2006; CALVO et al., 2010; ZIECH, et al., 2015). O processo de decomposição está relacionado ainda aos fatores edafoclimáticos: temperatura, precipitação, umidade, textura, estrutura, aeração, fauna edáfica (macro, meso e micro), entre outros. A combinação de elevadas temperaturas, alta precipitação e atividade biológica amplamente ativa favorece a rápida decomposição do material orgânico.

“Os resíduos culturais mantidos na superfície do solo apresentam maior resistência à decomposição do que quando incorporados ao solo” (Bertol et al., 1998, p. 707). Avaliando a decomposição dos resíduos vegetais, em Latossolo Vermelho-Amarelo sob cultivo de milho em sucessão a plantas de cobertura no sistema de semeadura direta e na incorporação de resíduos, Carvalho et al. (2008) encontraram índices de decomposição significativamente mais elevados no manejo com incorporação dos resíduos vegetais para a maioria das espécies estudadas, os quais para os autores, resultaram do aumento da superfície de contato do material vegetal com o solo na presença de umidade, favorecendo a ação biológica e a decomposição mais acelerada durante a estação chuvosa.

De acordo com Bertol et al. (1998), o conhecimento sobre a decomposição de resíduos culturais auxilia no planejamento de práticas conservacionistas que buscam otimizar os benefícios desses resíduos na redução do processo erosivo.

2.1.3 Selamento e encrostamento superficial do solo avaliados por meio de micromorfologia

O impacto direto das gotas de chuva sob a superfície do solo desprovida de cobertura vegetal, associado ao subsequente transporte e deposição de partículas, com a acomodação de partículas desagregadas dentro dos poros provocam a modificação da estrutura superficial do solo, levando ao desenvolvimento de crostas (DULEY, 1939; McINTIRE, 1958; DALLA ROSA et al., 2013).

O selamento ou encrostamento superficial é decorrente de processos físicos e químicos, complexos e dinâmicos, a partir do rearranjo e consolidação das partículas do solo em uma estrutura superficial coesa, cuja espessura pode variar de 0,1 mm (especialmente no caso de selamento) até valores superiores a 50 mm (especialmente no caso de encrostamento) (VALENTIN; BRESSON, 1992). O selo e a crosta dificultam a infiltração de água no solo, potencializa o escoamento superficial e conseqüentemente a erosão hídrica (BRANDÃO et al., 2006).

O detalhamento do processo de formação de crostas no solo pode ser monitorado diretamente pelo acompanhamento da mudança na morfologia da camada superficial ou indiretamente pela avaliação da diminuição da capacidade de infiltração ou ainda quantificação do aumento na resistência da superfície (DALLA ROSA, 2012). De acordo com Castilho (2010), a análise micromorfológica é uma ferramenta viável para pesquisas que visam facilitar o entendimento das modificações na estrutura e porosidade do solo devido o encrostamento. Nesses estudos, as amostras de solo, com estrutura preservada, após coletadas são impregnadas e, assim, permitem a avaliação da porosidade, quanto à forma, continuidade e diâmetro de poros, tanto em superfície quanto em subsuperfície.

A porosidade do solo ou da camada superficial onde ocorre o encrostamento é avaliada em estudos micromorfológicos através da análise de imagens com uso de “softwares”. Por meio desses programas, é possível identificar o espaço poroso da amostra fotografada, de modo a avaliar qualitativamente e quantitativamente a porosidade.

A quantificação e descrição pormenorizada de feições utilizando técnicas micromorfológicas e de análise de imagens, possibilitam obter evidências sobre as mudanças

contínuas nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, bem como acerca do grau e da direção dessas modificações a partir do estado original do solo, auxiliando na interpretação do comportamento e da dinâmica do mesmo. Uma das principais vantagens dos estudos micromorfológicos, tanto qualitativos como quantitativos, em relação a outras técnicas, é a possibilidade de avaliação visual dos processos de transformação e gênese dentro da massa do solo (CASTRO et al., 2003), o que possibilita a comparação entre estruturas de solos e horizontes diferentes, e também comparação dos efeitos de diferentes sistemas de manejo sobre o solo (GONÇALVES, 2011). Nesse sentido, o auxílio em estudos que abordam os efeitos do uso e manejo do solo sobre a estrutura pode ser citado como uma das principais aplicações da micromorfologia e da análise de imagens de solos (MIEDEMA, 1997).

O estudo microscópico dos solos corresponde a uma técnica de observação morfológica em escala micrométrica, na qual é necessário que amostras de material pedológico sejam adequadamente coletadas, impregnadas com resinas, finamente cortadas e corretamente tratadas. A micromorfologia de solos destina-se ao estudo das organizações microscópicas, também denominadas micro-organizações pedológicas ou microestruturas, trabalhando com constituintes e organizações na ordem de milímetros e micrômetros. A técnica contempla o estudo minucioso dos constituintes dos agregados dos horizontes de solo e de suas relações, seu grau de preservação face às adições ou perdas, contribuindo para importantes deduções a respeito dos processos pedológicos envolvidos, sejam eles naturais ou induzidos pelos usos e/ou manejos. Esta técnica de observação por si só não responde a todas as questões levantadas numa pesquisa pedológica, portanto não dispensa os resultados analíticos obtidos por meio de outras técnicas (CASTRO, 2008).

Assim, em combinação com outras análises de solo, a micromorfologia oferece a possibilidade de integrar e sintetizar processos, e o entendimento dos fenômenos de escalas submicroscópicas às de campo. A compreensão da formação e funcionamento da estrutura, estabilidade e resiliência do solo, após vários usos do solo é imprescindível na busca de sistemas de uso e manejo sustentáveis (MIEDEMA, 1997).

Neste contexto, o uso desta análise possibilita a compreensão da relação entre o manejo do solo, a formação do selamento superficial e a consolidação da superfície, esclarecendo possíveis variações no subfator PLU da RUSLE, bem como nas perdas de solo e água por erosão hídrica.

3 HIPÓTESES

1. O DLS aplicado no solo aumenta a estabilidade dos agregados em água, a densidade e a consolidação do solo, devido à redução e modificação morfológica do espaço poroso.
2. O carbono orgânico e a cobertura superficial do solo aumentam com o aumento da dose de DLS aplicada no solo, devido ao dejetos estimular o desenvolvimento da biomassa vegetal da parte aérea e das raízes da aveia.
3. O DLS aplicado sobre o resíduo remanescente de aveia, após o preparo do solo, acelera a decomposição da massa de raízes e resíduos culturais incorporados, proporcionalmente ao aumento da dose de dejetos.
4. O uso de doses elevadas de DLS em solo cultivado e na ausência de cultivo aumentam as perdas de solo e água por erosão hídrica, devido ao aumento do selamento superficial.
5. Os valores das variáveis C_f e B_u do subfator PLU da RUSLE, diminuem e aumentam, respectivamente, com reflexos na redução dos valores de PLU, em virtude do efeito combinado do aumento da consolidação do solo e da massa de raízes e resíduos culturais incorporados, em decorrência do aumento da dose de dejetos líquido de suínos aplicada no solo.

4 OBJETIVOS

4.1 GERAL

Avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquido de suínos nos atributos e consolidação do solo, na erosão hídrica e propor valores para as variáveis C_f e B_u do subfator PLU, assim como para o próprio PLU, do modelo RUSLE, e comparar a condição sem cultivo e sem dejetos, em um Cambissolo Húmico.

4.2 ESPECÍFICOS

1. Avaliar a porosidade total, densidade, estabilidade dos agregados do solo em água e a consolidação da superfície do solo, mediante o efeito de doses do dejetos e comparar ao solo sem cultivo e sem dejetos.

2. Determinar a biomassa vegetal da parte aérea e raízes da cultura de aveia, a cobertura do solo e o carbono orgânico, em função do efeito de doses do dejetos e comparar ao solo sem cultivo e sem dejetos.
3. Avaliar a decomposição da massa de raízes e resíduos culturais incorporados remanescentes da aveia, influenciada por doses do dejetos líquido de suínos aplicado imediatamente após o preparo do solo.
4. Analisar o selamento superficial por meio de análise micromorfológica, quantificar as perdas de solo e água por erosão hídrica, ocorridas em decorrência da aplicação no solo de doses elevadas de dejetos líquido de suínos e comparar com o solo sem cultivo e sem dejetos.
5. Determinar os valores das variáveis C_f e B_u do subfator PLU da RUSLE, e o próprio PLU, em função de doses do dejetos aplicado e comparar os valores com os de solo sem cultivo e sem dejetos.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida no município de Lages, Santa Catarina, nas coordenadas 27° 47' latitude Sul e 50° 18' longitude Oeste de Greenwich, em área experimental do Setor de Conservação do Solo, pertencente ao Centro de Ciências Agroveterinárias - CAV, campus da Universidade do Estado de Santa Catarina. O clima da região é do tipo Cfb (subtropical úmido, chuvoso e com verões frescos), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média anual de 1.533 mm, e o valor médio anual do índice de erosividade (EI_{30}) de 5.033 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (SCHICK et al., 2014a). O relevo caracteriza-se como suave-ondulado, com altitude aproximada de 900 metros e a declividade média local de 0,134 m m⁻¹, variando de 0,124 m m⁻¹ a 0,145 m m⁻¹.

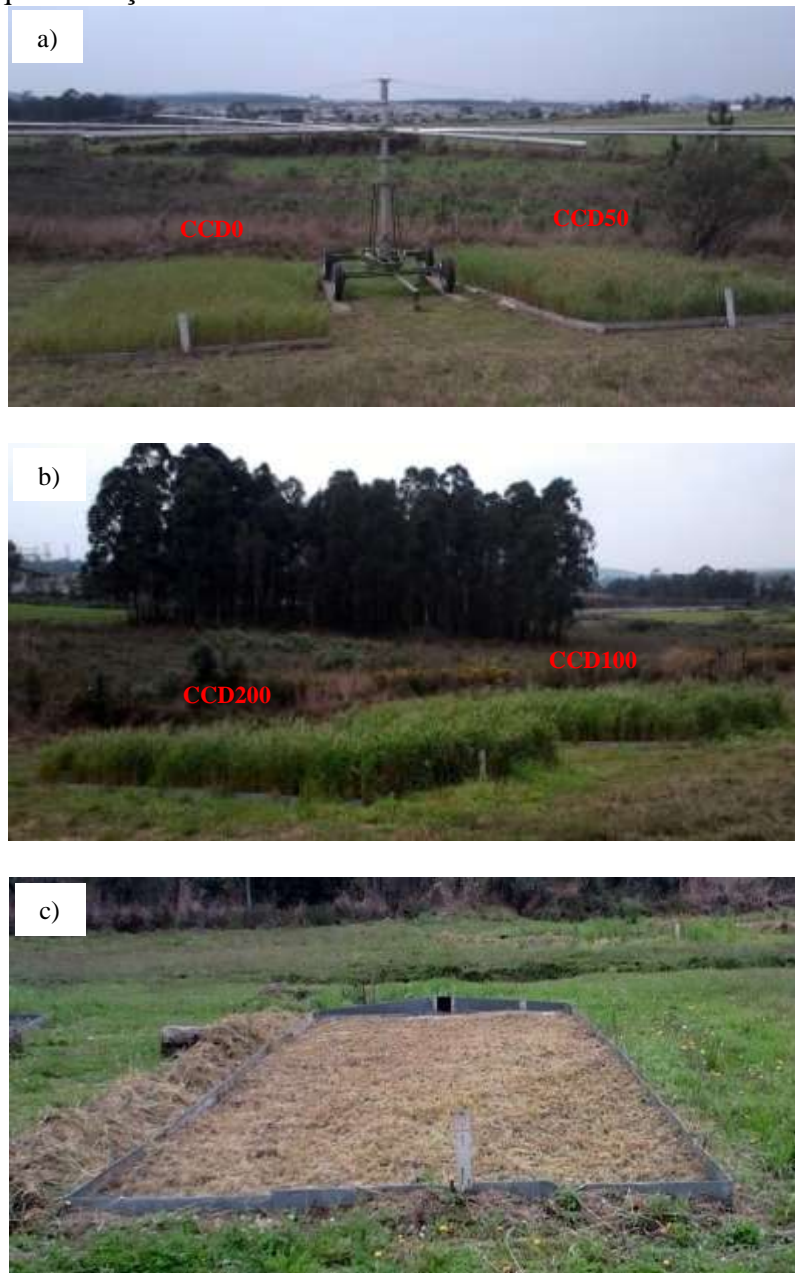
O solo é classificado como CAMBISSOLO HÚMICO Alumínico léptico (EMBRAPA, 2013) de textura franco-argilo-siltosa, com granulometria de 196 g kg⁻¹ de areia, 412 g kg⁻¹ de silte e 392 g kg⁻¹ de argila (RAMOS, 2015). O mesmo apresenta tolerância de perda de solo igual a 0,74 mm ano⁻¹ (BERTOL; ALMEIDA, 2000) e erodibilidade de 0,0175 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ (SCHICK et al., 2014b).

A área experimental começou a ser utilizada na execução de trabalhos para estudos de erosão hídrica com simulação de chuva no ano de 2006, anteriormente a vegetação local era composta por campo natural. Durante o inverno do referido ano, a área foi cultivada com ervilhaca (*Vicia sativa* L.) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), sendo cultivada posteriormente com outras culturas para sua manutenção. No ano agrícola 2009/2010 implantou-se para fins de pesquisa as culturas de milho (*Zea mays* L.), soja (*Glycine max* L.), feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) e o consórcio de milho e feijão. No inverno de 2010 a área recebeu a cultura do trigo (*Triticum aestivum* L.) e na safra de verão 2010/2011 as culturas da soja e milho (semeados no sentido e perpendicular ao declive).

No inverno de 2011 cultivou-se ervilhaca e azevém (*Lolium multiflorum* Lam.), efetuando-se também uma adubação de base com a formulação 7-30-10 (NPK) e dose de 300 kg ha⁻¹, além de adubação nitrogenada com 40 kg ha⁻¹ de N (RAMOS, 2015). Já no inverno de 2013 a área foi cultivada com aveia preta e posteriormente com soja, sob semeadura direta, e utilizada em estudo que visou avaliar o efeito das doses 0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos (DLS) nas perdas de solo, água e nutrientes em superfície e subsuperfície. Após a conclusão de tal pesquisa foi implantada novamente a cultura da aveia preta, sendo iniciado o presente trabalho, utilizando as mesmas doses de DLS (0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹) aplicadas nas mesmas unidades experimentais definidas por sorteio no trabalho antecedente, anteriormente a cada evento de chuva simulada, totalizando seis aplicações de DLS em cada parcela.

A semeadura da aveia preta foi efetuada a lanço no dia 25 de abril de 2014, sendo o resíduo vegetal oriundo do cultivo anterior retirado manualmente das parcelas e realocado sobre o solo após a semeadura. A partir dessa data foram realizadas atividades para adequação e manutenção da área, tais como capinas, roçadas e aplicação de herbicidas. A cultura foi então conduzida até o estágio de desenvolvimento de grãos (Figura 1, a e b), sendo no dia 11 de setembro de 2014 efetuado o corte das plantas com auxílio de aparadores de grama com fio de nylon (Figura 1c). A massa vegetal produzida pela cultura foi pesada e posteriormente calculada a produção de massa seca da parte aérea em kg ha⁻¹, após a quantificação o material foi realocado nas unidades experimentais.

Figura 1 - Desenvolvimento da aveia preta nos tratamentos a) CCD0 e CCD50, b) CCD100 e CCD200, c) Massa vegetal da aveia preta roçada e retirada da unidade experimental para quantificação



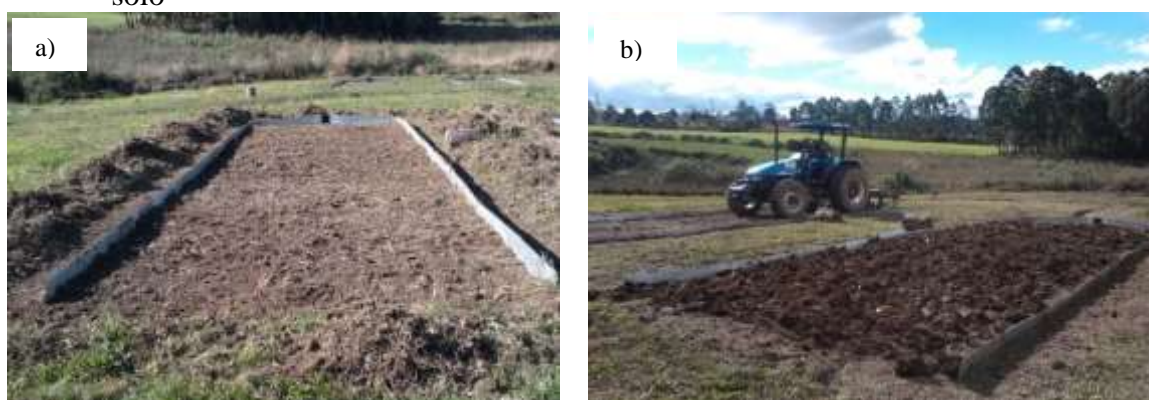
Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

As parcelas mantidas como parcelas padrão (unitárias) desde o ano de 2009 não foram cultivadas, sendo conservadas livres da incidência de plantas daninhas por meio limpeza química e mecânica.

Durante a condução da cultura da aveia foi realizada a marcação e adequação de duas parcelas na área onde antes havia campo natural, a fim de se obter o total de unidades necessárias à execução do trabalho. Para tanto, foi efetuada a retirada da vegetação do campo com auxílio de enxadas e o solo submetido a sucessivas escarificações + gradagens (Figura 2,

a e b), visando acelerar a decomposição da massa vegetal e com isso uniformizar as condições do solo nestas parcelas, em relação ao solo das outras duas parcelas de solo sem cultivo já existentes. Além disso, nessas duas parcelas foram realizadas três aplicações de DLS, com dose de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ cada uma, para que nelas o solo contivesse o mesmo número de aplicações do dejetos que as demais parcelas com cultivo (efeito residual do dejetos aplicado no trabalho anterior). Posteriormente essas unidades receberam o tratamento sem cultivo e com $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (SCD50).

Figura 2 - Adequação de unidades experimentais a) Parcela após capina, b) Escarificação do solo



Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

O solo foi inicialmente preparado com uma gradagem leve para cortar parcialmente o resíduo da aveia e uma escarificação e uma gradagem leve foram realizadas em seguida, no dia 23 de outubro de 2014 (dois dias antes da realização do primeiro teste de chuva simulada), visando a incorporação do resíduo vegetal. Então, o solo foi deixado em pousio para reconsolidar durante a aplicação dos tratamentos de dejetos e das chuvas simuladas, a seguir descritos.

O preparo do solo foi realizado na direção da pendente do terreno. A escarificação efetuada com um escarificador que continha duas linhas de hastes desencontradas, uma dianteira com sete hastes e outra traseira com seis hastes, resultando numa distância de 0,25 m entre um sulco e outro, com profundidade de trabalho de 0,18 m. A operação de gradagem leve realizada após a escarificação fez com que resultasse numa média rugosidade superficial do solo.

Amostras de solo foram coletadas em cada parcela nas profundidades 0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20 cm, antes e depois da realização dos testes de chuva simulada para caracterização física e química da área experimental (APÊNDICES A e B).

5.2 UNIDADE EXPERIMENTAL

A pesquisa foi realizada com um total de doze unidades experimentais ou parcelas de 11 m de comprimento e 3,5 m de largura cada, dispostas na área com o maior comprimento no sentido do declive (Figura 3). As parcelas foram delimitadas por chapas galvanizadas de 0,2 m de altura, cravadas 0,1 m no solo, evitando a perda da enxurrada e/ou a entrada da água das áreas circunvizinhas. A extremidade inferior da parcela era delimitada por uma calha coletora, conectada a uma tubulação de PVC de 75 mm de diâmetro e 6 m de comprimento que direcionava o fluxo da enxurrada até a trincheira onde as medições e coletas do material escoado eram realizadas.

Figura 3 - Parcela experimental



Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

5.3 TRATAMENTOS

O experimento era composto por seis tratamentos, com duas repetições a campo, e consistiam em doses de DLS aplicadas ao solo com ou sem cultivo anterior de aveia preta, caracterizados como segue:

- T1 – sem cultivo e sem dejetos (SCD0);
- T2 – sem cultivo e com $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos (SCD50);
- T3 – com cultivo e sem dejetos (CCD0);
- T4 – com cultivo e $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos (CCD50);
- T5 – com cultivo e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos (CCD100);
- T6 – com cultivo e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos (CCD200).

Salienta-se que até novembro de 2014 a Instrução Normativa nº 11 da FATMA (Fundação do Meio Ambiente - SC) permitia a aplicação máxima de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS no solo, o que justifica a escolha das doses utilizadas na pesquisa. O DLS era composto por fezes, urina, água e demais resíduos, provenientes da limpeza das instalações suinícolas (caracterização química no ANEXO A), e ficava armazenado em um reservatório de tratamento até o momento do uso, sendo então retirado com auxílio de um distribuidor que fazia o seu transporte até a área experimental, onde era aplicado manualmente aproximadamente 24 h antes de cada evento de chuva simulada, com auxílio de regadores e tambores com capacidade de 200 litros.

No cálculo da quantidade de tambores necessários para aplicação das doses em cada parcela assumiu-se a densidade do dejetos igual a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$. Os tratamentos foram dispostos aleatoriamente na área experimental, adotando o sorteio realizado no trabalho antecessor. As parcelas com os tratamentos sem cultivo e sem dejetos (SCD0) não foram incluídas neste sorteio, sendo sua aleatoriedade já definida em trabalhos anteriores, assim como o tratamento sem cultivo e com dejetos (SCD50) instalado durante o cultivo da aveia preta, implantado especificamente para execução desta pesquisa, respeitando-se a disponibilidade de área local (Figura 4).

Figura 4 - Vista aérea da área experimental, com detalhe para a distribuição espacial das parcelas com os respectivos tratamentos



Fonte: Google Earth 2015, modificada pela autora.

5.4 CHUVA SIMULADA

Foram aplicadas seis chuvas simuladas em cada tratamento, com duração de 60 minutos e intensidade planejada de 65 mm h^{-1} . Ao longo de 354 dias, os testes de chuva foram realizados nas seguintes datas: 25/10/2014, 17/01/2015, 20/03/2015, 15/05/15, 30/07/2015 e 13/10/15, com o auxílio de um simulador de braços rotativos do tipo empuxo (BERTOL et al., 2012). O simulador operava sobre duas parcelas, simultaneamente (Figura 5), as quais eram espaçadas entre si 3,5 m, calibrado para realizar chuvas com características semelhantes às da chuva natural.

Figura 5 - Simulador de chuva de braços rotativos do tipo empuxo operando sobre duas parcelas simultaneamente



Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

O equipamento confeccionado predominantemente em alumínio contém 10 braços de 7,5 m de comprimento cada um, ligados a uma torre central a 2,4 m de altura, atua sobre uma área de $314,16 \text{ m}^2$. Em cada braço há três registros tipo de gaveta, em aço inoxidável, contendo um aspersor tipo S.S.CO. VEEJET 80/100 cada, rosqueados verticalmente para que o leque de água fique paralelo à extensão do braço. Os trinta registros e aspersores são distribuídos nos braços formando uma espiral concêntrica perfeita (BERTOL et al., 2012).

A água necessária para a movimentação dos braços por empuxo era proveniente de um corpo aquático (açude) próximo ao local. Para a captação utilizou-se um conjunto moto bomba, com motor Honda modelo GX 390 com 13 CV e bomba Hidrojet JET modelo DC 660/18, e tubulação de PVC de engate rápido, cujos tubos continham diâmetro de 75 mm e 6 m de comprimento cada um, para conduzir a água ao simulador.

A intensidade planejada de 65 mm h^{-1} foi obtida trabalhando-se com 15 aspersores abertos, sob pressão de 41,4 kPa, controlada manualmente por meio de um registro localizado

próximo ao manômetro e distanciado a aproximadamente 6 metros da entrada de água do simulador de chuva.

5.5 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS ANTES DOS TESTES DE CHUVA SIMULADA

5.5.1 Cobertura do solo por resíduo cultural e massa seca de resíduo da parte aérea

A cobertura do solo foi avaliada logo após o preparo das parcelas experimentais, no dia 23 de outubro de 2014, pelo método da corda marcada (SLONEKER; MOLDENHAUER, 1977) utilizando-se uma corda de 5 m de comprimento marcada a cada 0,05 m, totalizando assim, 100 pontos. A corda era estendida transversalmente sobre o solo em duas direções, e contabilizava-se os pontos observados que coincidiram com uma peça de resíduo na superfície do solo, posteriormente calculava-se a média, que então correspondia a porcentagem de cobertura do solo por resíduo cultural.

A massa seca de resíduo cultural da aveia contida na superfície do solo foi quantificada no estágio final de desenvolvimento da cultura, quando foi realizado o corte das plantas imediatamente antes do preparo do solo e da aplicação do dejetos. Após o corte, o resíduo da parte aérea foi retirado da superfície do solo de dentro das parcelas e pesado. Coletou-se parte do material e, em laboratório, procedeu-se a pesagem, secagem em estufa a 40 °C por período necessário a completa perda de água do tecido vegetal, pesagem final e cálculo da massa seca de resíduo da parte aérea, para cada parcela.

5.5.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo

A massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo foi obtida coletando-se duas amostras de solo, em cada parcela, compostas por cinco subamostras cada, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, retiradas com auxílio de um trado (Figura 6), no dia anterior a cada evento de chuva simulada.

Figura 6 - Material utilizado para determinação de massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo



Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

Após a coleta as amostras eram destorroadas manualmente no laboratório para a separação das raízes e resíduo, e acondicionadas em balde de 15 litros. Neste adicionava-se aproximadamente 10 litros de água e 10 mL de NaOH 1M para a dispersão do material, com auxílio de uma peneira com malha de 0,5 mm retirava-se o sobrenadante contendo resíduo e raízes. O material retido na peneira era lavado em água corrente, seco em estufa a 60 °C e pesado. A massa de raízes e resíduo correspondia ao volume de solo amostrado ($V = \pi r^2 h$), onde r é o raio do cilindro do trado e h é a profundidade de amostragem. O valor foi convertido para massa de raízes e resíduos culturais incorporados por unidade de área ($Mg\ ha^{-1}$), na superfície do solo.

5.5.3 Estabilidade de agregados em água, argila dispersa em água e teor de carbono orgânico

A estabilidade de agregados em água foi determinada pelo método de via úmida padrão (KEMPER; CHEPIL, 1965), calculando-se posteriormente o diâmetro médio ponderado (DMP). As amostras de solo foram coletadas nas profundidades 0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20 cm em cada parcela experimental, 24 horas antes do início de cada evento de chuva. A partir das amostras coletadas para determinação de estabilidade de agregados, subamostras foram separadas para as análises de carbono orgânico e argila dispersa em água.

O solo reservado para quantificação de carbono orgânico recebeu o tratamento para se caracterizar TFSA (terra fina seca ao ar), posteriormente foi macerado em almofariz, peneirado

com auxílio de uma peneira de 0,053 mm e acondicionado em sacos plásticos até a realização da leitura no Analisador de Carbono Orgânico Total – TOC.

A metodologia utilizada para a análise de argila dispersa em água seguiu critérios estabelecidos no Método do Densímetro Simplificado (BOUYOUCOS, 1927; 1962 modificado por LUCIANO et al., 2010).

5.5.4 Umidade gravimétrica

Em cada evento de chuva, momentos antes do início dos testes eram coletadas amostras de solo, em um único ponto em cada parcela, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, com auxílio de um trado holandês, sendo logo em seguida acondicionadas em latas metálicas, para posterior determinação da umidade gravimétrica, no laboratório, seguindo a metodologia da EMBRAPA (1997).

5.5.5 Densidade e porosidade do solo

Para estas determinações, amostras indeformadas de solo foram coletadas em cada parcela, nas profundidades de 0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20 cm, no dia anterior a cada um dos testes de chuva (Figura 7, a e b) utilizando-se a metodologia do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

Figura 7 - Coleta de amostra não deformada de solo a) Material utilizado, b) Coleta de anel volumétrico



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

A densidade do solo foi determinada pela relação massa volume, em base seca de solo, enquanto a macroporosidade, a microporosidade e a porosidade total do solo foram avaliadas em mesa de tensão de areia (EMBRAPA, 1997; REINERT; REICHERT, 2006).

5.6 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS NO CAMPO, DURANTE OS TESTES DE CHUVA SIMULADA

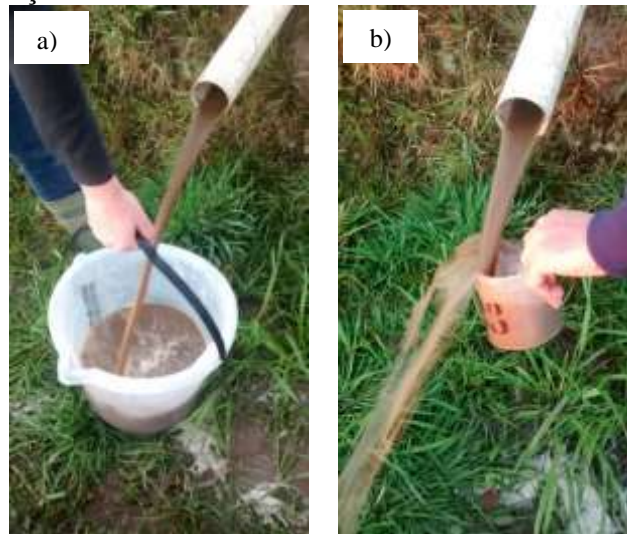
5.6.1 Tempo de início e velocidade da enxurrada

O tempo de início da enxurrada (momento da saída do escoamento na calha coletora) foi registrado em cada evento de chuva, com auxílio de um cronômetro, a partir do início da chuva simulada. A velocidade da enxurrada era medida após 40 minutos do início da chuva, quando a taxa de enxurrada estivesse constante, de acordo com metodologia descrita por Cogo (1981) e Bertol (1995). Os 6 m centrais das parcelas foram demarcados com estacas - 2,5 m acima e 2,5 m abaixo das extremidades das parcelas - na extremidade superior dos 6 m jogava-se o corante azul de metileno (2%) e se cronometrava o tempo necessário para alcançar a extremidade inferior dos 6 m, podendo-se assim calcular a velocidade média da enxurrada na superfície do solo.

5.6.2 Taxa instantânea de enxurrada e concentração de sedimentos

No decorrer das chuvas simuladas, durante toda a enxurrada eram feitas medições da taxa instantânea de descarga, a cada 5 min a partir do seu início, coletando-se o volume do escoamento superficial durante tempo variável conforme a vazão, anotando-se o volume e o tempo de coleta, utilizando proveta graduada de 2 L ou balde graduado de 15 L (Figura 8a). No mesmo momento foram coletadas amostras da enxurrada em potes plásticos numerados e pré-pesados no laboratório, com capacidade de 0,8 L no tempo necessário para enchê-lo (Figura 8b), para determinação da concentração de sedimentos na mesma, e posterior cálculo das perdas de solo e água.

Figura 8 - Coleta do escoamento superficial a) Determinação de taxa instantânea, b) Determinação de sedimentos na enxurrada



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

5.6.3 Determinação da distribuição de tamanho dos sedimentos na enxurrada

Amostras da enxurrada foram coletadas após 50 minutos do início de cada chuva simulada, em todas as parcelas experimentais, na saída do cano de PVC conectado à calha coletora, com auxílio de um conjunto de quatro peneiras, com malhas de 2; 1; 0,5; e 0,25 mm sobrepostas da maior para a menor, acopladas em balde de 2 litros, onde um volume aproximado de 80% da capacidade do recipiente era coletado. Os sedimentos retidos em cada peneira eram transferidos para potes plásticos com auxílio de um pissete e levados ao laboratório para processamento. O material retido no balde que passava na peneira de 0,25 mm era fracionado no laboratório em peneiras com malhas de 0,125; 0,053; e 0,038 mm e transferido para potes plásticos, sendo o conteúdo restante ($< 0,038$ mm) também amostrado. Os potes contendo o material coletado no campo e fracionado no laboratório permaneciam na estufa a 60 °C até a completa evaporação da água, posteriormente pesava-se os recipientes e com os resultados obtidos determinou-se a distribuição de tamanho dos sedimentos na enxurrada.

5.6.4 Intensidade das chuvas simuladas

Imediatamente antes do início de cada teste foram distribuídos 20 pluviômetros na área coberta pela chuva simulada, com área de captação de 53,85 cm² cada um. Ao final dos 60 minutos de chuva realizava-se a leitura do volume de água dos pluviômetros, com auxílio de uma proveta graduada (mL). A intensidade real de chuva é obtida pela fórmula descrita por Barbosa (2011):

$$I = 10(V_m/A/t), \text{ onde:} \quad (4)$$

I = intensidade de chuva (mm h⁻¹);

V_m = volume médio de água nos pluviômetros (mL);

A = área de captação de água nos pluviômetros (cm²);

t = tempo de duração da chuva (h);

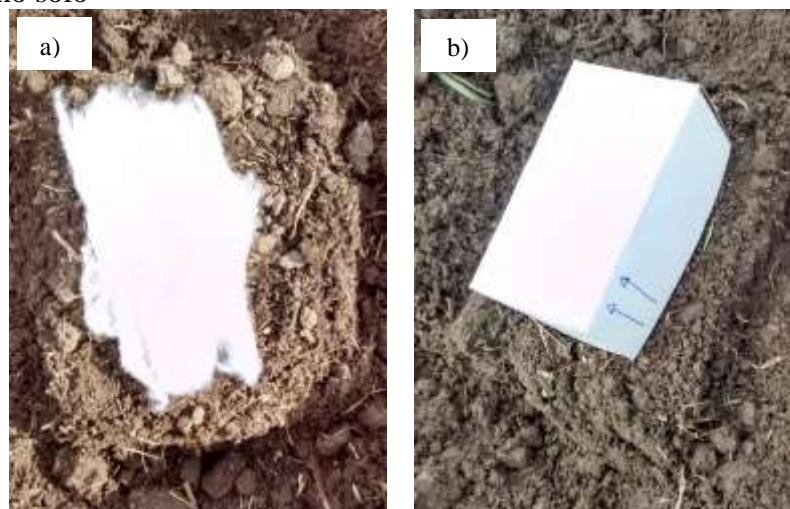
10 = fator de conversão de unidades.

5.7 DETERMINAÇÕES E COLETAS EFETUADAS NO CAMPO, APÓS OS TESTES DE CHUVA SIMULADA

5.7.1 Análise micromorfológica para estudo da formação do selamento superficial e porosidade na camada superior do solo

Amostras indeformadas do solo (monólitos) foram coletadas 24 h antes do primeiro teste de chuva simulada, e 24 h após o primeiro (25/10/2014), terceiro (20/03/2015) e sexto (13/10/2015) testes de chuva simulada, em todas as parcelas experimentais, na profundidade de 0-5 cm, com auxílio de caixas de papelão de dimensão 0,12 x 0,07 x 0,05 m, espátula e algodão (Figura 9, a e b), visando a realização da análise micromorfológica do selamento superficial.

Figura 9 - Coleta de monólitos a) Proteção da superfície com algodão, b) Posicionamento da caixa no solo

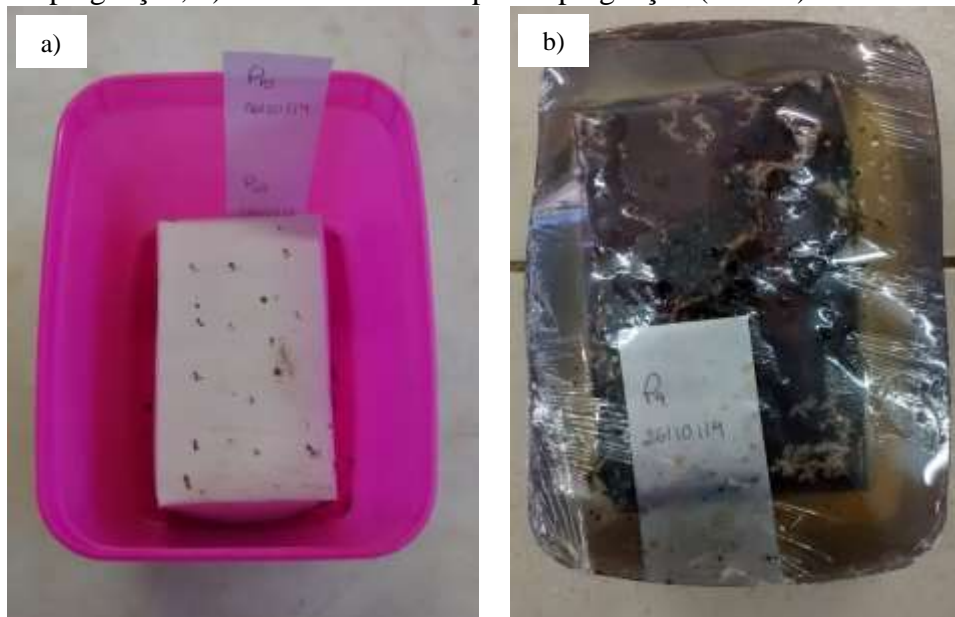


Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

Imediatamente após a coleta o material foi conduzido ao laboratório (Uso e Conservação do Solo e Água - UDESC/CAV-Lages/SC), disposto em bancadas e submetido a secagem natural. A impregnação e polimento das amostras foram realizados no Laboratório de Micromorfologia do Departamento de Ciência do Solo - Esalq/USP-Piracicaba/SP. Os monólitos foram impregnados de acordo com metodologia apresentada por Murphy (1986), com uma mistura contendo resina poliéster, monômero de estireno, cuja finalidade é diminuir a viscosidade da resina facilitando a penetração na amostra, e pigmento fluorescente Tynopal OB (BASF®), que permite a distinção entre o material sólido e os poros do solo quando a amostra é submetida a luz ultravioleta.

O procedimento de impregnação ocorreu lentamente, sendo cada monólito acondicionado em pote plástico de aproximadamente 2 L dentro de uma câmara de vácuo e a mistura adicionada em pequenas quantidades até completa absorção e cobertura da amostra (Figura 10). Decorrido um período de no mínimo 24 h após início da impregnação e total imersão das amostras na resina, as mesmas foram colocadas para secar ao ar por aproximadamente 15 a 20 dias, posteriormente transferidas para estufa a 40 °C para secagem completa.

Figura 10 - Impregnação dos monólitos com mistura de resina poliéster + monômero de estireno + pigmento fluorescente a) Monólito acondicionado em recipiente plástico para impregnação, b) Monólito de solo após impregnação (Blocos)



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

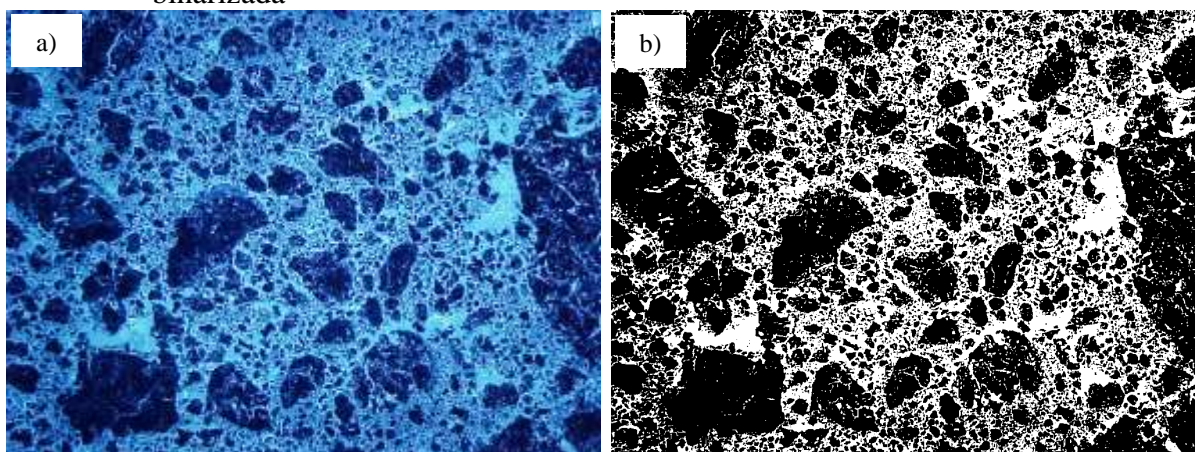
Após a impregnação e secagem as amostras, então denominadas blocos, foram cortadas com serra de diamante, lixadas com auxílio de um disco rotatório e carbureto de silício preto (220 mesh, grãos de 53-62 μm), polidas com um disco rotatório e carbureto de silício verde (600 mesh, grãos de 18-22 μm), mantidas umedecidas durante todo o polimento.

No Laboratório de Microscopia do Departamento de Ciência do Solo - Esalq/USP-Piracicaba/SP, os blocos polidos foram utilizados para estudos micromorfométricos e análise de imagem, os quais em ambiente escuro e submetidos a luz ultravioleta, tiveram a matriz e o espaço poroso do solo amostrado, destacados pelo pigmento fluorescente usado na mistura de impregnação, permitindo a captação da imagem. Foram fotografados um total de 24 blocos, correspondentes aos 6 tratamentos (CCD200, CCD100, CCD50, CCD0, SCD50 e SCD0) x 4 tempos de coleta (T0 = antes dos testes de chuva simulada - 24/10/2014; T1 = após o primeiro teste de chuva - 26/10/2014; T3 = após o terceiro teste de chuva - 21/03/2015; T6 = após o sexto teste de chuva - 14/10/2015).

A captura de imagens foi realizada com auxílio de uma câmera digital Sony® modelo DFW-X700, em sistema “charged couple device” (CCD), conectada a uma lupa com polarizador (Zeiss®) calibrada para o aumento de 10x. A resolução das imagens era de 1024 x 768 pixels, sendo 1 pixel correspondente a 156,25 μm^2 . As imagens foram adquiridas e processadas usando-se o software Noesis Visilog 5.4 (Murphy, 1977), inicialmente tratadas por

meio da binarização de imagem utilizando a função “threshold”, transformando uma imagem RGB (vermelho, verde e azul) para preto e branco, na qual o preto representa a matriz do solo e o branco o espaço poroso (Figura 11).

Figura 11 - Tratamento de imagens de SCDO (camada superior do monólito) com auxílio do software Noesis Visilog 5.4 a) Imagem RGB (vermelho, verde e azul), b) Imagem binarizada



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Finalizada a binarização, as imagens foram filtradas usando a função “open and close”, na qual a imagem é aberta e fechada por 1 pixel, e qualquer objeto menor que 4 pixels é apagado, assegurando que todo erro possível causado pelo “threshold” seja eliminado. Após sua determinação as variáveis básicas e derivadas para os poros foram classificadas por tamanho e forma utilizando macro funções desenvolvidas por Juhász et al. (2007) em linguagem Visual Basic no Microsoft Excel® (CASTILHO et al., 2015). O cálculo da quantidade, tamanho e tipo de poros, assim como porosidade das amostras, foram realizados por meio de análise de imagem digital (COOPER et al., 2005; JUHÁSZ et al., 2007; COOPER et al., 2010; CASTILHO et al., 2015). A classificação quanto à forma e tamanho dos poros foi realizada de acordo com Cooper et al. (2016), que classifica os poros como arredondados (canais e vazios isolados), alongados (fissuras) ou complexos (vazios de empacotamento) por meio de dois índices de forma - I_1 e I_2 , bem como grandes ($> 156.000 \mu\text{m}^2$), médios ($15.600 - 156.000 \mu\text{m}^2$) e pequenos ($156 - 15.600 \mu\text{m}^2$).

O índice I_1 permite a separação entre poros arredondados e alongados, dado por:

$$I_1 = \frac{p^2}{4\pi A}, \text{ onde:} \quad (5)$$

P = perímetro do poro (μm);

A = área do poro (μm^2).

Por sua vez, o índice I_2 separa adequadamente os poros alongados dos complexos, definido como:

$$I_2 = \frac{\frac{1}{m} \sum_i (N_i)_i}{\frac{1}{n} \sum_j (D_F)_j}, \text{ onde:} \quad (6)$$

N_i = número de interceptos de um objeto na direção i ($i = 0^\circ, 45^\circ, 90^\circ$ e 135°);

D_F = diâmetro de Feret de um objeto na direção j ($j = 0^\circ$ e 90°);

m = número de i direções; e

n = número de j direções.

Os critérios para a distinção entre os grupos de forma e os seus tamanhos aparecem nas tabelas 2 e 3.

Tabela 2 - Classes de forma dos poros

Forma de Poros	Índice de Forma	
	I_1	I_2
Arredondados (Arr)	$I_1 \leq 5$	
Alongados (Alon)	$5 < I_1 \leq 25$	$I_2 \leq 2,2$
Complexos (Comp)	$5 < I_1 \leq 25$ ou $I_1 > 25$	$I_2 > 2,2$

Fonte: Adaptado de Cooper et al. (2016).

Tabela 3 - Classes de tamanho e forma dos poros

Limite das classes de tamanho em mm^2	Classe de Forma		
	Arredondados	Alongados	Complexos
0,000156 - 0,0156	Arr _p	Alon _p	Comp _p
0,0156 - 0,156	Arr _m	Alon _m	Comp _m
> 0,156	Arr _g	Alon _g	Comp _g

Fonte: Adaptado de Cooper et al. (2016).

A porosidade foi avaliada em três camadas para cada bloco, superior - na qual ocorre a formação do selamento superficial (crosta), devido ao impacto direto das gotas da chuva (efeito splash), mediana - a camada logo abaixo do selamento superficial (subcrosta) que pode ser influenciada pela camada acima (DALLA ROSA, 2012), e inferior - camada que sofre menor

influência do impacto das gotas de chuva. A análise do espaço poroso em camadas teve por objetivo avaliar até qual profundidade o efeito dos testes de chuva simulada, doses de dejetos e o selamento superficial, causaram consequências na porosidade do solo. Cada camada (superior, mediana e inferior) apresentava aproximadamente 1,67 cm (totalizando 5 cm de profundidade coletados a partir da superfície por meio do monólito - 0,12 x 0,07 x 0,05 m), foram analisadas de 5 a 6 microfotografias por camada, gerando um total máximo de dezoito imagens por bloco amostrado (APÊNDICE C).

5.8 NO LABORATÓRIO, APÓS OS TESTES DE CHUVA SIMULADA

5.8.1 Cálculo da altura e erosividade das chuvas simuladas

A altura das chuvas simuladas foi calculada multiplicando-se a intensidade pela duração da chuva, conforme a fórmula:

$$Q = I D, \text{ onde:} \quad (7)$$

Q = altura de chuva aplicada (mm);

I = intensidade de chuva (mm h^{-1});

D = duração total da chuva (h).

As erosividades (EI) das chuvas simuladas e naturais que ocorreram no período de desenvolvimento da pesquisa foram calculadas e os resultados obtidos são apresentados na tabela 15. Para cálculo da erosividade das chuvas simuladas utilizou-se a equação proposta por Meyer (1958):

$$EI = 0,2083 Q I, \text{ onde:} \quad (8)$$

EI = erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$);

Q = altura de chuva aplicada (mm);

I = intensidade da chuva aplicada (mm h^{-1}).

A erosividade das chuvas naturais foi calculada para chuvas individuais, conforme estabelecido por Wischmeier e Smith (1978). A partir de dados de chuva natural obtidos em

pluviogramas, os eventos em segmentos de mesma intensidade foram contabilizados e o EI_{30} calculado multiplicando-se a intensidade máxima em 30 min (I_{30}) pela energia cinética obtida com a seguinte equação (WISCHMEIER; SMITH, 1978):

$$E = 0,119 + 0,0873 \log I, \text{ onde:} \quad (9)$$

E = energia cinética por mm de chuva ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$);

I = intensidade de chuva (mm h^{-1}).

5.8.2 Determinação da distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada - Índice D_{50}

A determinação da distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada foi efetuada com o material coletado no campo durante os testes de chuva simulada e depois manuseado em laboratório conforme descrito no item 5.6.3, de modo que a fração de sedimentos em cada classe de tamanho foi obtida dividindo-se a massa de sedimentos secos de cada classe ($>2,00$; $2,00-1,00$; $1,00-0,50$; $0,50-0,25$; $0,25-0,125$; $0,125-0,053$; $0,053-0,038$ e $<0,038$ mm) pela massa total de sedimentos de todas as classes e multiplicando-se o resultado por 100, expressando o mesmo em porcentagem.

O índice D_{50} representa o diâmetro de sedimentos em que 50% da massa total dos sedimentos transportados na enxurrada têm diâmetro superior e 50% diâmetro inferior ao referido diâmetro correspondente o D_{50} (STRECK, 1999). O D_{50} foi calculado usando-se a expressão:

$$D_{50} = \frac{(50-y_1).x_2 + (y_2-50).x_1}{(y_2-y_1)}, \text{ onde:} \quad (10)$$

y_1 = o valor imediatamente inferior a 50%;

y_2 = o valor imediatamente superior a 50%;

x_1 = o maior valor da classe de tamanho de sedimentos correspondente a y_1 ; e

x_2 = o maior valor da classe de tamanho de sedimentos correspondente a y_2 .

5.8.3 Determinação das perdas de solo e água

Os potes plásticos com capacidade de 0,8 L utilizados para coleta de amostras da enxurrada durante as chuvas simuladas conforme descrito no item 5.6.2, eram limpos, pesados e posteriormente adicionadas ao seu conteúdo, 5 gotas de ácido clorídrico - HCL 1 M - para acelerar a decantação dos sedimentos em suspensão. Após sete dias o excesso de água era retirado com auxílio de uma mangueira fina e um balde, sendo as amostras colocadas em estufa a 60 °C por período suficiente para a completa evaporação do líquido, em sequência procedia-se nova pesagem.

As anotações dos pesos foram registradas em planilhas de dados, utilizadas para o cálculo da concentração de sedimentos na enxurrada, perdas de solo e água, com auxílio do programa “PODEROSAO”, desenvolvido pelo professor Elemar Antonino Cassol do DS-FA-UFRGS, através da inserção dos valores de intensidade e duração da chuva, declividade média do terreno nas parcelas experimentais, massa de sedimentos e taxa do escoamento superficial.

Devido as variações observadas na intensidade das chuvas simuladas (Tabela 15) e na declividade das parcelas experimentais (APÊNDICE D), os dados de perdas de solo e água foram ajustados para a intensidade de chuva planejada 65 mm h⁻¹ e declividade média das parcelas de 0,123 m m⁻¹, com auxílio do programa acima citado.

O cálculo da concentração de sedimentos na enxurrada foi efetuado dividindo-se o peso dos sedimentos secos pelo peso dos sedimentos + água e multiplicando-se o valor encontrado por 1000, já que os potes utilizados para a coleta apresentavam capacidade de 0,8 L. A concentração média de sedimentos durante o tempo de duração da enxurrada foi então calculada e expressa em g L⁻¹.

5.8.4 Determinação dos valores do subfator PLU da RUSLE

O subfator PLU (Prior Land Use) foi calculado conforme proposto por Renard et al. (1996), como apresentado na equação 3, repetida a seguir.

$$PLU = C_f \exp(-c.B_u)$$

Na equação, os valores de PLU e C_f são adimensionais e variam de 0 a 1. O coeficiente c representa a eficácia relativa da massa de raízes vivas e mortas e resíduos culturais

incorporados na redução da erosão (acre lb⁻¹) e B_u a massa de raízes vivas e mortas e resíduos culturais incorporados na camada superior (0 a 10 cm) do solo (lb acre⁻¹).

Os valores do fator consolidação (C_f) foram obtidos utilizando-se as equações exponenciais ($y = ae^{-bx}$) geradas a partir da relação gráfica entre os valores de perda de solo (eixo y - Mg ha⁻¹) e os de tempo (eixo x - dias). Então, dividindo-se a perda de solo estimada (y), ao longo do tempo, pelo valor do coeficiente “a” da referida equação, obtém-se o valor de C_f, como proposto por Streck (1999). A seguir segue um exemplo de cálculo para obtenção de C_f com os dados do tratamento CCD200, cuja equação exponencial foi: $y = 24,83 e^{-0,00308x}$.

Tempo = x	y = 24,83 e ^{-0,00308x}	
x = 0	y = 24,83 e ^{-0,00308 x 0} = 24,83	C _f = 24,83 / 24,83 = 1,00
x = 146	y = 24,83 e ^{-0,00308 x 146} = 15,84	C _f = 15,84 / 24,83 = 0,64
x = 202	y = 24,83 e ^{-0,00308 x 202} = 13,33	C _f = 13,33 / 24,83 = 0,54
x = 278	y = 24,83 e ^{-0,00308 x 278} = 10,55	C _f = 10,55 / 24,83 = 0,42
x = 354	y = 24,83 e ^{-0,00308 x 354} = 8,35	C _f = 8,35 / 24,83 = 0,34

Em seus trabalhos Dissmeyer e Foster (1981), bem como Renard et al. (1997) demonstraram que o fator C_f é obtido pela razão entre a perda de solo de um solo em reconsolidação e um solo recém e integralmente preparado, (onde o valor de C_f é igual a 1). Em conformidade com o exposto, observa-se que no tempo x = 0 dias, logo após o preparo e aplicação do primeiro teste de chuva simulada, o fator de consolidação é igual a 1,0 e decresce exponencialmente ao longo do tempo até chegar a 0,34 no tempo x = 354 dias.

Renard et al. (1996) apresenta a variável B_u sendo dada por:

$$B_u = B_a n_i u_i, \text{ onde:} \quad (11)$$

B_a = biomassa de resíduo da parte aérea (lb acre⁻¹);

n_i = razão de massa de raízes na camada de 0-10 cm pela massa de raízes total; e

u_i = razão de massa de raízes total pela biomassa de resíduo da parte aérea.

A biomassa de resíduo da parte aérea foi estimada pela equação proposta por Renard et al. (1997), pela qual assumiu-se B_a = M_e:

$$M_e = M_b \exp(-a D), \text{ onde:} \quad (12)$$

M_e = massa de resíduo no final de um período de tempo;

M_b = massa de resíduo no início do período de tempo;

$a = p$ (coeficiente dependente das características do resíduo, encontrado no banco de dados do manual da RUSLE); e

D = tempo em dias.

A relação gráfica entre os valores de C_f e B_u geraram equações exponenciais das quais se assumiu os coeficientes “b” iguais ao coeficiente “c” da equação do PLU, já que se entende que a massa de raízes vivas e mortas e resíduos culturais incorporados atuam de forma favorável à consolidação do solo, e um solo mais consolidado apresenta maior resistência ao processo erosivo. O coeficiente c também foi obtido de uma segunda forma, com dados de PS e B_u , seguindo procedimento semelhante ao utilizado por Cogo e Streck (2003).

5.9 Delineamento experimental e análise estatística

O experimento foi instalado utilizando o delineamento inteiramente casualizado, com duas repetições por tratamento. Os dados obtidos foram submetidos a análise estatística descritiva, apresentando-se os valores de média e variação percentual. Na análise micromorfológica, comparou-se as médias da porosidade total dos tratamentos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Análise de regressão não linear foi realizada no estudo da massa de raízes e resíduos culturais incorporados, perdas de solo e alguns parâmetros do subfator PLU da RUSLE.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 CONDIÇÃO SUPERFICIAL DO SOLO

6.1.1 Cobertura do solo por resíduo cultural e massa seca de resíduo na superfície

A produção de massa seca da parte aérea (MSA) da aveia preta foi influenciada pelas doses de DLS, com os maiores valores observados em CCD200 e CCD100 (Tabela 4). O tratamento CCD200 apresentou uma produção 78% maior do que na condição sem dejetos (CCD0), enquanto, em comparação com CCD100 o acréscimo foi de aproximadamente 8%. O efeito das doses de DLS na MSA pode ser ainda evidenciado pelo incremento de 14% no CCD50 em relação ao CCD0. Esta influência foi também constatada visualmente no campo

durante a condução da cultura, quando o efeito residual do DLS aplicado na pesquisa anterior permitiu maior desenvolvimento das plantas conforme o aumento das doses (Figura 1).

Tabela 4 - Produção de massa seca da parte aérea da aveia preta (MSA) e cobertura do solo por resíduo cultural (CS)

Tratamentos	MSA (Mg ha ⁻¹)	CS (%)
CCD200	3,24	50
CCD100	2,99	49
CCD50	2,07	25
CCD0	1,82	21

Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

Os tratamentos CCD200 e CCD100 proporcionaram cobertura do solo por resíduo cultural similares, 50 e 49% respectivamente, após o preparo mecânico. Estes valores foram 138 e 136% acima do obtido por CCD0, devido à elevada produção de massa vegetal, posteriormente incorporada. A cobertura do solo propiciada por resíduos culturais é fator fundamental na redução das perdas de solo por erosão hídrica (SLONEKER; MOLDENHAUER, 1977; COGO et al., 2003). Segundo Lopes et al. (1987) apenas 30% de cobertura garante expressivo controle das perdas de solo por erosão.

Os valores de MSA e CS nos tratamentos CCD50 e CCD0 se assemelham aos encontrados por Cogo et al. (2003) após o preparo reduzido (uma escarificação + uma gradagem niveladora), na condição de solo sem adubação, onde a MSA foi 2.075 kg ha⁻¹ e a cobertura do solo de 24%. Os autores ressaltaram que após a operação de preparo, a MSA remanescente na superfície do solo e sua equivalente porcentagem de cobertura foram reduzidas cerca de 76% em relação aos valores existentes antes deste, independentemente do tipo de resíduo cultural estudado e nível de fertilidade do solo.

A diferença de MSA e CS conforme o aumento da dose de DLS relaciona-se aos benefícios que a adubação orgânica com DLS propicia à nutrição vegetal. Assmann et al. (2007) salientaram que a produção de matéria seca de forrageiras de inverno é normalmente baixa em virtude da limitação de nutrientes disponíveis no solo, o que pode ser corrigido com o uso de DLS. Tais autores pesquisando o desempenho de aveia-preta + azevém constataram que a aplicação de 80 m³ ha⁻¹ de DLS após a emergência das culturas resultou em aumento de 34% de massa seca acumulada em relação à testemunha, associado ao aumento dos teores de N-mineral, K trocável, pH, e a redução de Al⁺³.

Aita, Port e Giacomini (2006) observaram que a aplicação de dejetos suíno no solo, durante o cultivo de plantas de cobertura no outono/inverno, aumentou a produção de MSA,

bem como o acúmulo de N, P e K na mesma. No caso especial da aveia, o aumento na produção de MSA decorrente do uso de 40 m³ ha⁻¹ de dejetos, em relação ao tratamento sem dejetos, foi de 2,7 Mg ha⁻¹.

Estudando a produção de biomassa da aveia preta em um Nitossolo Vermelho submetido a três fontes de adubação (mineral, cama de aviário e dejetos suínos), Steiner et al. (2009) obtiveram um acréscimo de 99% na produção de MSA com o uso do dejetos suínos em relação à testemunha. Este valor igualou-se estatisticamente ao fertilizante mineral proporcionando significativo acúmulo de N na palhada e 32% de redução da relação C/N, o que segundo os autores, influencia diretamente a taxa de decomposição do material, a imobilização/mineralização do N e sua disponibilidade no sistema para o cultivo subsequente.

A partir dos dados iniciais de MSA, coletados antes do preparo do solo e dos testes de chuva simulada, com auxílio da equação 12 foram estimados os valores dessa massa ao longo do tempo, durante o período de realização dos testes de chuva simulada (Tabela 5).

Tabela 5 - Massa seca de resíduo da parte aérea da aveia preta (MSA) estimada ao longo dos testes de chuva simulada

Tempo	MSA (Mg ha ⁻¹)			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
0	3,24	2,99	2,07	1,82
84	1,65	1,53	1,06	0,93
146	1,01	0,93	0,64	0,57
202	0,64	0,59	0,41	0,36
278	0,35	0,32	0,22	0,20
354	0,19	0,18	0,12	0,11

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS. Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

O decaimento exponencial dos valores de MSA ao longo do tempo em torno de 94%, ocorreu em virtude do contato direto das peças de resíduo vegetal com o solo, potencializando a exposição a umidade e atividade microbiana, bem como devido a ação dos agentes climáticos (temperatura e precipitação) que influenciam o processo de decomposição do material vegetal.

A velocidade de decomposição do resíduo na superfície ou mesmo incorporado no solo apresenta suma importância no processo erosivo, já que este fornece proteção contra o impacto direto das gotas de chuva responsável pela desagregação inicial das partículas do solo. Assim,

quanto maior o tempo de persistência no solo maior será sua eficácia na mitigação da erosão hídrica. Tal persistência depende, entre outros fatores, do grau de incorporação dos resíduos culturais, do método de preparo e/ou de semeadura empregado (COGO et al. 2003), grau de trituração das peças vegetais, fertilidade do solo, quantidade, natureza e relação C/N do material (BERTOL et al., 1998; GILMOUR et al., 1998, BERTOL; LEITE; ZOLDAN JÚNIOR, 2004).

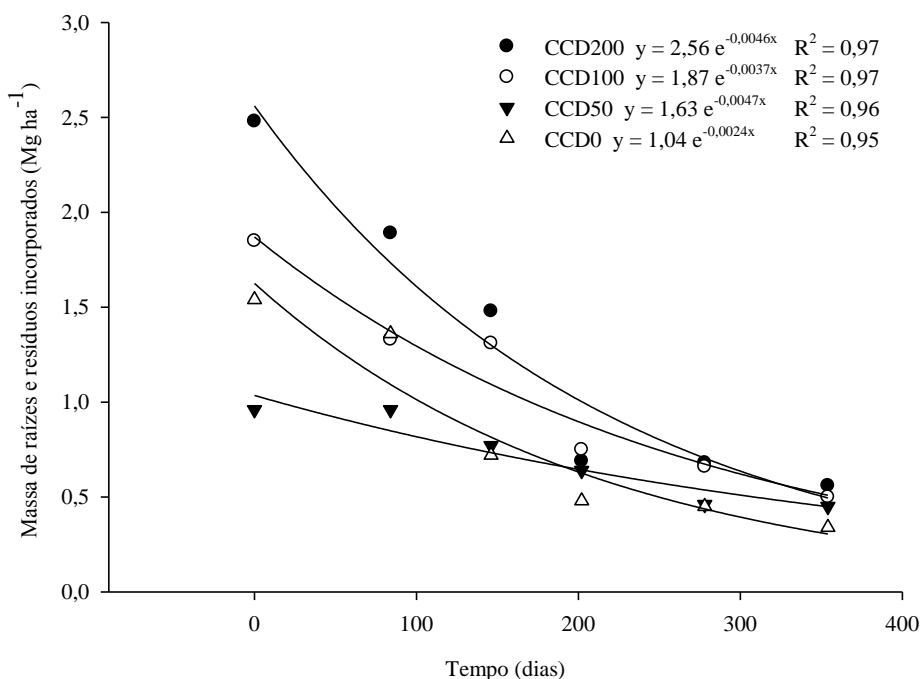
Bertol et al. (1998) avaliaram a persistência do resíduo da aveia preta no mesmo solo e observaram uma redução de 80% na massa de resíduo ao final de 180 dias, o que se assemelha a redução de 80% estimada após 202 dias decorridos a partir do primeiro teste de chuva simulada. Estimando-se a MSA para 180 dias, pela equação 12, obtém-se o valor de 0,77 Mg ha⁻¹, correspondendo a 76% de decréscimo ao longo do período. Essa pequena diferença nos valores aqui encontrados, pode estar associada ao estágio de desenvolvimento da cultura no momento do corte para avaliação de MSA, já que na presente pesquisa, esse procedimento ocorreu durante a formação dos grãos, enquanto, no trabalho acima citado durante a floração.

De forma geral, à medida que as culturas de cobertura se aproximam do final do ciclo há o aumento na relação C/N da palhada (SILVA et al., 2009), devido a formação e acúmulo de moléculas ricas em carbono como celulose, hemicelulose e em especial a lignina, de difícil degradação, o que retarda a decomposição do resíduo ao longo do tempo (GILMOUR et al., 1998).

6.1.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados na superfície do solo

Nas Figuras 12 e 13 apresenta-se a redução temporal da massa de raízes e resíduos incorporados nos tratamentos com solo cultivado e submetido a doses de DLS, nas camadas 0-10 e 10-20 cm, respectivamente. Do mesmo modo como exposto por Renard et al. (1997) no “handbook” da RUSLE, o modelo exponencial descreveu satisfatoriamente o decaimento da massa de raízes e raízes+resíduos superficiais incorporados (MRR) no tempo, diferindo do encontrado por Streck (1999) que obteve maior êxito com a utilização do modelo potência.

Figura 12 - Relação da massa de raízes e resíduos incorporados (MRR) com o tempo, na camada 0-10 cm do solo, nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico

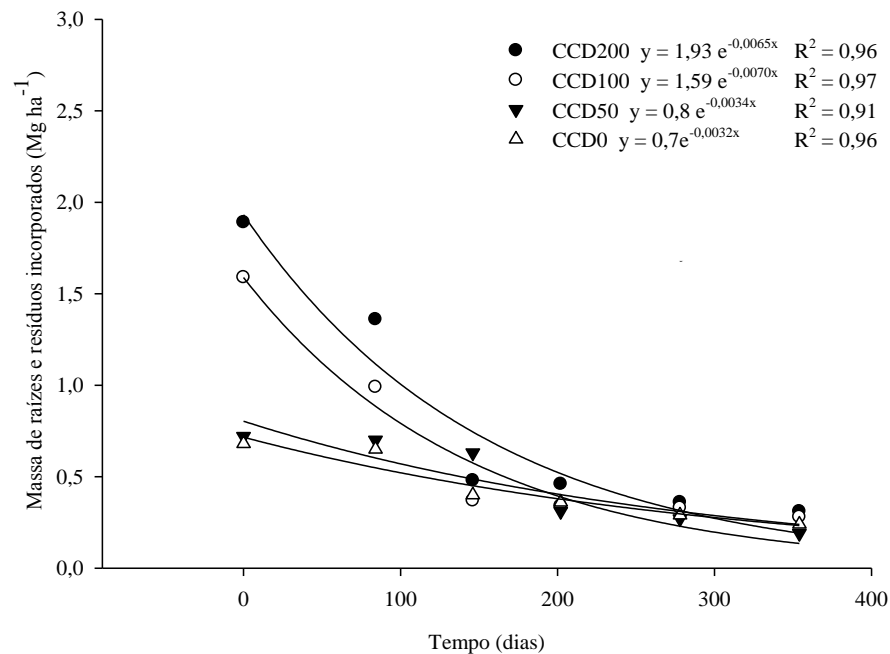


CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS. Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Analisando os valores no primeiro teste de chuva simulada (T0), nota-se o acréscimo de MRR conforme o aumento da dose de DLS aplicada no solo, sendo esta tendência ainda mais evidente na camada 10 a 20 cm (Figura 13), o que se deve ao fato do preparo mecânico promover, além da incorporação do resíduo, a distribuição do material vegetal em profundidade. Deste modo, especialmente, nos tratamentos CCD0 e CCD50, nos quais a produção de biomassa vegetal foi menor, praticamente toda MRR foi homogeneizada até a profundidade de preparo do escarificador (0-18 cm) e reduzida substancialmente em superfície, favorecendo, posteriormente, a elevação da temperatura na porção superior do solo e o contato direto do material vegetal com a microbiota decompositora, culminando no aumento da taxa de decomposição e exposição da superfície do solo à ação aos agentes erosivos.

Figura 13 - Relação da massa de raízes e resíduos incorporados (MRR) com o tempo, na camada 10-20 cm do solo, nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico



CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS. Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Após 354 dias a redução da MRR na camada 0-10 cm nos tratamentos CCD200, CCD100, CCD50 e CCD0 foi de 80, 73, 81 e 57%, já na camada abaixo (10-20 cm) 90, 92, 70 e 67%, respectivamente. A aplicação de DLS no solo possivelmente influenciou o desenvolvimento de microrganismos e/ou componentes da macrofauna, como formigas, constatadas visualmente em campo durante a execução da pesquisa. Esses agentes fazem parte da comunidade decompositora (macro e microrganismos) fundamental no processo de decomposição de resíduos vegetais (LEKHA; GUPTA, 1989).

Silva et al. (2014) avaliando a influência da aplicação de doses de DLS (0, 20, 40, 80 m³ ha⁻¹ e adubação química) na fauna do solo em diferentes sistemas de cultivo, observaram maior número de colêmbolos e ácaros na semeadura direta e cultivo mínimo, respectivamente, na dose 80 m³ ha⁻¹. Os autores destacaram que a adição de DLS proporcionou maior decomposição do resíduo, pelo ajuste na relação C/N, facilitando a ação de organismos decompositores e contribuindo para seu desenvolvimento.

O DLS é considerado uma rica fonte de N (SEGANFREDO, 2000; KONZEN, 2003; MORAES et al., 2014) e, quando aplicado sobre resíduos culturais com elevada relação C/N,

pode aumentar a velocidade de decomposição dos mesmos no solo (SILVA et al., 2014), em razão da assimilação de C pelos microrganismos decompositores ser acompanhada pela assimilação simultânea de N (RECOUS et al., 1995).

O efeito da aplicação de DLS na fauna do solo foi também constatada por Segat (2016), trabalhando em um Cambissolo Húmico Alumínico e um Nitossolo Vermelho Distroférrico. A autora observou o aumento na abundância de organismos edáficos e a elevação do carbono microbiano após a adição do resíduo, associando à elevação da quantidade de substrato orgânico de fácil degradação e condições favoráveis de umidade, os quais favorecem a atividade microbiana.

No entanto, vale ressaltar que a dinâmica do efeito do DLS na fauna edáfica (macro, meso e microfauna), é variável conforme as características do solo, dejetos, clima e manejo. De modo que para cada interação de tipo de solo, preparo, sistema de cultivo, plantas cultivadas, temperatura, quantidade e qualidade do DLS, serão observadas respostas positivas ou negativas, visto que estes componentes interferem na assimilação, mineralização e/ou imobilização de nutrientes que afetam a biota do solo. De acordo com Silva (2015) a fauna edáfica é influenciada pela adição de DLS no solo, já que esta determina parâmetros químicos, através da influência no teor de nutrientes, bem como parâmetros físicos, como densidade e porosidade. Além disso, a meso e a macrofauna do solo também são influenciadas pelos fatores edáficos refletindo as condições do solo e as características do ambiente.

Neste contexto, Tessaro (2009) e Tessaro et al. (2011) avaliando o efeito da adição de uréia e quatro doses de água residuária da suinocultura (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹) sobre a meso e macrofauna no cultivo de mini milho em um Latossolo Vermelho Distroférrico muito argiloso, observaram que os grupos amostrados responderam negativamente à dose 300 m³ ha⁻¹. Contudo, a dose 200 m³ ha⁻¹ favoreceu o aumento na densidade de organismos da maioria das ordens e grupos descritos, especialmente em Collembola e Formicidae.

Por outro lado, Segat (2012) avaliou por meio de testes ecotoxicológicos os efeitos de doses crescentes de DLS (0, 25, 75 e 100 m³ ha⁻¹), em diferentes tipos de solo (Argissolo Vermelho Eutrófico, Latossolo Vermelho Distrófico, Neossolo Quartzarênico e Solo Artificial tropical) na sobrevivência, reprodução e comportamento de minhocas (*Eisenia andrei*) e colêmbolos (*Folsomia candida*). Os resultados mostraram que no solo com menor quantidade de argila, a toxicidade do dejetos causou 100% de letalidade dos indivíduos nas duas maiores doses testadas, afetando também o potencial reprodutivo. Efeitos negativos das doses foram encontrados apenas no Neossolo em *Eisenia andrei*, enquanto para *Folsomia candida* houve toxicidade em todas as doses, com significativa letalidade já na menor dose aplicada.

A forma como a adição de DLS afeta a fauna edáfica, e conseqüentemente a velocidade de decomposição do resíduo vegetal, seja superficial ou incorporado no solo, influencia a erosão hídrica. Diante da importância que o resíduo vegetal apresenta na diminuição da erosão, seja pela cobertura vegetal que dissipa a energia das gotas de chuva, seja pelo resíduo incorporado que aumenta a resistência do solo frente à energia do escoamento, à medida que esse material é decomposto o solo torna-se cada vez mais suscetível a ação dos agentes erosivos. Salienta-se, finalizando, que o manejo do solo associado ao DLS usado na pesquisa, reduziram os valores de MRR ao longo do tempo, afetando o processo erosivo.

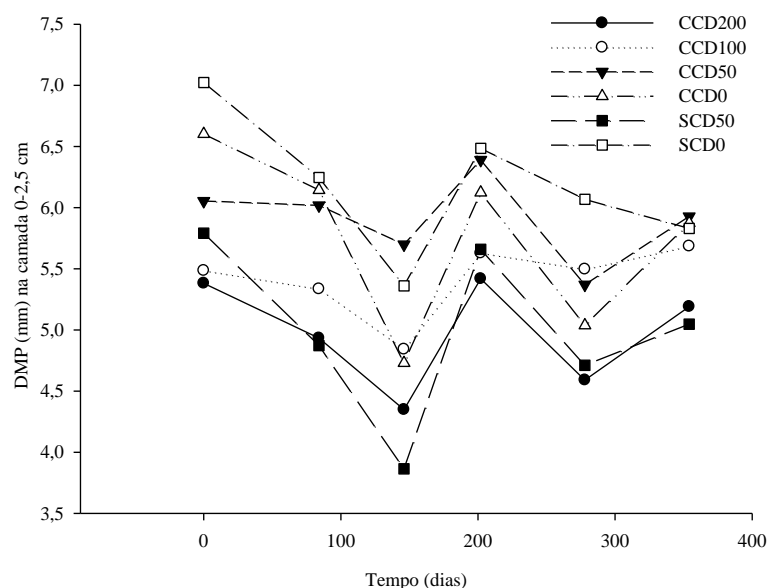
6.2 ATRIBUTOS DO SOLO

6.2.1 Estabilidade de agregados em água

Os valores de DMP apresentados no Apêndice E mostram que não houve expressiva variação na estabilidade de agregados do solo, nos tratamentos estudados após aplicação de chuva simulada. No entanto, temporalmente (entre os testes de chuva) o DMP variou entre os tratamentos (Figura 14), notando-se uma tendência à diminuição temporal, justificada pela redução de carbono orgânico total (COT) e da matéria orgânica (APÊNDICES A e B), devido a decomposição da MRR, bem como a ação da erosão. A estabilidade de agregados correlaciona-se positivamente com o acréscimo de COT no solo (CAMPOS et al., 1995; WENDLING et al., 2005; RAMOS, 2015), e os mecanismos de formação das diferentes classes de tamanho dos agregados são influenciados pela matéria orgânica, cuja quantidade irá permitir maior ou menor agregação, resultando em menor ou maior perda de solo por erosão hídrica (CASTRO FILHO; LOGAN, 1991).

Entre os tratamentos com cultivo e aplicação de DLS, o CCD200 apresentou o menor DMP em todos os testes de chuva simulada e profundidades avaliadas, assim como o SCD50 em relação ao SCD0, o que pode estar associado ao acúmulo de sódio na solução do solo (não avaliado) devido a aplicação do dejetos, causando o fenômeno de dispersão de partículas do mesmo, conforme destacado por Condé et al. (2013) e Homem et al. (2014).

Figura 14 - Diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) na camada 0-2,5 cm do solo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada



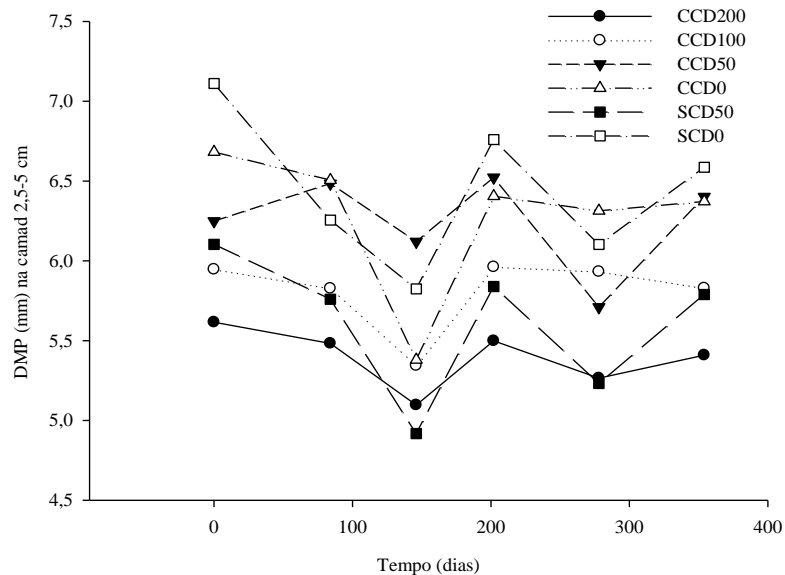
CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS. Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

O teor de sódio em solos agrícolas pode aumentar com a adição de resíduos orgânicos, alterando alguns de seus atributos físicos. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila em partículas coloidais, que obstruem os poros do solo, promovendo a formação do selamento superficial e consequentemente, reduzindo a infiltração de água no solo e aumentando os riscos de erosão (CONDÉ et al., 2012).

Analisando as Figuras 14 e 15, observa-se que aos 146 dias após a primeira chuva simulada houve redução do DMP em todos os tratamentos (APÊNDICE E). Provavelmente o efeito das primeiras chuvas simuladas associado ao das chuvas naturais de elevada erosividade (ver item 6.3.3) ocorridas no período inicial, causou a diminuição da agregação do solo, anteriormente favorecida pelo cultivo e matéria orgânica a ele associada, nos tratamentos com cultivo, e pela consolidação do solo no caso daqueles sem cultivo. A terceira chuva simulada e as chuvas naturais subsequentes podem ter favorecido o transporte da massa de solo anteriormente amostrada, com baixa estabilidade de partículas, restando em superfície a massa de solo mais resistente, ou seja, mais consolidada, a qual coletada posteriormente, resultou em aumento nos valores de DMP, que se mantiveram assim até a última chuva simulada.

Figura 15 - Diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) na camada 2,5-5 cm do solo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada



CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS. Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

De modo geral, o SCD0 apresentou maior DMP entre os tratamentos, pois o solo nas parcelas deste não recebeu cultivo desde o ano de 2009, e apenas em 2011 foi submetido a uma escarificação visando adequação da área para implantação de uma pesquisa sobre erosão. A partir de então o solo ficou em pousio, suscetível a ação das chuvas simuladas e naturais. Tal condição possivelmente favoreceu a consolidação do solo ao longo dos três anos seguintes até o início deste trabalho, ocorrendo o rearranjo das partículas e o aumento da coesão entre as mesmas. Assim, a operação de preparo realizada antes da aplicação da primeira chuva simulada não promoveu alterações significativas na agregação do solo. Destaca-se ainda, que em SCD0 e CCD0 a redução do DMP na camada superficial aos 354 dias foi mais pronunciada que nos demais tratamentos, os quais possuíam valores de DMP já inferiores no início do experimento e mantiveram-se sem grandes alterações.

Com relação ao DMP nas diferentes profundidades do solo é possível afirmar que não houve notória variação em nenhum dos tratamentos, o que segundo Bertol et al. (2001) pode estar relacionado com o curto período de tempo de condução do experimento, para que tal diferença seja expressa em maior magnitude.

6.2.2 Argila dispersa em água

A argila dispersa em água (ADA) diminuiu após a aplicação de DLS e chuva simulada ao longo de 354 dias (Tabela 6). Esse comportamento, explica-se, provavelmente, devido à grande carga de sedimentos prontamente disponíveis ao transporte gerados pelo preparo, que foi efetivamente transportada com maior facilidade pela enxurrada, principalmente nas chuvas iniciais. Entre os sedimentos transportados durante a primeira chuva simulada predominavam aqueles de tamanho inferior (ver item 6.3.2), o que demonstra a seletividade do processo erosivo quanto ao transporte de partículas.

Inicialmente, a rugosidade superficial promovida pelo preparo e ação da massa de raízes e resíduo cultural controlaram as perdas por erosão hídrica. No entanto, a ocorrência da erosão entre sulcos, garantiu que partículas menores, como a argila, fossem primeiramente desprendidas e carregadas. Ao longo do tempo, a formação de sulcos pronunciados tornou-se evidente, culminando no aumento da quantidade e tamanho de sedimentos transportados devido à grande energia erosiva da água dentro dos sulcos, até o momento em que o solo ofereceu resistência ao cisalhamento devido à consolidação.

Embora o efeito das chuvas sobre a ADA seja superior ao da aplicação de DLS ao longo do tempo, as reduções dos valores iniciais em SCD50 e SCD0 de 31% e 51%, respectivamente, na profundidade 0-2,5 cm, sugerem a possibilidade de influência do dejetos na dispersão da argila, devido a existência de altas concentrações de Na e K na constituição de resíduos orgânicos, assim como observado por Fonseca et al. (2007), Erthal et al. (2010), Condé et al. (2013) e Homem et al. (2014).

O incremento de cátions monovalentes no solo, especialmente o sódio, promove um aumento na espessura da dupla camada iônica difusa, aumentando consideravelmente a expansão das partículas de argila (FASSBENDER; BORNEMISZA, 1987 apud PEDROTTI et al., 2015). A dispersão seguida do movimento das partículas nos poros do solo acarretam a formação de camadas impermeáveis, dificultando o movimento de ar e de água (ROLSTON; BIGGAR; NIELSEN, 1984).

Em relação aos tratamentos com cultivo, o aumento da dose de DLS não elevou os valores de ADA após aplicação das chuvas simuladas, conforme esperado ao se considerar apenas o efeito dispersivo do dejetos, provavelmente a presença de resíduo vegetal na superfície atuou reduzindo a desagregação das partículas do solo e conseqüentemente a dispersão da argila.

Tabela 6 - Argila dispersa em água (ADA) em um Cambissolo Húmico, antes e após a aplicação de doses de DLS e chuva simulada

Tratamentos				
CCD200				
Profundidade (cm)	ADA - Antes (%)	ADA - Após (%)	Média	Δ%
0-2,5	9,16	5,58	7,37	-39,08
2,5-5	10,40	5,34	7,87	-48,65
5-10	11,41	6,09	8,75	-46,63
10-20	10,40	5,09	7,75	-51,06
CCD100				
0-2,5	9,82	6,03	7,93	-38,59
2,5-5	10,41	5,53	7,97	-46,88
5-10	10,16	5,79	7,98	-43,01
10-20	10,41	6,80	8,60	-34,68
CCD50				
0-2,5	10,40	6,28	8,34	-39,62
2,5-5	14,15	7,06	10,61	-50,11
5-10	11,90	6,81	9,36	-42,77
10-20	11,90	6,10	9,00	-48,74
CCD0				
0-2,5	10,66	7,32	8,99	-31,33
2,5-5	7,02	7,03	7,02	0,14
5-10	9,91	6,53	8,22	-34,11
10-20	9,66	7,05	8,36	-27,02
SCD50				
0-2,5	12,15	8,34	10,25	-31,36
2,5-5	13,65	7,61	10,63	-44,25
5-10	13,16	7,84	10,50	-40,43
10-20	14,90	9,11	12,01	-38,86
SCD0				
0-2,5	10,41	5,06	7,73	-51,39
2,5-5	9,90	6,01	7,96	-39,29
5-10	10,90	5,26	8,08	-51,74
10-20	11,31	6,28	8,79	-44,47

Δ% - Variação percentual; CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

6.2.3 Carbono orgânico total

De modo geral, o carbono orgânico total (COT) diminuiu após os testes de chuva simulada em relação à antes, com um comportamento similar em todos os tratamentos (Tabela 7), demonstrando que a erosão hídrica é uma das principais formas pela qual ocorre a perda do carbono no solo (PEREIRA et al., 2013). Ressalta-se que elevados teores de COT têm sido observados em sedimentos erodidos em diversos tipos de solo, especialmente nos sistemas de manejo com revolvimento, devido à alta afinidade entre a fração mais fina do solo e o carbono (SCHIK et al., 2000; SILVA et al., 2005; SANTOS et al., 2007).

Tabela 7 - Valores de carbono orgânico total em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

Trat	Prof (cm)	Carbono orgânico total do solo (g kg ⁻¹)								Média	Δ%
		Antes dos Testes	Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4	Teste 5	Teste 6	Após os Testes		
CCD200	0-2,5	34,30	31,95	31,70	33,90	29,55	33,75	33,80	31,75	32,59	-7,43
	2,5-5	34,30	30,05	30,20	32,35	29,95	31,85	32,35	33,00	31,76	-3,79
	5-10	32,50	28,60	28,70	31,50	28,60	31,35	30,00	31,40	30,33	-3,38
	10-20	31,70	25,45	28,20	30,90	27,35	31,15	27,55	28,00	28,79	-11,67
CCD100	0-2,5	33,65	30,60	29,75	31,60	29,65	32,90	29,55	28,10	30,73	-16,49
	2,5-5	29,50	32,30	27,30	30,45	31,35	31,65	29,00	29,60	30,14	0,34
	5-10	27,95	27,90	28,05	30,30	32,00	27,95	29,55	29,20	29,11	4,47
	10-20	28,15	26,95	26,95	28,05	29,95	26,70	25,70	28,30	27,59	0,53
CCD50	0-2,5	35,90	31,40	32,35	34,30	33,35	34,75	33,35	32,60	33,50	-9,19
	2,5-5	34,75	31,60	31,45	33,05	35,10	34,65	32,75	33,95	33,41	-2,30
	5-10	33,40	30,50	30,35	32,30	31,80	33,65	31,60	32,05	31,96	-4,04
	10-20	33,65	31,10	28,35	31,35	30,90	34,90	31,60	29,95	31,48	-11,00
CCD0	0-2,5	31,65	28,75	28,30	28,70	29,80	28,25	27,10	24,30	28,36	-23,22
	2,5-5	29,65	26,50	28,70	29,60	29,70	26,70	26,25	25,30	27,80	-14,67
	5-10	28,60	26,65	27,85	28,55	32,80	28,65	26,15	27,60	28,36	-3,50
	10-20	28,45	24,40	27,30	26,65	26,85	27,65	25,95	27,60	26,86	-2,99
SCD50	0-2,5	27,80	25,65	26,60	27,30	29,65	26,00	26,75	26,65	27,05	-4,14
	2,5-5	28,90	27,70	27,15	26,80	28,30	30,20	27,45	26,80	27,91	-7,27
	5-10	29,30	25,85	26,40	29,10	25,40	28,80	28,65	28,35	27,73	-3,24
	10-20	27,35	26,30	28,75	25,65	19,20	25,85	22,55	26,60	25,03	-2,74
SCD0	0-2,5	29,60	27,30	27,70	29,95	28,95	30,25	27,85	27,95	28,69	-5,57
	2,5-5	30,00	27,30	29,05	28,95	29,70	30,10	27,40	24,95	28,43	-16,83
	5-10	29,05	29,50	29,10	28,80	27,65	26,95	29,20	28,25	28,56	-2,75
	10-20	29,25	22,25	25,60	31,70	29,40	30,00	25,90	28,55	27,83	-2,39

Trat - tratamentos; Prof - profundidades amostradas; CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Os maiores valores de COT antes dos testes de chuva refletem o efeito da ausência do preparo do solo, realizado somente antes do teste 1. A mobilização do solo com escarificação + gradagem niveladora propiciou maior aeração, atividade microbiológica e decomposição da

matéria orgânica. Bertol et al. (2000), Hickmann e Costa (2012), e Lima et al. (2016) encontraram menores teores de COT em solos submetidos ao revolvimento, justificando que este distribui os resíduos na camada preparada, expondo-o ao ataque microbiano, acelerando a decomposição e favorecendo a perda de carbono, assim como sua redução no solo.

Analisando as médias dos tratamentos com cultivo, nota-se que aqueles com aplicação de dejetos apresentaram maiores valores de COT, o que se justifica pela superior produção de biomassa vegetal, com maior aporte de matéria orgânica no sistema. O carbono é um dos principais componentes da matéria orgânica, e o seu estoque varia em função das taxas de adição, por resíduos vegetais e/ou animais, e de perdas, dentre elas, as decorrentes do processo erosivo e da oxidação pelos microrganismos (PEREIRA et al., 2013).

Os valores de COT em SCD0 e SCD50 foram semelhantes entre si antes, durante e após a aplicação de DLS e chuva simulada, com pequena superioridade de SCD0. Este comportamento certamente está relacionado ao maior DMP obtido em SCD0, pois de acordo com Salton (2007), o material orgânico pode estar fisicamente protegido da decomposição, pela oclusão no interior de agregados do solo, dificultando a acessibilidade de microrganismos e enzimas a estes sítios. A eficiência de tal mecanismo depende da resistência desses agregados, o que está condicionado a sua estabilidade em água e a estresses mecânicos.

Aparentemente, a adição de 50 m³ ha⁻¹ de DLS não incrementou os valores de COT no solo, o que pode estar associado à perda desse material no escoamento superficial resultante da chuva simulada realizada 24 h após a aplicação do dejetos. Isto enfatiza os riscos de poluição ambiental devido às perdas de nutrientes, quando há incidência de chuvas intensas logo após a fertilização do solo com o DLS, mesmo em doses relativamente pequenas.

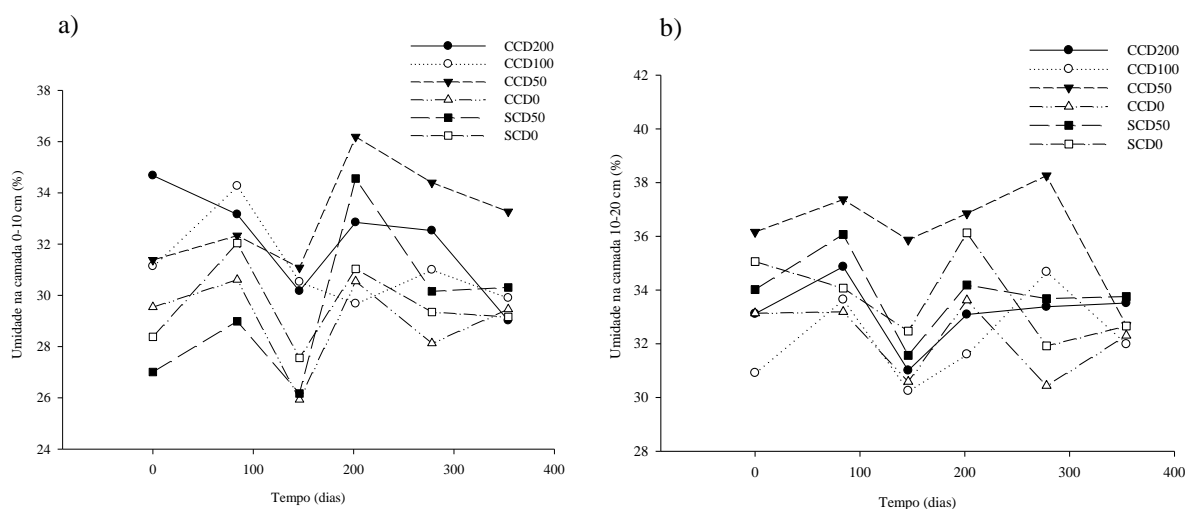
6.2.4 Umidade gravimétrica do solo

Os valores de umidade gravimétrica do solo (UG) antecedente a cada evento de chuva simulada variaram de aproximadamente 26 a 35% e de 32 a 38% (APÊNDICE F) nas camadas 0-10 cm (Figura 16a) e 10-20 cm (Figura 16b), respectivamente. Conforme o esperado, a umidade foi maior em profundidade, devido a exposição da porção superficial do solo aos raios solares e vento favorecer a evaporação.

Além disso, o revolvimento promoveu inicialmente alterações na estrutura do solo facilitando a infiltração de água, mas ao mesmo tempo pode ter provocado a interrupção da capilaridade que conduz água à superfície, formando-se uma camada de isolamento superficial, a qual funciona como um “mulching”, que dificulta a perda de água de camadas profundas

(ANDRADE, 2008). Outro aspecto importante do revolvimento com relação à UG do solo é o efeito na redução da cobertura do solo por resíduos culturais, que atua como isolador térmico diminuindo as perdas de água por evaporação para a atmosfera (CHABAT, 2010).

Figura 16 - Umidade gravimétrica (UG) antecedente às chuvas simuladas em um Cambissolo Húmico a) Camada 0-10 cm, b) Camada 10-20 cm



CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Entre os tratamentos com cultivo, no teste 1 e na camada 0-10 cm, o CCD200 apresentou maior umidade e CCD0 a menor, ficando CCD50 e CCD100 com valores intermediários e semelhantes entre si. Possivelmente, a massa de raízes e resíduo cultural recém incorporados, e alguns resíduos ainda em superfície, contribuíram para a redução da perda de umidade adicionada no solo via dejetos. Lembra-se que o DLS foi aplicado 24 horas antes do teste de chuva simulada, tornando evidente o aumento do teor de água conforme a dose aplicada. No entanto, este benefício diminuiu ao longo do tempo devido à decomposição do material vegetal.

No teste 3 (146 dias após a primeira chuva simulada) houve redução da UG nos tratamentos estudados e nas duas camadas amostradas. Isso ocorreu em virtude da menor incidência de chuvas naturais nos dias antecedentes à aplicação da chuva simulada e da temperatura mais elevada no verão, já que estes fatores atuam no balanço hídrico do solo.

Na camada 0-10 cm o tratamento CCD50 obteve a maior média UG, porque conforme ocorriam as chuvas simuladas e naturais, a superfície do solo tornava-se cada vez mais alisada e encrostada, o que dificultava a infiltração do DLS, sendo constante a necessidade de pausas

no procedimento de aplicação para evitar a perda do material via escoamento. Ainda assim, parte do DLS não se manteve sobre o solo durante a aplicação, não permitindo que a tendência de maior UG conforme o aumento da dose continuasse ao longo do tempo.

Os tratamentos SCD0 e SCD50 não se diferenciaram quanto a UG, tanto na camada 0-10 cm quanto na de 10-20 cm. Assim, admite-se que a dose de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS não causou alteração na quantidade de água no solo na condição sem cultivo.

6.2.5 Densidade do solo

Os valores médios de densidade do solo (Ds) nas profundidades avaliadas variaram de 1,08 a $1,39 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabela 8), sendo enquadrados abaixo da faixa de limite crítico para solos franco-argilosos estabelecidos por Reichert et al. (2003). A menor média encontrada na profundidade 0-2,5 cm é justificada pelo revolvimento e rompimento de camadas adensadas após a operação de preparo do solo, realizada antes do início dos testes de chuva simulada.

A Ds mostrou uma tendência ao aumento na profundidade 0-2,5 cm ao longo dos testes de chuva, conforme o esperado, devido ao rearranjo das partículas cessadas as operações de preparo e cultivo culminando na reconsolidação do mesmo ao longo do tempo. Entretanto, este comportamento não foi observado em CCD0 mesmo sendo constatada sua consolidação, o que permite supor que Ds do referido tratamento nos tempos 0 e 354 sofreram influência do caráter pontual da coleta realizada de acordo com a metodologia utilizada.

Ainda sobre a camada superficial do solo, nos tratamentos com cultivo, a maior média de Ds obtida na condição sem DLS, propiciou também menor desenvolvimento radicular da cultura da aveia preta (ver Figura 12), assim reduzindo possíveis benefícios a estrutura e porosidade do solo. Por outro lado, no caso dos tratamentos sem cultivo a presença de DLS favoreceu o aumento da Ds, provavelmente como consequência do seu efeito na redução da porosidade total do solo. Diante do exposto, sugere-se a existência de efeitos indiretos e diretos da aplicação de DLS no solo, o primeiro ocorre quando a adição de nutrientes via DLS no solo sob cultivo estimula o desenvolvimento vegetal, conseqüentemente o aporte de matéria orgânica e o estabelecimento de vigoroso sistema radicular que atua na aeração, porosidade e densidade do solo. O efeito direto ocorre quando partículas do dejetos obstruem o espaço poroso reduzindo-o e afetando o movimento de gases e água no solo.

Tabela 8 - Valores de densidade do solo em um Cambissolo Húmico, em diferentes profundidades, submetido a doses de DLS e chuva simulada

Profundidade (cm)	Tempo (dias)	Tratamentos					
		CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
Densidade do solo (g cm⁻³)							
0-2,5	0	1,08	1,10	1,09	1,34	1,09	1,08
	84	1,07	1,01	1,08	1,15	1,05	1,02
	146	1,07	1,03	1,07	1,10	1,06	1,10
	202	1,11	1,12	1,05	1,02	1,15	1,04
	278	1,06	1,07	1,07	1,20	1,17	1,10
	354	1,10	1,29	1,12	1,09	1,20	1,16
Média		1,08	1,10	1,08	1,15	1,12	1,08
Δ%		1,85	17,27	2,75	-18,66	10,09	7,41
2,5-5	0	1,23	1,29	1,30	1,40	1,31	1,25
	84	1,14	1,26	1,17	1,09	1,19	1,15
	146	1,14	1,18	1,10	1,11	1,25	1,13
	202	1,14	1,13	1,07	1,06	1,20	1,13
	278	1,12	1,16	1,14	1,22	1,25	1,20
	354	1,15	1,27	1,25	1,22	1,28	1,33
Média		1,15	1,22	1,17	1,18	1,25	1,20
Δ%		-6,50	-1,55	-3,85	-12,86	-2,29	6,40
5-10	0	1,24	1,32	1,27	1,35	1,38	1,25
	84	1,38	1,25	1,27	1,30	1,28	1,18
	146	1,30	1,31	1,28	1,35	1,35	1,22
	202	1,29	1,19	1,17	1,29	1,30	1,19
	278	1,28	1,25	1,22	1,31	1,35	1,24
	354	1,32	1,28	1,23	1,33	1,37	1,35
Média		1,30	1,27	1,24	1,32	1,34	1,24
Δ%		6,45	-3,03	-3,15	-1,48	-0,72	8,00
10-20	0	1,25	1,33	1,28	1,33	1,41	1,32
	84	1,35	1,30	1,31	1,31	1,38	1,31
	146	1,36	1,37	1,30	1,36	1,40	1,27
	202	1,33	1,29	1,22	1,28	1,40	1,22
	278	1,36	1,32	1,19	1,32	1,38	1,32
	354	1,33	1,35	1,29	1,32	1,39	1,35
Média		1,33	1,33	1,26	1,32	1,39	1,30
Δ%		6,40	1,50	0,78	-0,75	-1,42	2,27

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A magnitude de ocorrência dos efeitos indiretos e diretos sobre as condições físicas do solo, assim como a predominância de um ou outro, parece depender das condições de manejo, tipo de solo, culturas e dejetos, e pode explicar os resultados contrastantes encontrados na literatura, pois enquanto alguns pesquisadores encontraram melhorias em algumas propriedades físicas do solo com o uso de DLS, outros apontaram para uma condição de degradação.

Matos et al. (2010), pesquisando sobre o armazenamento de água em um Latossolo Vermelho Distrófico típico, muito argiloso, submetido à adubação mineral e adubação mineral suplementada com dejetos de suínos (70 m³ ha⁻¹) concluíram que o DLS melhorou as condições

físicas do solo e incrementaram seu teor de matéria orgânica, refletindo no aumento do armazenamento de água no solo.

Mecabô Júnior (2013), estudando o efeito de doses de DLS (0, 50, 100, 200 m³ ha⁻¹) em um Nitossolo Vermelho sob semeadura direta, no município de São José do Cerrito - SC, observou que os atributos porosidade, densidade e estabilidade de agregados não foram influenciados por uma única aplicação do dejetos.

No entanto, Cherubin et al. (2015) avaliando a qualidade física, química e biológica de um Latossolo Vermelho verificaram que diferentes sistemas de manejo do solo, aliados ao uso de 80 m³ ha⁻¹ de DLS e fertilizante mineral (NPK), por três anos consecutivos, em área destinada à produção de grãos, influenciou negativamente a qualidade física do solo nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, com elevação da densidade do solo, densidade relativa e resistência a penetração na maioria dos tratamentos, em comparação ao solo de mata nativa.

Costa et al. (2011), por outro lado, concluíram que o uso do adubo orgânico não apresentou potencial para melhorar as condições físicas do solo em curto prazo, assim como Veiga et al. (2012), pesquisando atributos físicos do solo em diferentes períodos de aplicação de DLS em áreas de pastagem e de lavoura não encontraram alteração na maioria dos atributos físicos estudados com o tempo de aplicação do DLS.

6.2.6 Macroporosidade, microporosidade e porosidade total do solo

A macroporosidade do solo (Ma) apresentou tendência ao aumento na profundidade 0-2,5 cm ao longo do tempo em todos os tratamentos estudados (Tabela 9), sendo menos pronunciada naqueles sem cultivo. Na média os menores valores foram observados em SCDO e CCD0, com 24 e 25%, respectivamente. A presença de DLS nos demais tratamentos pode ter beneficiado a atividade biológica da fauna edáfica, que atua formando galerias no solo contribuindo para a elevação da Ma, onde se realizou o cultivo, houve ainda a influência das raízes e o aporte de material vegetal da aveia.

Houve redução da Ma em profundidade, principalmente em 10-20 cm após 354 dias do primeiro teste de chuva, quando todos os tratamentos apresentaram valores abaixo do limite de 10%, considerado ideal para o desenvolvimento de plantas devido as condições de aeração, segundo Baver et al. (1972).

Tabela 9 - Macroporosidade (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada

Profundidade (cm)	Tempo (dias)	Tratamentos					
		CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
0-2,5	0	18,43	20,36	20,43	10,41	26,72	19,17
	84	25,12	24,96	27,53	24,76	25,21	23,40
	146	27,48	31,86	32,00	28,71	29,78	24,28
	202	27,25	29,10	27,83	30,81	31,74	27,10
	278	31,58	29,21	26,98	26,18	26,65	27,30
	354	28,75	24,34	32,92	29,59	26,89	22,96
Média		26,43	26,64	27,95	25,08	27,83	24,03
$\Delta\%$		56,00	19,55	61,14	184,25	0,64	19,77
2,5-5	0	14,40	12,66	7,36	7,62	12,45	15,68
	84	21,04	21,06	17,68	20,78	19,51	20,71
	146	25,70	28,64	23,80	28,85	22,61	25,10
	202	24,54	29,77	28,61	26,93	23,60	26,89
	278	28,26	25,43	19,31	21,04	17,70	20,41
	354	21,93	21,73	19,39	19,40	22,44	11,49
Média		22,64	23,22	19,36	20,77	19,72	20,05
$\Delta\%$		52,29	71,64	163,45	154,59	80,24	-26,72
5-10	0	9,52	7,68	7,11	5,95	7,27	8,83
	84	7,03	13,66	7,75	8,97	9,30	16,60
	146	12,54	15,81	8,10	8,91	9,46	15,20
	202	13,14	16,89	16,42	11,72	8,23	16,81
	278	15,48	16,02	11,22	10,55	10,99	11,55
	354	12,22	11,39	10,34	9,31	7,89	6,96
Média		11,65	13,57	10,15	9,23	8,86	12,66
$\Delta\%$		28,36	48,31	45,43	56,47	8,53	-21,18
10-20	0	7,99	7,57	7,06	5,88	6,36	6,73
	84	5,13	11,23	5,17	7,22	6,75	7,76
	146	9,42	9,30	9,80	5,55	6,19	11,07
	202	10,97	13,97	14,34	3,91	7,48	9,26
	278	6,44	13,83	10,11	9,08	6,01	4,93
	354	7,91	8,51	8,66	9,41	6,81	7,43
Média		7,98	10,73	9,19	6,84	6,60	7,86
$\Delta\%$		-1,00	12,42	22,66	60,03	7,08	10,40

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Por sua vez, a microporosidade do solo (Mi) diminuiu em todos os tratamentos e profundidades após a aplicação de DLS e chuva simulada. Na superfície do solo, a redução mais expressiva foi em CCD0 com 29%, já a menor de 11% em SCD50 (Tabela 10). Porém, considerando as médias nas diferentes profundidades, nota-se similaridade entre os valores, o que demonstra não haver significativa influência dos tratamentos estudados sobre este atributo físico, talvez em decorrência do curto período experimental.

Tabela 10 - Microporosidade (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada

Profundidade (cm)	Tempo (dias)	Tratamentos					
		CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
0-2,5	0	44,29	45,76	45,23	45,74	38,55	40,87
	84	34,88	41,19	35,96	32,67	35,07	33,73
	146	34,79	34,67	32,41	34,27	34,10	35,92
	202	31,13	32,37	30,51	32,03	29,51	29,33
	278	31,53	34,11	34,83	32,62	32,25	31,52
	354	33,60	36,72	34,84	32,63	34,12	34,87
	Média		35,04	37,47	35,63	34,99	33,93
$\Delta\%$		-24,14	-19,76	-22,97	-28,66	-11,49	-14,68
2,5-5	0	42,40	46,99	47,48	46,39	47,50	46,19
	84	40,34	38,95	42,35	40,26	40,74	41,31
	146	36,30	39,52	39,44	36,16	40,24	37,52
	202	33,32	33,24	32,84	33,54	37,26	35,88
	278	32,64	37,88	39,70	36,29	39,41	36,71
	354	37,42	38,49	40,69	37,97	38,76	41,61
	Média		37,07	39,18	40,42	38,44	40,65
$\Delta\%$		-11,75	-18,09	-14,30	-18,15	-18,40	-9,92
5-10	0	46,13	45,75	47,45	47,85	49,66	46,87
	84	44,27	41,55	45,34	45,66	45,52	42,31
	146	42,81	43,59	45,07	43,41	42,89	39,78
	202	41,86	38,53	40,83	42,31	44,22	41,01
	278	38,60	38,87	43,68	42,29	42,29	42,79
	354	41,72	40,96	43,64	41,41	42,81	44,17
	Média		42,57	41,54	44,33	43,82	44,56
$\Delta\%$		-9,56	-10,47	-8,03	-13,46	-13,79	-5,76
10-20	0	49,35	46,59	49,74	47,74	48,70	46,60
	84	48,26	44,76	47,29	44,95	45,67	46,03
	146	45,42	43,61	43,37	45,35	46,36	46,06
	202	43,50	39,99	41,75	43,14	44,83	43,59
	278	45,07	41,27	46,16	42,66	45,17	45,98
	354	45,01	44,21	44,95	43,11	45,17	43,60
	Média		46,10	43,40	45,54	44,49	45,98
$\Delta\%$		-8,79	-5,11	-9,63	-9,70	-7,25	-6,44

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Analisando os dados na tabela 11, de modo geral observa-se o decréscimo da porosidade total (Pt) do solo em profundidade e ao longo do tempo. Embora a tendência de diminuição seja notável, os valores em cada tempo e profundidade foram semelhantes entre os tratamentos. Além disso, na média a Pt é considerada alta em todas as profundidades, estando sempre acima de 50% (KIEHL, 1979). Neste contexto, cabe lembrar que após o cultivo da aveia preta o solo foi submetido ao preparo mecânico, sabe-se que estes dois fatores (cultivo e preparo) atuam sobre a porosidade do solo. Em seguida o solo foi deixado em descanso a fim de se avaliar a consolidação do mesmo quando submetido a doses de DLS e chuva simulada, durante 354 dias.

Este período pode ser considerado relativamente curto para a ocorrência de variação de valores de porosidade, o que tem sido citado como uma das principais causas da falta de observação de alterações nos atributos físicos do solo com a fertilização de dejetos suíno (COSTA, 2011; OLIVEIRA et al., 2015). De acordo com Seganfredo (1998) citado por Silva (2011), o aumento da Pt com aplicação de efluentes de suínos pode ser verificada a partir do terceiro ano de estudo. Os resultados encontrados para Ma, Mi e Pt corroboram com os obtidos por Agne e Klein (2014).

Na literatura, as informações sobre o efeito de DLS na porosidade do solo são bastante divergentes. Pagliai et al. (1983) encontraram aumento da Pt de 10 para 31% no solo tratado com 300 m³ de DLS, em comparação ao solo que não recebeu o resíduo.

Porém, Gubiani et al. (2007) estudando as condições físicas de um Argissolo Vermelho distrófico arênico com uso de DLS (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹), após oito ciclos de cultivo não verificaram diferença entre as doses de dejetos nas variáveis: Ds, Pt, Mi, Ma e condutividade hidráulica. Assim como, Dortzbach (2009), avaliando o impacto da aplicação de DLS, cama sobreposta e ureia, sobre os atributos físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo típico, manejado em condição de semeadura direta, concluiu que após cinco anos não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, no que se refere à Ds, Pt, Ma, Mi e retenção de água.

Oliveira et al. (2015) também não constataram mudanças nos atributos físicos do solo em virtude do uso de DLS em um Latossolo Vermelho distrófico e enfatizaram que as alterações impostas por processos mecânicos, de pressão e revolvimento, de acordo com os resultados obtidos, pareceram ter prevalecido sobre os efeitos da aplicação do dejetos.

Tabela 11 - Porosidade Total (%) de um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada

Profundidade (cm)	Tempo (dias)	Tratamentos					
		CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
0-2,5	0	62,72	66,13	65,66	56,15	65,26	60,04
	84	60,00	66,16	63,49	57,43	60,28	57,13
	146	62,27	66,52	64,41	62,98	63,88	60,20
	202	58,38	61,47	58,33	62,84	61,25	56,44
	278	63,11	63,33	61,81	58,80	58,91	58,83
	354	62,34	61,06	67,76	62,22	61,01	57,83
	Média		61,47	64,11	63,58	60,07	61,77
$\Delta\%$		-0,61	-7,67	3,20	10,81	-6,51	-3,68
2,5-5	0	56,80	59,65	54,84	54,01	60,47	59,94
	84	61,38	60,02	60,03	61,04	60,25	62,02
	146	62,00	68,16	63,24	65,02	62,85	62,63
	202	57,86	63,01	61,45	60,47	60,86	62,77
	278	60,90	63,30	59,01	57,33	57,11	57,12
	354	59,36	60,22	60,08	57,37	61,20	53,10
	Média		59,72	62,39	59,78	59,21	60,37
$\Delta\%$		4,51	0,96	9,56	6,22	1,21	-11,41
5-10	0	55,65	53,43	54,56	53,80	56,93	55,70
	84	51,31	55,21	53,08	54,63	54,82	58,91
	146	55,35	59,41	53,17	52,32	52,36	54,97
	202	55,00	55,42	57,25	54,03	52,45	57,82
	278	54,08	54,89	54,89	52,84	53,28	54,35
	354	53,94	52,34	53,98	50,72	50,69	51,14
	Média		54,22	55,12	54,49	53,06	53,42
$\Delta\%$		-3,07	-2,04	-1,06	-5,72	-10,96	-8,19
10-20	0	57,35	54,17	56,80	53,61	55,06	53,33
	84	53,39	55,98	52,46	52,17	52,42	53,79
	146	54,83	52,91	53,17	50,89	52,56	57,12
	202	54,47	53,95	56,09	47,05	52,31	52,85
	278	51,51	55,09	56,26	51,74	51,18	50,91
	354	52,92	52,72	53,61	52,52	51,97	51,03
	Média		54,08	54,14	54,73	51,33	52,58
$\Delta\%$		-7,72	-2,68	-5,62	-2,03	-5,61	-4,31

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

6.3 PARÂMETROS RELACIONADOS À CHUVA SIMULADA

6.3.1 Tempo de início e velocidade da enxurrada e concentração de sedimentos na enxurrada

O tempo de início da enxurrada (T_i) foi mais longo no primeiro teste de chuva simulada (tempo zero) do que nos demais, em todos os tratamentos (Tabela 12), isso porque o solo havia sido recentemente mobilizado, causando o rompimento de possíveis camadas compactadas, o que facilitou a infiltração de água no solo. Além disso, o preparo e a presença de resíduo vegetal, nos tratamentos com cultivo, aumentaram a rugosidade superficial, que aumentou o tempo de empoçamento na superfície do solo e retardou o início do escoamento (ZOLDAN JUNIOR, 2006, BERTOL et al., 2007; BERTOL et al., 2008). Bertol et al. (2006), destacaram a influência positiva da escarificação em elevar a rugosidade superficial, e conseqüentemente aumentar a retenção, armazenagem e infiltração da água da chuva na superfície do solo, reduzindo o escoamento e a erosão hídrica.

Considerando o mesmo momento de avaliação, observa-se que os tratamentos SCD0 e SCD50 foram os menos eficazes em retardar o início da enxurrada, em média, basicamente pela ausência de resíduo vegetal, relevando menor eficácia do solo sem cultivo em relação ao cultivado no controle do escoamento, concordando com Bertol et al. (2008).

No segundo teste de chuva simulada o tempo de início da enxurrada reduziu consideravelmente, não mostrando diferença entre os tratamentos estudados. Deste momento em diante esta tendência a redução tornou-se menos expressiva, prevalecendo a semelhança entre os valores observados. A medida que as chuvas simuladas e naturais ocorriam e se processava a decomposição do resíduo vegetal, o impacto das gotas sobre a superfície do solo diminuiu a rugosidade superficial do solo e propiciou o encrostamento, potencializando a ocorrência do escoamento.

Ressalta-se a importância da formação de crostas superficiais ao longo do tempo, pois embora a M_a tenha aumentado na camada 0-2,5 cm (Tabela 9) o que permitiria maior infiltração, a presença de crosta na superfície do solo dificultou a passagem da água, fazendo com que a enxurrada ocorresse, em alguns tratamentos, apenas um minuto após o início da chuva simulada.

A menor velocidade da enxurrada (V_e) ocorreu no primeiro teste de chuva, aumentando ao longo do tempo em todos os tratamentos. Isto se explica também devido a rugosidade

superficial, que além de reduzir a velocidade da enxurrada atua sobre sua capacidade de desagregar e transportar o solo (BERTOL et al., 1989; ELTZ; NORTON 1997).

Tabela 12 - Valores de tempo de início e velocidade da enxurrada, concentração média de sedimentos na enxurrada, nos diferentes tratamentos ao longo do tempo, em um Cambissolo Húmico

Tempo (dias)	Tratamentos					
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
	Tempo de início da enxurrada (min)					
0	26,25	21,50	27,00	22,00	16,75	14,00
84	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
146	1,50	2,50	2,75	2,00	1,50	2,50
202	1,25	1,25	1,25	1,25	1,00	2,00
278	1,00	1,25	1,00	2,00	1,00	2,50
354	1,50	1,75	1,50	1,25	1,50	1,75
Média	5,58	5,04	5,92	5,92	3,96	4,13
$\Delta\%$	-94	-92	-94	-94	91	-88
	Velocidade da Enxurrada (m s⁻¹)					
0	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04	0,10
84	0,12	0,13	0,14	0,11	0,17	0,17
146	0,16	0,16	0,13	0,16	0,15	0,16
202	0,17	0,17	0,17	0,17	0,21	0,18
278	0,19	0,19	0,18	0,20	0,21	0,19
354	0,20	0,19	0,19	0,20	0,19	0,21
Média	0,15	0,15	0,14	0,15	0,16	0,17
$\Delta\%$	400	280	533	400	375	110
	Concentração Média de Sedimentos na Enxurrada (g L⁻¹)					
0	1,08	1,08	1,69	1,74	5,41	17,10
84	11,18	6,63	18,47	18,80	42,70	45,34
146	30,34	26,19	42,94	32,73	45,65	29,96
202	24,49	29,38	32,97	28,22	29,63	20,93
278	27,70	26,45	27,90	31,58	24,38	30,21
354	25,47	25,94	26,04	36,39	33,84	33,51
Média	20,04	19,28	25,00	24,91	30,27	29,51
$\Delta\%$	2258	2302	1441	1991	526	96

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Na condição de cultivo, acrescenta-se ainda o efeito do resíduo vegetal sobre a superfície do solo na redução da V_e . Castro et al. (2006) observaram que a mobilização de solo e a cobertura morta mantiveram as condições físicas de superfície criadas pelo preparo, minimizando a dispersão das partículas de solo e a formação de selos e/ou crostas, e conservando a capacidade de retenção e infiltração superficiais de água no solo.

A importância do resíduo para esta variável pode ser ainda constatada ao se comparar as médias dos tratamentos, já que SCD0 e SCD50 apresentaram os maiores valores, 0,17 e 0,16 m s⁻¹, respectivamente, enquanto os demais mantiveram-se semelhantes entre si. Comportamento análogo ao encontrado por Bertol et al. (2006) que observaram aumento de 49% na Ve no solo mobilizado sem cultivo em relação ao cultivado. Já na condição de solo não mobilizado e totalmente coberto Volk e Cogo (2009) concluíram que a cobertura do solo por resíduos culturais foi a principal responsável pela diminuição da Ve.

A menor concentração de sedimentos na enxurrada (Cs) foi 1,08 g L⁻¹ em CCD200 no tempo zero e a maior de 45,65 g L⁻¹ aos 146 dias em SCD50. Na média, SCD50 e SCD0 contiveram de 17% a 33% mais sedimentos transportados do que os tratamentos com cultivo, concordando com Mello et al. (2003), Leite et al. (2004) e Ramos (2015). Os autores constataram significativa redução na Cs no solo com resíduo cultural na superfície, justificada pela preservação temporal da rugosidade ocasionando maior deposição de sedimentos nas depressões do microrrelevo, aumento da tortuosidade nas linhas de escoamento e, assim redução na Ve e na capacidade de transporte da enxurrada.

Após a primeira chuva simulada, a Cs aumentou em todos os tratamentos, respondendo à redução no tempo de início, e à elevação da Ve. A quantidade de sedimentos transportados depende, entre outros fatores, do material solto e pré disponível ao transporte em superfície, assim como das características da enxurrada. Outro fator importante para tal comportamento foi a formação de sulcos, que se tornaram pronunciados ao longo do tempo.

Comparando somente as médias dos tratamentos com cultivo, aos 354 dias, observa-se superioridade de CCD0 e CCD50, mostrando maior eficiência de CCD100 e CCD200 em diminuir o transporte de sedimentos, devido a cobertura superficial por resíduo propiciada por estes (Tabela 4). Entretanto, com relação as doses de DLS não foi possível observar influências em Ti, Ve e Cs, pois os efeitos do preparo e do resíduo vegetal sobressaíram aos do dejetos nas mudanças físicas da superfície do solo.

6.3.2 Distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada e índice D₅₀

No primeiro teste de chuva a maior porcentagem de sedimentos na enxurrada esteve dentro da classe de tamanho < 0,038 mm, nos tratamentos com cultivo, com os valores mais expressivos ocorridos em CCD200 e CCD100. No caso de SCD50 e SCD0 a maior porcentagem ocorreu nas classes > 2,00 mm e 2,00 - 1,00 mm, respectivamente (Tabela 13). Conforme comentado anteriormente, a rugosidade superficial promovida pelo preparo atuou na

redução da velocidade da enxurrada, conseqüentemente na sua capacidade de transporte, selecionando os sedimentos a serem transportados.

O efeito do resíduo cultural na superfície do solo nos tratamentos com cultivo, combinado ao da rugosidade superficial, foi fundamental para criar condições de transporte dos sedimentos de menores tamanho, assim como observado por Bertol et al. (2006), em virtude de suas influências na deposição das partículas de maior diâmetro ao longo da pendente. Tais sedimentos, compostos principalmente por silte e argila, são quimicamente mais ativos e, por isso, importantes não somente em termos de fertilidade do solo, mas também de conservação, já que ao serem depositados em corpos hídricos, podem gerar pela complexação de compostos químicos, elevado risco de contaminação (GILLEY et al., 1986; BERTOL et al., 2004, BERTOL et al., 2006; VOLK; COGO, 2009; RAMOS, 2015).

Neste contexto, destaca-se que embora o DLS não tenha influenciado as variáveis relacionadas a enxurrada, assim como as partículas dos sedimentos, os componentes do dejetos possuem baixa densidade, sendo facilmente transportados quando ocorrem chuvas erosivas logo após sua aplicação no solo, o que pode causar a eutrofização de mananciais devido sua alta concentração de nutrientes, em especial de fósforo e nitrogênio (ANEXO A), sugerindo a necessidade de extrema cautela no uso de doses elevadas.

A partir dos 84 dias, a distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada começou a modificar, com tendência de aumento para as classes de maior tamanho nos tratamentos com cultivo e para classes de menor tamanho naqueles sem cultivo. Em seqüência, a superfície do solo tornou-se alisada e a presença de resíduo reduziu consideravelmente em virtude da decomposição. Assim, a condição superficial passou a ser semelhante em todos tratamentos, que apresentaram maior massa de sedimentos na classe 1,00 - 0,5 após aplicação dos seis testes de chuva simulada.

Tabela 13 - Porcentagem de sedimento na enxurrada de acordo com a classe de tamanho, nos diferentes tratamentos e testes de chuva simulada

Tratamento	Classe de tamanho (mm)	Sedimento na Enxurrada (%)						Média	Δ%
		Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4	Teste 5	Teste 6		
CCD200	> 2,00	7,3	15,0	5,2	8,0	14,4	5,5	9,2	-24,6
	2,00 - 1,00	6,1	20,4	10,9	12,0	8,5	29,7	14,6	384,2
	1,00 - 0,5	9,1	24,0	39,5	21,7	35,1	24,6	25,7	171,0
	0,5 - 0,25	18,9	15,7	17,7	23,5	15,0	14,8	17,6	-21,9
	0,25 - 0,125	7,0	4,2	8,0	8,5	9,6	7,8	7,5	10,5
	0,125 - 0,053	7,2	5,0	5,0	8,3	5,3	5,1	6,0	-29,6
	0,053 - 0,038	7,6	2,2	2,4	2,9	1,9	1,9	3,2	-74,6
	< 0,038	36,8	13,5	11,3	15,0	10,1	10,6	16,2	-71,1
CCD100	> 2,00	7,1	7,9	7,4	11,6	13,0	11,7	9,8	63,2
	2,00 - 1,00	2,7	11,7	5,0	8,6	14,5	20,9	10,6	683,1
	1,00 - 0,5	14,1	20,1	28,9	32,2	21,4	18,3	22,5	29,8
	0,5 - 0,25	4,5	28,7	10,5	17,1	16,3	22,7	16,6	402,2
	0,25 - 0,125	6,9	6,7	14,4	11,4	11,0	8,0	9,7	15,7
	0,125 - 0,053	8,6	5,7	8,0	6,2	7,3	4,2	6,7	-50,9
	0,053 - 0,038	8,4	3,4	4,7	2,5	2,4	1,8	3,9	-78,2
	< 0,038	47,7	15,8	21,2	10,4	14,1	12,4	20,3	-73,9
CCD50	> 2,00	13,5	14,1	4,2	19,9	17,9	23,3	15,5	73,2
	2,00 - 1,00	11,2	17,6	14,4	11,4	20,6	12,7	14,6	13,9
	1,00 - 0,5	12,4	24,0	33,2	33,4	17,9	24,5	24,2	97,1
	0,5 - 0,25	10,0	15,0	19,1	12,3	16,0	11,5	14,0	14,9
	0,25 - 0,125	10,8	4,5	12,4	7,4	7,5	5,6	8,0	-47,8
	0,125 - 0,053	9,3	4,3	5,7	4,8	6,6	5,7	6,0	-38,9
	0,053 - 0,038	7,7	2,6	2,2	1,7	2,0	1,7	3,0	-78,4
	< 0,038	25,1	17,9	8,8	9,1	11,5	15,0	14,6	-40,3
CCD0	> 2,00	8,6	9,9	2,9	10,1	12,9	11,8	9,4	36,6
	2,00 - 1,00	6,7	17,2	13,3	14,5	20,7	29,7	17,0	346,3
	1,00 - 0,5	15,2	26,1	30,8	30,9	34,7	30,4	28,0	99,4
	0,5 - 0,25	11,6	18,4	27,6	11,9	8,2	6,2	14,0	-46,1
	0,25 - 0,125	10,3	6,2	5,9	8,9	7,3	5,6	7,3	-45,7
	0,125 - 0,053	10,5	5,8	5,1	7,2	4,8	4,1	6,3	-60,7
	0,053 - 0,038	9,5	3,0	1,8	2,6	1,5	2,2	3,4	-77,1
	< 0,038	27,7	13,3	12,7	13,9	9,9	10,0	14,6	-63,7
SCD50	> 2,00	21,8	9,3	5,9	14,7	12,8	10,9	12,6	-49,9
	2,00 - 1,00	14,5	29,1	15,4	14,1	18,4	21,1	18,8	45,0
	1,00 - 0,5	17,4	25,0	37,1	17,1	30,2	33,5	26,7	92,9
	0,5 - 0,25	13,6	9,7	17,9	18,6	9,2	5,3	12,4	-60,8
	0,25 - 0,125	8,8	9,8	6,0	12,7	10,2	8,2	9,3	-6,1
	0,125 - 0,053	8,6	4,4	3,9	5,1	6,6	4,1	5,5	-52,1
	0,053 - 0,038	4,4	1,7	1,9	2,8	1,8	2,3	2,5	-49,2
	< 0,038	10,9	11,1	11,9	14,9	10,8	14,6	12,3	33,7
SCD0	> 2,00	13,9	12,6	13,6	13,3	14,4	17,6	14,2	26,4
	2,00 - 1,00	32,1	14,3	13,3	23,8	20,9	26,1	21,8	-18,8
	1,00 - 0,5	12,2	35,6	20,7	24,1	32,9	31,6	26,2	159,2
	0,5 - 0,25	10,6	10,3	18,8	13,6	7,9	5,1	11,1	-51,9
	0,25 - 0,125	6,9	7,1	11,8	6,6	6,5	2,6	6,9	-61,5
	0,125 - 0,053	5,6	6,0	4,6	6,8	7,0	3,9	5,6	-31,0
	0,053 - 0,038	5,1	2,4	2,9	2,3	1,6	2,2	2,8	-56,4
	< 0,038	13,6	11,6	14,2	9,4	8,7	10,9	11,4	-19,8

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Acompanhando a tendência observada na distribuição de tamanho de sedimentos na enxurrada no tempo zero (primeiro teste de chuva), o D_{50} foi menor nos tratamentos com cultivo, notando-se ainda valores superiores de CCD0 e CCD50 comparados aos de CCD100 e CCD200 (Tabela 14). Nestes casos a presença de resíduo sobre a superfície além de dissipar a energia do impacto das gotas de chuva, possibilitou a filtragem dos sedimentos de tamanho superior em suspensão, conforme observado por Bertol (1995), Leite et al., (2004) e Ramos (2015).

Conforme foram sendo realizados os testes de chuva o D_{50} tendeu a aumentar nos tratamentos com cultivo, verificando-se comportamento inverso em SCD50 e SCD0. De acordo com Leite et al. (2004) o preparo do solo, além de fracionar os agregados e reduzir a cobertura superficial, favorece a formação de sulcos que permitem o aumento da velocidade da enxurrada, consequentemente, a desagregação e o transporte de partículas maiores.

Tabela 14 - Índice D_{50} dos sedimentos na enxurrada oriunda dos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico

Tempo (dias)	Tratamentos					
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
Índice D_{50} (mm)						
0	0,14	0,06	0,28	0,35	1,39	1,16
84	1,30	0,59	1,38	1,44	1,23	1,32
146	1,43	0,71	1,47	0,53	1,39	0,53
202	0,59	1,46	1,28	1,41	0,56	1,27
278	1,38	0,52	1,32	1,24	1,31	1,22
354	1,30	1,48	1,29	1,14	1,27	1,10
Média	1,02	0,80	1,17	1,02	1,19	1,10
$\Delta\%$	829	2367	361	226	-8,63	-5,17

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

O sulcamento do solo em SCD50 e SCD0 ocorreu rapidamente devido à ausência de cobertura, conforme verificado também por Bertol et al. (2010), sendo grande volume de sedimentos maiores transportados já nas chuvas iniciais, justificando a redução do D_{50} aos 354 dias. Estes resultados corroboram com Gilley et al. (1986) que observaram maior porcentagem de partículas do tamanho de silte e argila erodidas em tratamentos com maior porcentagem de resíduos, assim como maiores valores de D_{50} em condições com elevado sulcamento.

Salienta-se que em virtude das diferenças nas características hidráulicas, o fluxo laminar associado à erosão entre sulcos tem pouca capacidade de desagregar e de transportar partículas

de solo de maior tamanho, contrariamente ao que ocorre no fluxo canalizado associado à erosão em sulcos. Outros fatores também determinam o tamanho dos sedimentos erodidos transportados na enxurrada, tais como a intensidade da chuva e do escoamento superficial, o tamanho e a estabilidade dos agregados, a textura do solo e o grau de consolidação da sua superfície (GILLEY et al., 1986; LOPES et al., 1987; HUDSON, 1995, VOLK; COGO, 2009).

6.3.3 Intensidade, altura e erosividade das chuvas

A intensidade, a altura e a erosividade (EI) das chuvas simuladas variaram entre os tratamentos em cada teste, assim como entre os testes em cada tratamento (Tabela 15), devido a ocorrência de ventos durante a simulação, e de oscilações na pressão da água na tubulação. No entanto, os resultados das perdas de solo e água foram ajustados pelo programa “PODEROSAO” (conforme item 5.8.3) para intensidade planejada de 65 mm h^{-1} .

O EI das chuvas simuladas nos testes 1 e 3 foram semelhantes ao EI_{30} das chuvas naturais, superiores a este nos testes 4 e 5 e inferiores nos testes 2 e 6. Estas diferenças foram importantes na alteração da condição física superficial do solo, já que chuvas naturais agiram sobre o solo das parcelas que permaneceram descobertas, influenciando também na formação de sulcos e crostas, redução da rugosidade e remoção do resíduo da superfície.

Nota-se uma variação sazonal no EI_{30} das chuvas naturais concordando com Bagio (2016) que destacou serem os meses de janeiro a março e de setembro a dezembro, especialmente problemáticos em termos de conservação do solo, pois nestes se concentram as maiores erosividades, e conseqüentemente elevadas perdas de solo na região de Lages – SC.

O EI_{30} total das chuvas naturais no período experimental foi de $4.416 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, já das chuvas simuladas igual a 5.321, 5.170, 5.168, 5.017, 6.241 e 5.490 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ em CCD200, CCD100, CCD50, CCD0, SCD50 e SCD0, respectivamente, demonstrando semelhança ao valor de EI_{30} médio anual ($5.033 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) encontrado por Schick et al. (2014a). Ainda segundo estes autores o conhecimento do EI_{30} das chuvas naturais tem importância fundamental tanto do ponto de vista de aplicação prática quanto científico. Em termos de aplicação prática, saber sua distribuição acumulada ao longo do tempo, permite identificar períodos do ano com maior risco ou potencial de erosão hídrica. No aspecto científico, possibilita ao pesquisador distinguir os efeitos dos tratamentos daqueles relativos às características da chuva na erosão, em dado ano e local. Além disso, o conhecimento do EI_{30} é indispensável para obtenção dos valores erodibilidade (fator K) e cobertura e manejo do solo (fator C) da Equação Universal de Perda de Solo (USLE).

Tabela 15 - Intensidade, altura e erosividade (EI) das chuvas simuladas e, erosividade (EI₃₀) e altura das chuvas naturais ocorridas durante o período experimental

Tempo	Tratamento	Chuva simulada			Chuva natural	
		Intensidade (mm h ⁻¹)	Altura (mm)	EI (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)	EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)	Altura (mm)
0	CCD200	68	68	953		
	CCD100	67	67	925		
	CCD50	64	64	864		
	CCD0	63	63	837	908,7	167
	SCD50	69	69	996		
	SCD0	69	69	986		
84	CCD200	63	63	822		
	CCD100	62	62	794		
	CCD50	65	65	877		
	CCD0	64	64	849	1032,1	193
	SCD50	78	78	1264		
	SCD0	68	68	952		
146	CCD200	60	60	762		
	CCD100	64	64	846		
	CCD50	53	53	591	894,8	121
	CCD0	57	57	666		
	SCD50	62	62	794		
	SCD0	62	62	806		
202	CCD200	57	57	677		
	CCD100	58	58	712		
	CCD50	60	60	742	115,5	51
	CCD0	61	61	780		
	SCD50	72	72	1086		
	SCD0	53	53	592		
278	CCD200	74	74	1141		
	CCD100	74	74	1131		
	CCD50	75	75	1159		
	CCD0	74	74	1150	379,1	177,1
	SCD50	79	79	1290		
	SCD0	78	78	1251		
354	CCD200	75	62	966		
	CCD100	66	55	762		
	CCD50	74	61	935		
	CCD0	65	54	735	1216,3	286
	SCD50	69	57	811		
	SCD0	72	60	903		

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

6.3.4 Perdas de solo e água

Na tabela 16 são apresentados os valores de perdas de solo (PS) e água (PA) para os tratamentos estudados, em cada evento de chuva simulada após aplicação de DLS. As PS foram menores no primeiro teste de chuva do que nos demais, em todos os tratamentos, alcançando valores máximos entre o segundo e terceiro, e decrescendo a partir do quarto teste. Este comportamento está relacionado às condições superficiais do solo, em especial no que diz respeito a rugosidade superficial, presença ou ausência de resíduo vegetal, formação de sulcos e crostas, bem como consolidação do solo.

O tratamento SCD0 apresentou a maior PS com 27 Mg ha⁻¹ seguido por SCD50 com aproximadamente 22 Mg ha⁻¹, aos 84 dias após o teste 1. Tais tratamentos demonstraram valores de PS superiores em todos os testes de chuva simulada, sendo 30 e 47 vezes maior em SCD0 do que em CCD200 e CCD100, respectivamente, já no primeiro teste. A ausência de resíduo vegetal foi fator determinante para estes resultados, em virtude da exposição direta do solo aos agentes erosivos. Além disso, embora o preparo tenha aumentado a rugosidade superficial, beneficiando a infiltração, aprisionando partículas nas microdepressões e retardando o início da enxurrada, a fragmentação dos agregados tornou a massa de solo disponível ao transporte por diminuir sua resistência às forças do impacto de gotas e da enxurrada.

Comparando as médias de PS dos tratamentos com cultivo e as doses de DLS, nota-se destaque de CCD200 em relação aos demais, mesmo este tendo propiciado maior cobertura do solo por resíduos após o preparo e massa de raízes e resíduos incorporados, o que se justifica pela expressiva redução deste material ao longo do tempo, em decorrência da influência do DLS no processo de decomposição, assim como esclarecido nos itens 6.1.1 e 6.1.2, fazendo com que o efeito protetor da biomassa vegetal, em superfície ou mesmo incorporada, diminuísse progressivamente durante o período experimental.

Temporalmente, observa-se aumento considerável das PS até os 146 dias, pois conforme o micro relevo e a massa de resíduo vegetal reduziam, pronunciava-se o sulcamento e a formação do selamento superficial. Desse modo, a água ao não infiltrar no solo aumentava o volume da enxurrada e se concentrava nos sulcos, elevando a turbulência do fluxo canalizado e, conseqüentemente, sua capacidade erosiva.

Tabela 16 - Valores de perdas de solo e água nos diferentes tratamentos, em cada teste de chuva simulada

Tempo (dias)	Tratamentos					
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
Perdas de solo (Mg ha⁻¹)						
0	0,2	0,1	0,2	0,3	1,7	6,1
84	5,6	4,1	3,5	4,2	21,2	27,0
146	16,7	13,7	17,3	11,4	20,7	21,3
202	11,6	10,3	10,8	10,4	20,3	19,3
278	11,3	9,4	10,5	9,4	17,3	17,5
354	8,5	8,3	8,3	9,3	16,0	17,2
Média	9,0	7,7	8,4	7,5	16,2	18,1
Δ%	4150	8200	4050	3000	841	182
Perdas de água (% da chuva)						
0	32,4	26,9	29,8	31,3	46,6	27,6
84	64,7	62,3	45,0	51,6	64,7	70,7
146	86,4	80,3	73,9	57,1	84,6	78,1
202	78,9	74,6	79,3	71,2	82,9	67,9
278	84,3	82,4	81,8	77,5	89,1	79,4
354	82,3	80,2	84,0	82,2	87,5	81,5
Média	71,5	67,8	65,7	61,8	75,9	67,6
Δ%	154	198	182	163	88	195

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

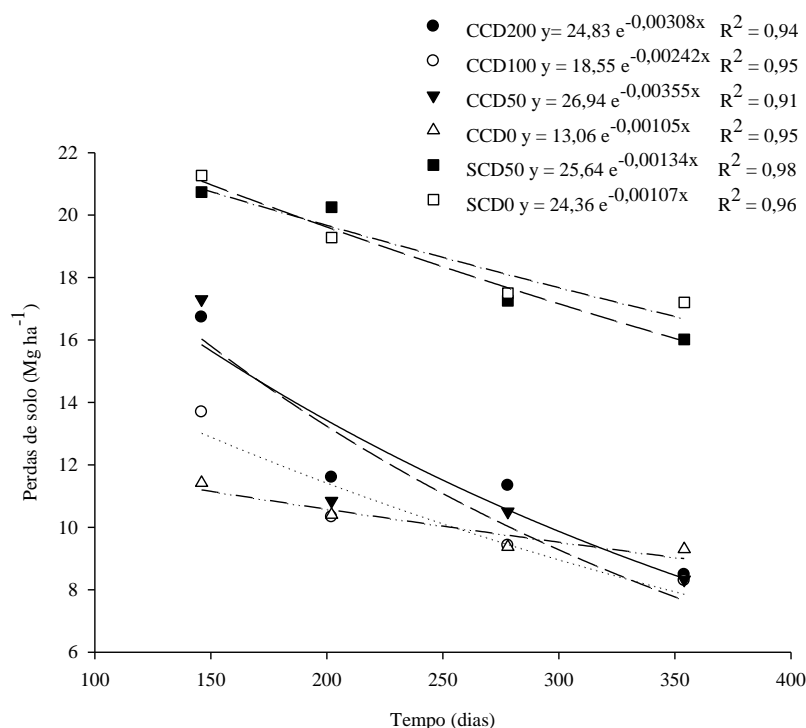
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A partir dos 202 dias houve redução na quantidade de solo erodido, o que pode ser explicado pelo fato do material prontamente disponível ter sido em grande parte transportado até então, bem como pela consolidação do solo conforme Streck (1999), Streck e Cogo (2003), Volk (2004). Como já mencionado, quando cessadas as operações de preparo e cultivo, sendo o solo deixado em processo de consolidação natural, as PS tendem progressivamente a diminuir, resultado do aumento da resistência ao cisalhamento pelos agentes erosivos (RENARD et. al., 1997; STRECK, 1999).

No geral, as PS parecem não terem sido fortemente afetadas pela aplicação de DLS. Os efeitos deste resíduo influenciaram a quantidade de solo perdido indiretamente, à medida que propiciam maior desenvolvimento da cultura, assim aumentando a cobertura do solo e a massa de resíduo. Diante dos resultados, destaca-se o cuidado que deve ser tomado com a aplicação de doses elevadas de DLS em solos intensamente revolvidos, nos quais, pela ação do preparo há baixa quantidade de resíduo, que pode ser mais reduzida ainda com a estimulação da biota do solo pelo dejetos.

A Figura 17 mostra a relação das PS com o tempo, de cada tratamento aos 146, 202, 278 e 354 dias após o primeiro teste de chuva, com suas respectivas equações exponenciais, as quais foram utilizadas posteriormente para calcular o fator de consolidação da superfície do solo. As PS diminuíram exponencialmente ao longo do tempo, com maiores decaimentos em CCD200 e CCD50. Ressalta-se que as PS referentes ao teste 1 (tempo 0) e teste 2 (tempo 84) não foram incluídas para se alcançar o melhor ajuste dos dados possibilitando os cálculos do subfator PLU e considerando-se que somente a partir do teste 3 os efeitos provenientes da consolidação do solo tornaram-se evidentes.

Figura 17 - Relação das perdas de solo (PS) com o tempo, em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

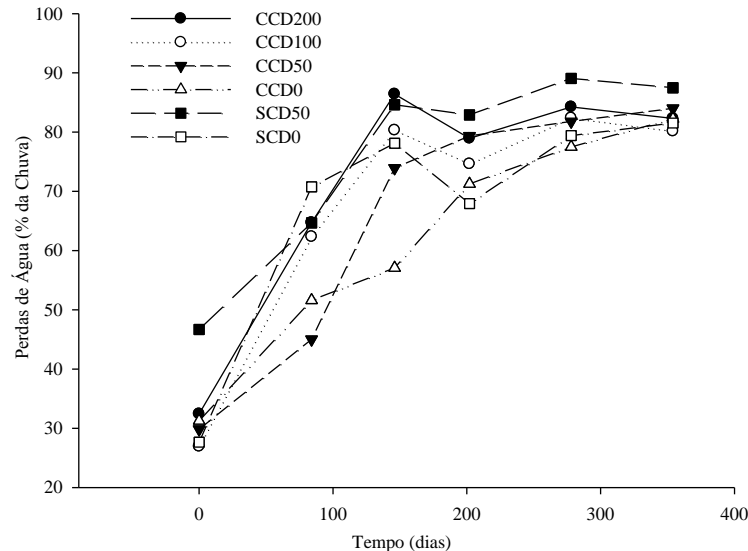


CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Observando a Figura 18 nota-se a tendência de elevação das perdas de água (PA) em todos os tratamentos ao longo do tempo. Tal comportamento era esperado e é explicado pelo alisamento da superfície do solo, que sem condições de armazenar água em quantidade elevada e por tempo prolongado, aliado ao efeito negativo do selo superficial já formado, dificultaram a infiltração.

Figura 18 - Perdas de água (PA) em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada



CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

As maiores PA ocorreram em SCD50, com a média de aproximadamente 76% da água da chuva perdida (Tabela 16). Neste caso, além da ausência de cobertura por resíduo vegetal e massa de raízes e resíduos incorporados, os quais têm entre outras funções, a de servir como barreira mecânica ao livre escoamento, a presença do DLS favoreceu as PA em virtude de seu efeito hidrofóbico.

De forma similar, o efeito hidrofóbico foi constatado em CCD200 explicando a segunda maior média de PA (aproximadamente 72%) observada entre os tratamentos. Considerando apenas os tratamentos com cultivo, observa-se que o aumento nas médias de PA acompanhou a elevação da dose aplicada, CCD0 (62%), CCD50 (66%) e CCD100 (68%). Igualmente, Bertol et al. (2007) e Peles (2007) destacaram que o efeito hidrofóbico do DLS modificou o comportamento da hidrologia de superfície, diminuindo as condições adequadas para uma rápida infiltração da água, de modo que a obstrução parcial dos macroporos alterou a condutividade hidráulica do solo.

Mori et al. (2009) também justificaram o maior escoamento e a menor infiltração de água pelo efeito hidrofóbico do dejetos líquido aplicado em um Latossolo Vermelho-Amarelo sob semeadura direta e chuva simulada, na região de Ponta Grossa - PR.

Em resumo, salienta-se que as PS não seguiram a mesma tendência de aumento com o passar do tempo observada nas PA, em virtude da consolidação do solo, o que também propiciou as altas taxas de PA devido mudanças na porosidade da superfície do solo, conforme será apresentado posteriormente. Aos 354 dias após o primeiro teste de chuva simulada, os valores de PA estiveram acima de 80% em todos os tratamentos. Neste momento o selamento superficial havia ocorrido em todos os tratamentos, tornando irrisórios os benefícios oriundos da rugosidade superficial e da biomassa vegetal, no que se referia ao controle da erosão hídrica, sobressaindo-se os efeitos negativos decorrentes da consolidação do solo.

6.4 ANÁLISE MICROMORFOLÓGICA

A análise micromorfológica possibilitou o estudo quantitativo e qualitativo do espaço poroso do solo, quando este foi submetido a diferentes manejos e à ação de chuvas intensas, permitindo melhor conhecimento sobre o selamento superficial e seu impacto na erosão hídrica. Na tabela 17 se encontra a análise estatística descritiva para os dados de área total ocupada por poros - macro e mesoporos - (TAP) e número de poros (NP) na camada 0-5 cm do Cambissolo Húmico após aplicação de doses de DLS e chuvas simuladas, nesta constam as medidas de posição (média), dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação), além dos valores máximos e mínimos observados.

De forma geral, a variabilidade dos dados para TAP e NP foi média ($12\% < CV < 60\%$), exceto no tratamento CCD0 em T3 para área total ocupada por poros considerada baixa ($CV < 12\%$) e alta ($CV > 60\%$) para número total de poros no T0, conforme Warrick e Nielsen (1980).

Tabela 17 - Estatística descritiva de área total ocupada por poros (TAP) e número total de poros (NP) nos tratamentos estudados, em um Cambissolo Húmico

	TAP (%)					NP				
	Média	DP	CV (%)	Máx	Mín	Média	DP	CV (%)	Máx	Mín
CCD200										
T0	28,88	7,91	27,38	45,92	18,20	401,00	99,64	24,85	573,00	205,00
T1	35,06	6,06	17,29	45,60	26,75	347,00	137,43	39,61	712,00	171,00
T3	23,47	10,14	43,18	45,21	9,72	424,00	122,78	28,96	672,00	181,00
T6	29,17	8,09	27,73	42,96	16,71	788,00	237,67	30,16	1169,00	371,00
CCD100										
T0	33,84	8,44	24,93	47,10	18,24	550,00	252,55	45,92	1002,00	181,00
T1	29,91	6,90	23,08	38,78	18,46	597,00	247,44	41,45	1142,00	353,00
T3	34,10	8,37	24,55	46,38	14,48	525,00	175,96	33,52	855,00	236,00
T6	23,28	5,78	24,81	35,46	11,67	622,00	98,80	15,88	795,00	484,00
CCD50										
T0	36,79	9,75	26,51	50,10	18,72	393,00	149,03	37,92	736,00	136,00
T1	26,75	7,92	29,61	37,48	8,51	603,00	262,60	43,55	1264,00	265,00
T3	31,14	8,61	27,66	41,99	9,59	392,00	136,10	34,72	657,00	200,00
T6	34,28	4,98	14,51	42,84	26,58	374,00	130,26	34,83	585,00	206,00
CCD0										
T0	32,63	9,24	28,30	46,32	15,22	434,00	268,60	61,89	1198,00	121,00
T1	37,51	9,39	25,05	63,10	23,07	339,00	124,60	36,76	639,00	179,00
T3	37,40	3,69	9,86	42,37	28,95	501,00	190,46	38,02	809,00	252,00
T6	27,73	7,27	26,20	37,26	11,09	635,00	192,48	30,31	1056,00	379,00
SCD50										
T0	30,14	3,80	12,61	35,81	22,92	447,00	124,79	27,92	630,00	226,00
T1	42,37	11,00	25,96	58,88	19,42	339,00	113,03	33,34	640,00	201,00
T3	28,89	4,97	17,19	36,00	18,32	569,00	171,48	30,14	830,00	297,00
T6	32,15	6,71	20,86	39,92	15,29	465,00	229,59	49,37	983,00	137,00
SCD0										
T0	33,94	4,89	14,40	42,89	24,46	467,00	117,72	25,21	648,00	227,00
T1	26,11	4,07	15,60	32,48	19,02	659,00	162,47	24,65	956,00	421,00
T3	32,99	4,38	13,29	39,55	24,00	564,00	191,51	33,95	927,00	280,00
T6	31,55	5,71	18,09	40,11	14,33	687,00	160,24	23,32	956,00	319,00

DP: Desvio padrão; CV (%): Coeficiente de variação; Máx: Valor máximo observado; Mín: Valor mínimo observado; CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no T0 (antes do primeiro teste de chuva simulada - 24/10/2014); T1 (após o primeiro teste de chuva simulada - 25/10/2014); T3 (após o terceiro teste de chuva simulada - 21/03/2015); T6 (após o sexto teste de chuva simulada - 14/10/2015).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A TAP do solo variou conforme a aplicação das chuvas simuladas com um comportamento distinto em cada tratamento (APÊNDICE G). Em CCD200 uma redução significativa ocorreu em T3, enquanto no T6 a TAP tornou a ser semelhante a inicial. Para CCD100, houve diferença significativa somente no T6, quando se constatou o decréscimo de 31,2%, justificado pela obstrução dos poros por partículas do DLS. Contrariamente ao esperado tal comportamento não ocorreu em CCD200, possivelmente em virtude da reduzida infiltração do dejetos no solo nos últimos testes de chuva, sendo boa parte do volume deste perdido via escoamento durante sua aplicação.

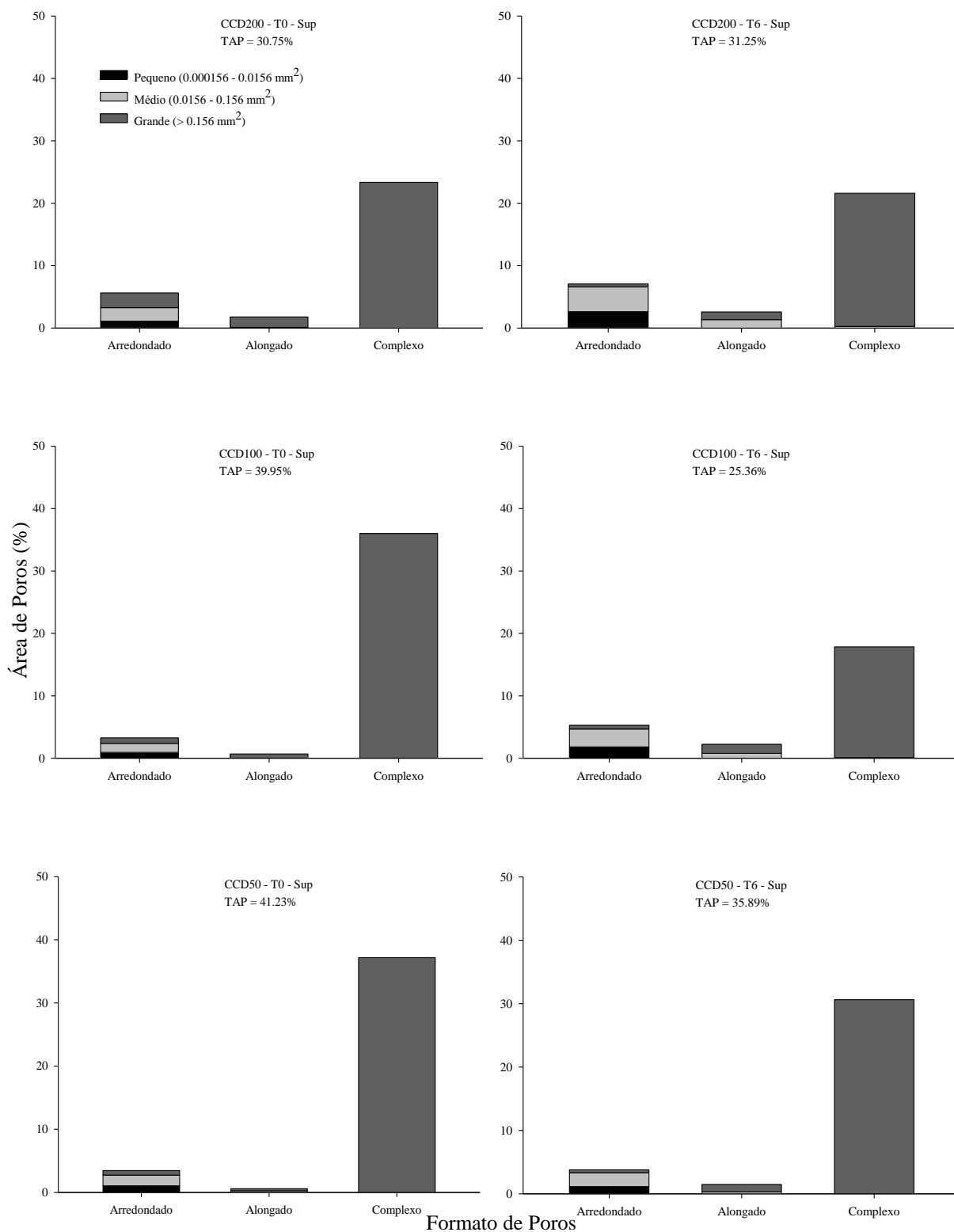
No CCD50, as maiores porosidades foram no T0 e T6, inicialmente devido ação do preparo, e ao final por sua maior estabilidade de agregados e COT que mantiveram efetiva resistência ao cisalhamento, enquanto a menor ocorreu em T1. Assim como em CCD100 o tratamento CCD0 apresentou significativa redução da porosidade no T6, diminuindo de 32,63 para 27,73% (APÊNDICE G). Neste caso, a obstrução dos poros ocorreu pelas partículas do solo, desagregadas em função do impacto direto das gotas de chuva sobre a superfície com baixa cobertura vegetal e massa de raízes e resíduos incorporados. O referido atributo aumentou expressivamente no T1 em SCD50, reduzindo em T3 e mantendo-se sem diferença em T6. Com relação ao SCD0, a mudança na TAP ocorreu apenas em T1, nos demais eventos de chuva os valores desta ficaram em torno de 30%.

As alterações na TAP do solo em superfície (camada 0-5 cm) observadas ao longo dos testes de chuva simulada se relacionam diretamente com as características intrínsecas do mesmo, principalmente a estrutura, e o manejo ao qual foi submetido. Destaca-se ainda, a ação direta da chuva, que favoreceu a desagregação de partículas e obstrução de poros, levando ao desenvolvimento de crostas. O efeito da variação entre a energia cinética das chuvas simuladas (sem alteração durante as simulações) e das naturais (com alteração em cada evento), certamente foi responsável pela oscilação entre maiores e menores valores de TAP ao longo do período experimental, pois conforme constatado por Brandão et al. (2007), a elevação de tal energia leva à formação e aumento da espessura da crosta, que após atingir um valor máximo, decresce, mesmo com o aumento da energia cinética, em decorrência do desgaste da mesma provocado pelo aumento da tensão cisalhante do escoamento superficial.

Comparando os tratamentos em cada evento de chuva simulada, nota-se que aqueles com as maiores doses de DLS apresentaram menor área de poros, demonstrando a capacidade de obstrução de macroporos das partículas do dejetado à medida que este infiltra no solo, assim como sugerido por Bertol (2005) e Bertol et al. (2007), justificando também as elevadas perdas de água observadas nos mesmos.

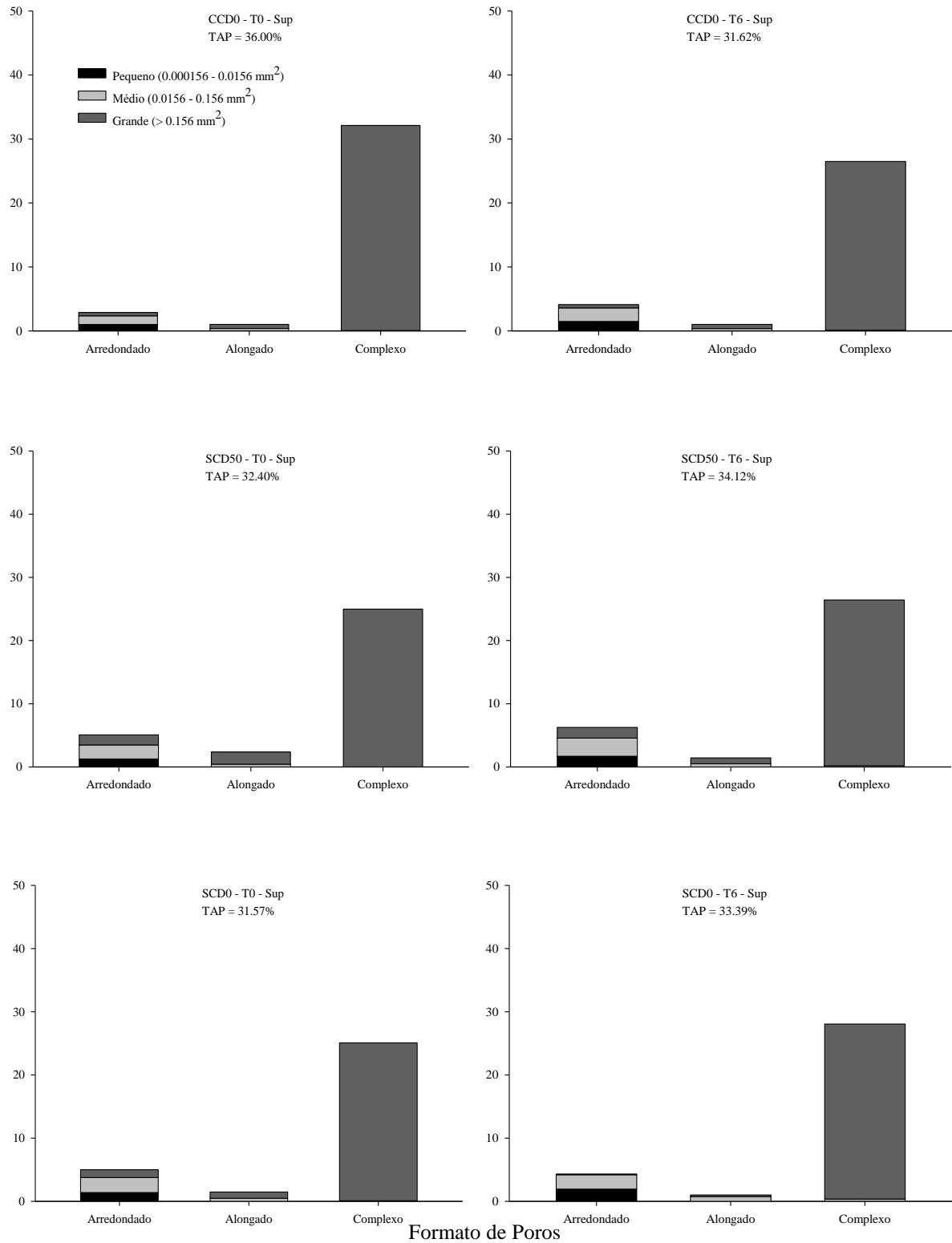
A análise de imagens realizada para os quatro momentos permitiu a classificação quantitativa e qualitativa da TAP do solo, conforme Cooper et al. (2005), na camada de 0-5 cm de forma geral e segmentada em superior (aproximadamente 0-1,67 cm), mediana (1,67-3,34 cm) e inferior (3,34-5 cm). As Figuras de 19 a 24 apresentam a quantificação da TAP e NP para cada tratamento em T0 e T6. Para os demais eventos de chuva, os dados podem ser visualizados a partir do Apêndice J.

Figura 19 - Área total ocupada por poros (TAP), tamanho e tipo de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



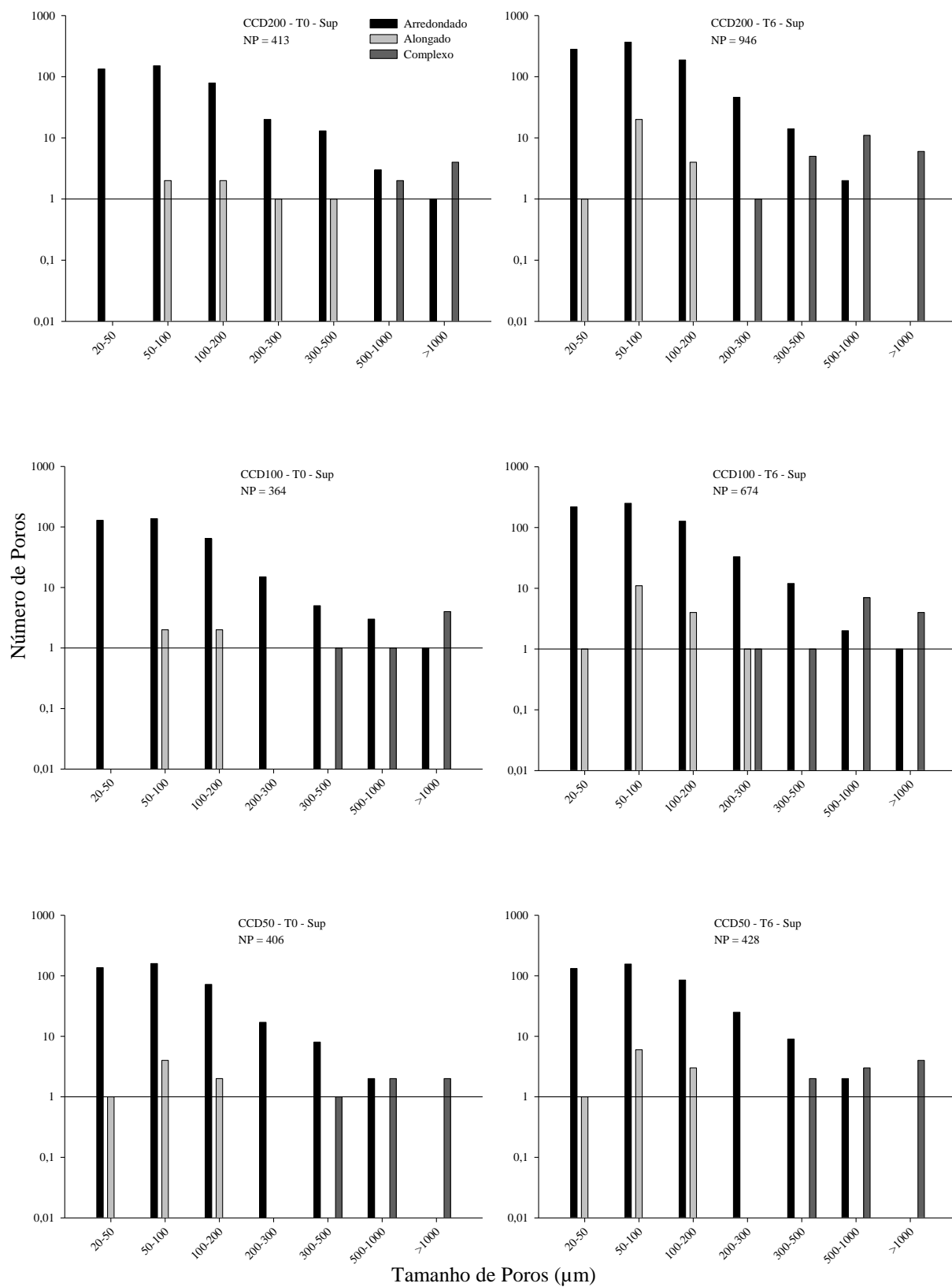
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 20 - Área total ocupada por poros (TAP), tamanho e tipo de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



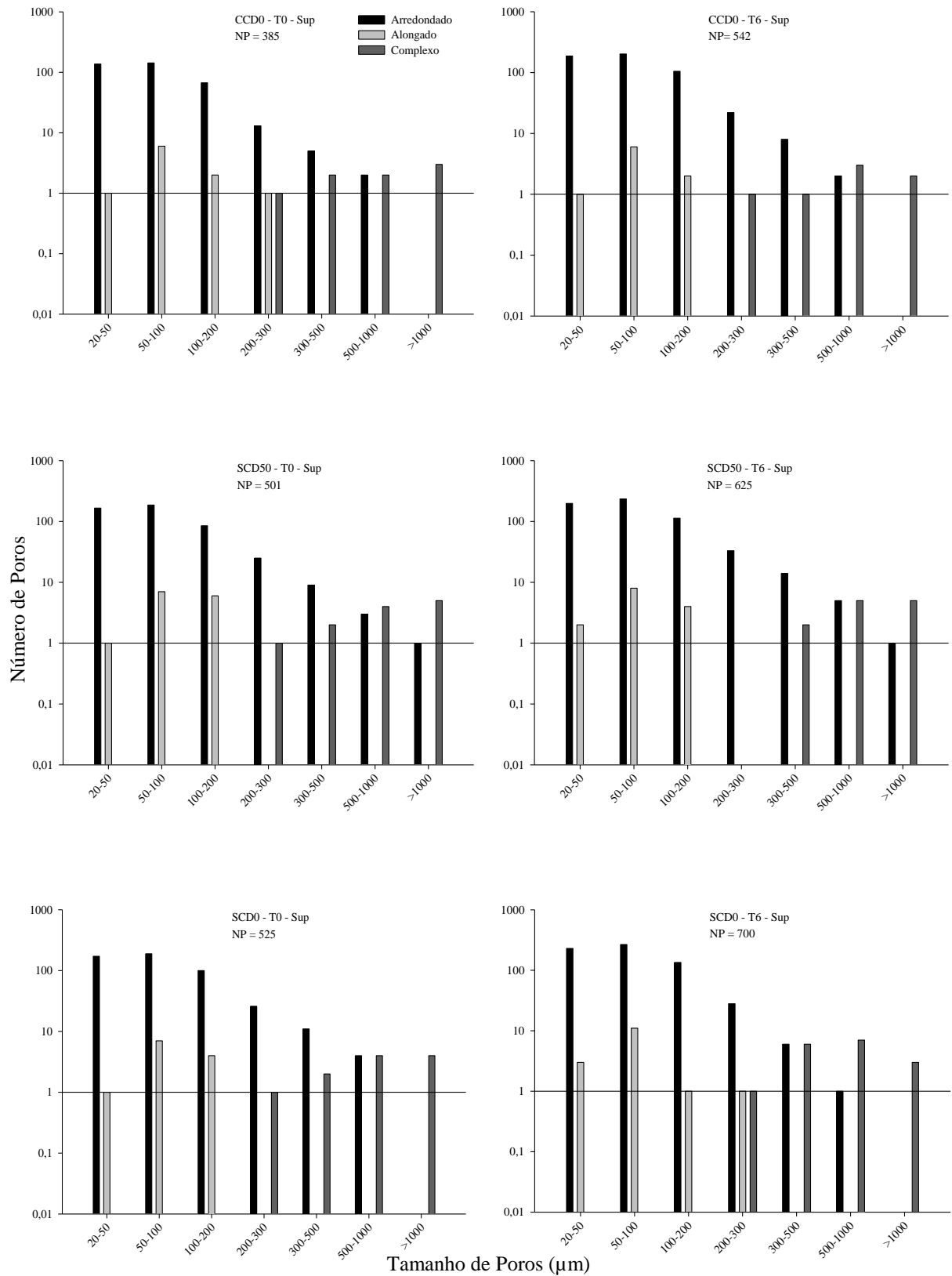
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 21 - Número, tamanho e tipo de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



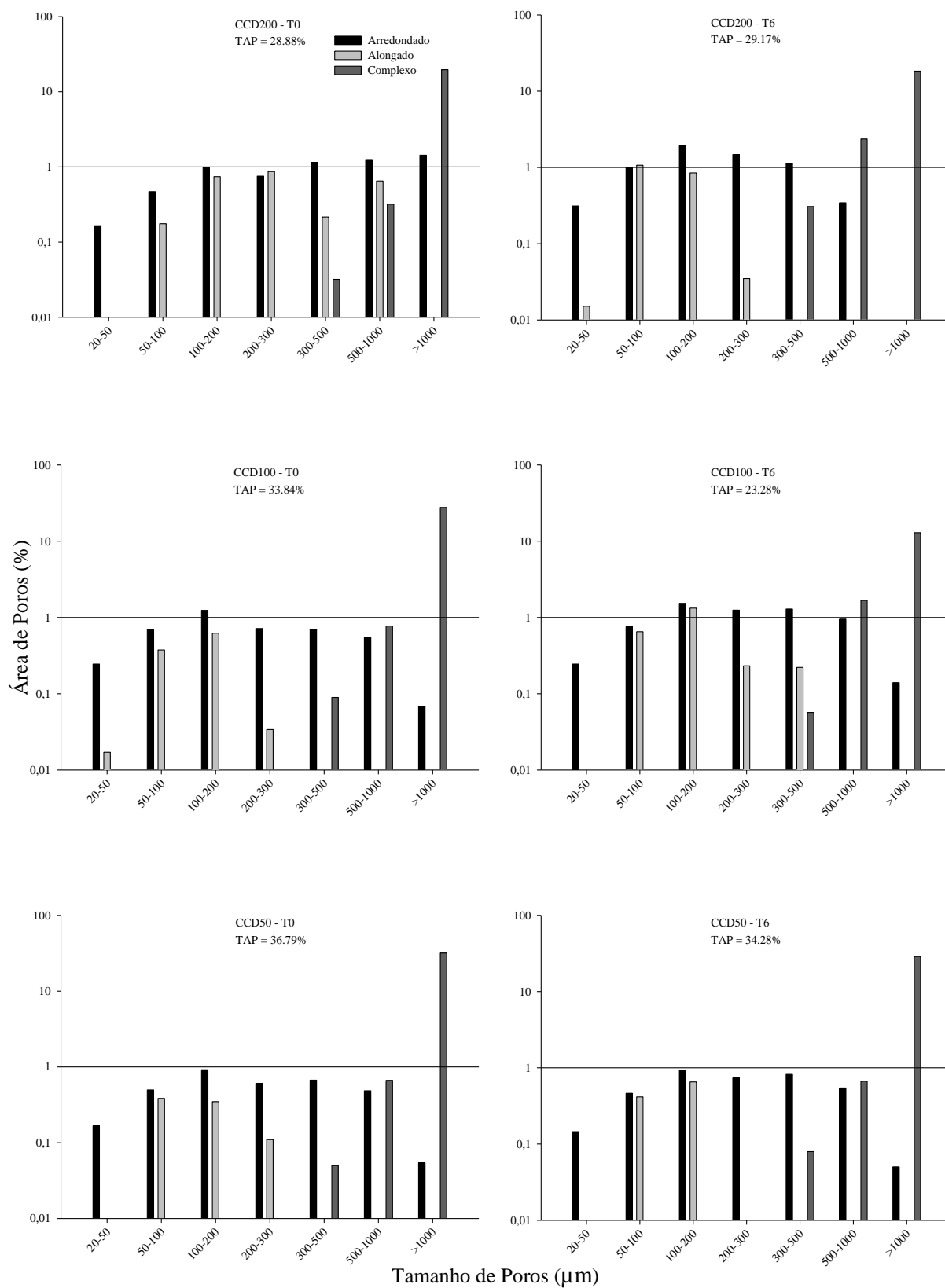
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 22 - Número, tamanho e tipo de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



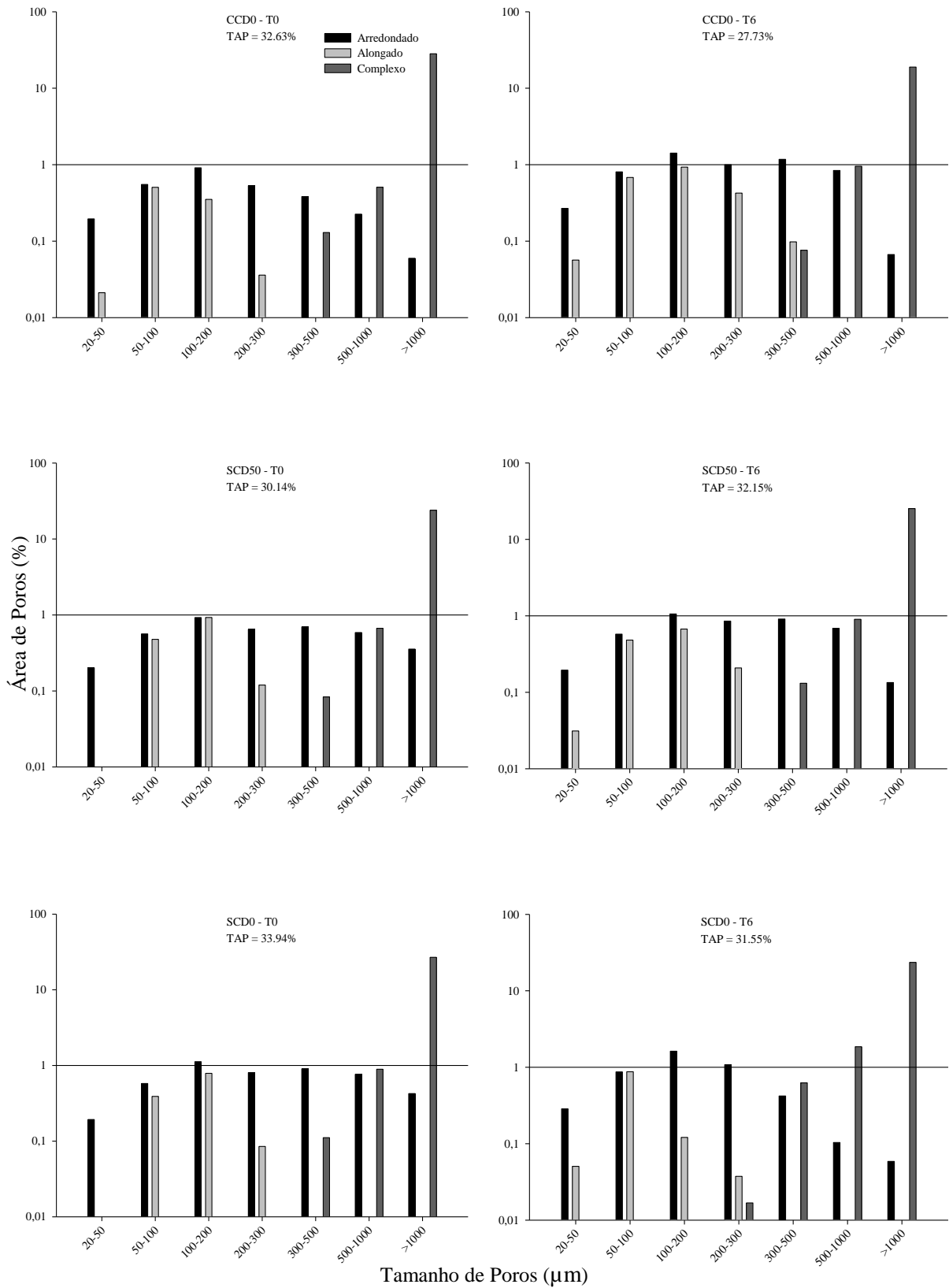
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 23 - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em CCD200, CCD100 e CCD50, antes e após os testes de chuva simulada, na camada 0-5 cm



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 24 - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em CCD0, SCD50 e SCD0, antes e após os testes de chuva simulada, na camada 0-5 cm



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Analisando as figuras anteriores e os apêndices (J a BE), observa-se o aumento na área e no número de poros arredondados pequenos ao longo dos testes de chuva simulada, principalmente comparando valores de T0 e T6 na camada superior (0-1,67 cm), o que sugere mudança na morfologia dos poros na superfície do solo em virtude do encrostamento, originado pelo impacto das gotas de chuva e pela enxurrada (crostas estruturais e deposicionais), em especial durante os últimos testes de chuva simulada, quando a cobertura vegetal havia sido quase que totalmente decomposta. A crosta estrutural é formada pelo rearranjo de partículas de solo “in situ” e pelo empilhamento compactado de materiais do solo na superfície devido ao impacto das gotas de chuva, já a deposicional é oriunda do movimento, deposição e obstrução de partículas, envolvendo materiais externos em sua construção (ZEJUN et al., 2002).

Além disso, nos tratamentos com cultivo e doses de DLS predominou a redução da área de poros complexos, enquanto em SCD50 e SCD0 a de poros alongados. Conforme Castilho (2010) a perda destes indica a degradação das propriedades do solo, mostrando perda de conectividade entre os poros, que a longo prazo pode prejudicar a condutividade hidráulica e a retenção de água no solo.

Em termos de número total de poros houve aumento em todos os tratamentos na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo, após aplicação dos testes de chuva simulada. Nota-se ainda maior incremento no número de poros arredondados das classes de tamanho de 20-50, 50-100 e 100-200 μm . O aumento dos poros arredondados devido às chuvas erosivas foi relacionado à degradação estrutural e compactação do solo por Ringrose-Voase e Bullock (1984) apud Castilho et al. (2015). Na presente pesquisa relaciona-se a tal aumento além da degradação estrutural, a consolidação do solo, processo este de ocorrência natural, potencializado pela erosão hídrica e pelo próprio encrostamento, oriundo do rearranjo das partículas do solo com elevação da densidade e conseqüentemente redução da porosidade total.

Todos os tratamentos possibilitaram a ocorrência de poros complexos de tamanho $> 1000 \mu\text{m}$ com maior porcentagem de área em todas as camadas avaliadas (superior, mediana e inferior) nos primeiros 5 cm do solo, mesmo com menor número total de poros e após a aplicação dos testes de chuva simulada. As Figuras 23 e 24 mostram que os tratamentos com cultivo e doses de DLS tiveram a área de poros complexos reduzida, após aplicação das chuvas simuladas. Os tratamentos SCD50 e SCD0, por outro lado, mantiveram a área dos referidos poros praticamente inalterada, comportamento este relacionado a condição inicial do solo antes dos eventos de chuva. O solo cultivado além dos benefícios produzidos pelas raízes e aporte de material orgânico em termos de porosidade e estrutura, mesmo após o revolvimento possuía cobertura superficial que impediu o impacto direto das gotas de chuva. No entanto, com a

decomposição da biomassa vegetal ao longo do tempo, o processo erosivo se intensificou causando redistribuição e remobilização das partículas do solo. Por sua vez, a condição de solo sem cultivo apresentava desde o primeiro teste de chuva (início da pesquisa) maior suscetibilidade a erosão em virtude da total ausência de cobertura vegetal. Neste caso, devido à desagregação do solo e obstrução dos poros, a quantidade de solo transportada por erosão era superior a depositada ao longo do declive. Além disso, a ausência de resíduo vegetal favoreceu o secamento da superfície logo após a chuva, intensificando a fissuração do solo, que contribuiu para a manutenção dos poros complexos, em conformidade ao observado por Castilho (2015).

As imagens dos blocos impregnados (Figura 25) mostram a evolução do selamento superficial em decorrência das chuvas, sendo perceptível a formação de uma camada superficial encrostada com material selecionado e aparentemente mais fino que aquele encontrado logo abaixo, em todos os tratamentos. Destaca-se a semelhança na acomodação de material fino em quase toda porção superficial do solo, entre CCD200 e SCD0 no T6. Em CCD200, a decomposição rápida da cobertura vegetal tornou a superfície do solo suscetível a ação erosiva da chuva em comparação aos demais sistemas com cultivo e doses de DLS. Imediatamente após o preparo, devido ao revolvimento e ausência de resíduo, SCD0 já apresentava alta vulnerabilidade à erosão e a formação de selamento superficial, sendo o encrostamento intensificado a cada evento de chuva simulada e/ou natural.

Embora a crosta formada em CCD200 e SCD0 não tenha reduzido expressivamente a área ocupada por poros, analisando as imagens na Figura 25, pode-se constatar a mudança na morfologia dos poros, com predomínio de formas arredondadas e sem aparente interconexão, conforme consta nas Figuras 23 e 24. Assim como comentado anteriormente, a princípio, esta alteração morfológica no espaço poroso interfere diretamente no movimento de água no solo, dificultando a infiltração e intensificando o escoamento superficial, conseqüentemente a erosão hídrica e a perda de qualidade do solo. No entanto, Nearing et al. (1988) enfatizaram que a depender do estado de consolidação da crosta, esta pode auxiliar na estabilização da superfície do solo, tornando-o menos erodível. Após cada evento de chuva, a camada superficial adensada seca e consolida, forma-se então uma crosta fina (< 2 mm), com densidade e resistência ao cisalhamento superior à da camada abaixo, o que torna o solo mais resistente aos agentes erosivos (BRADFORD et al., 1987; ROTH, 1992; STRECK, 1999). Tal efeito do encrostamento na consolidação do solo pode ser constatado nesta pesquisa, observando-se a redução nas PS nos últimos testes de chuva simulada concomitante a formação e intensificação do selamento superficial.

Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)

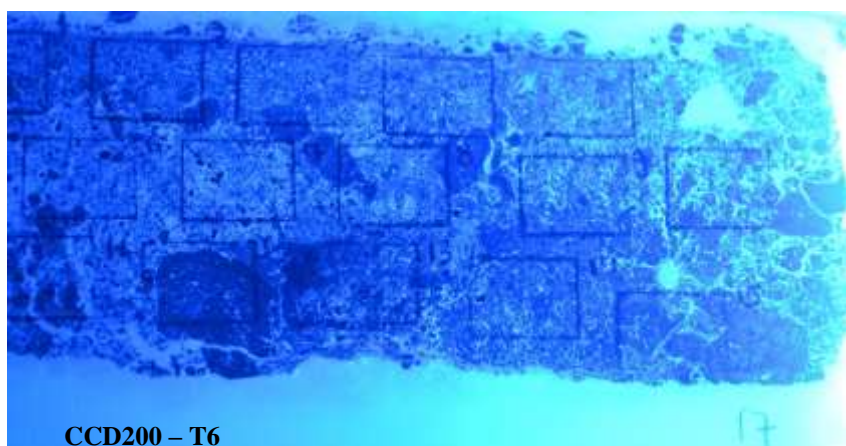
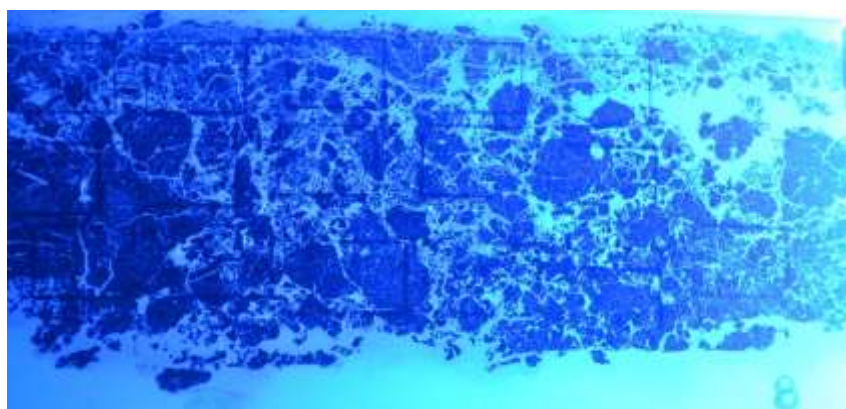
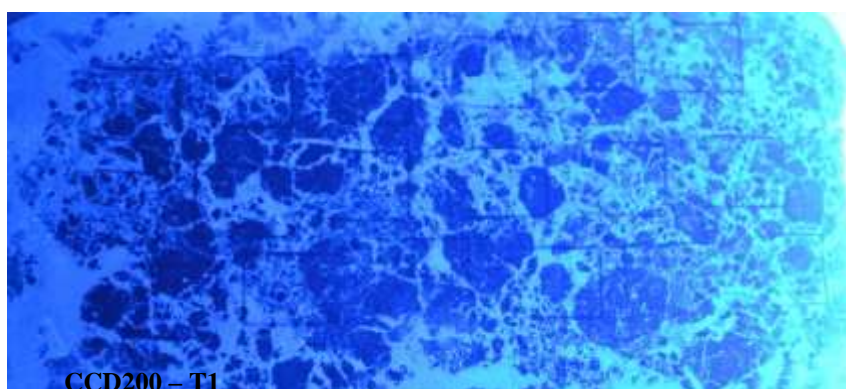
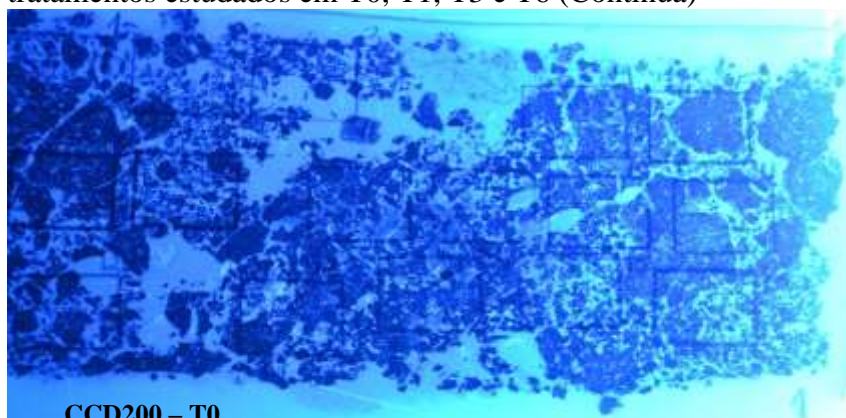


Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)

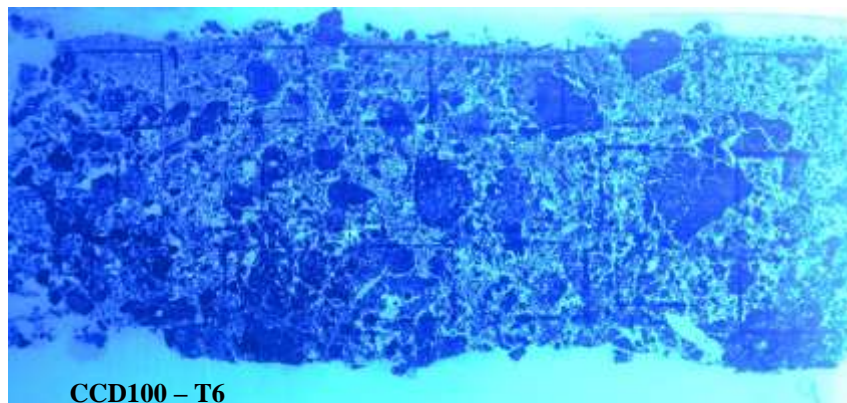
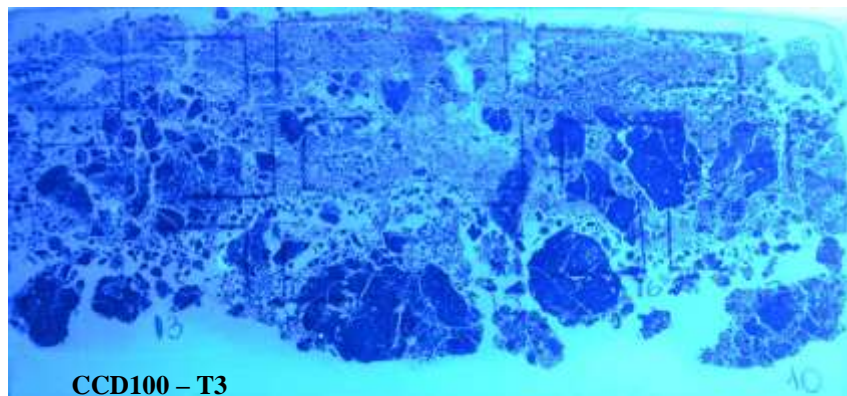
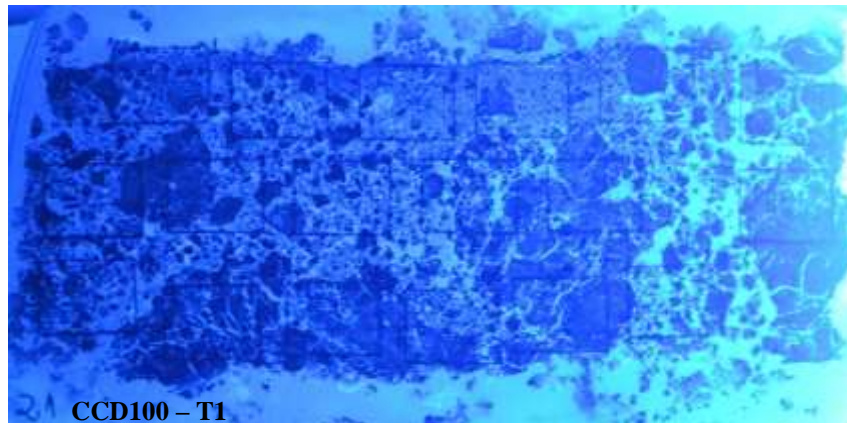
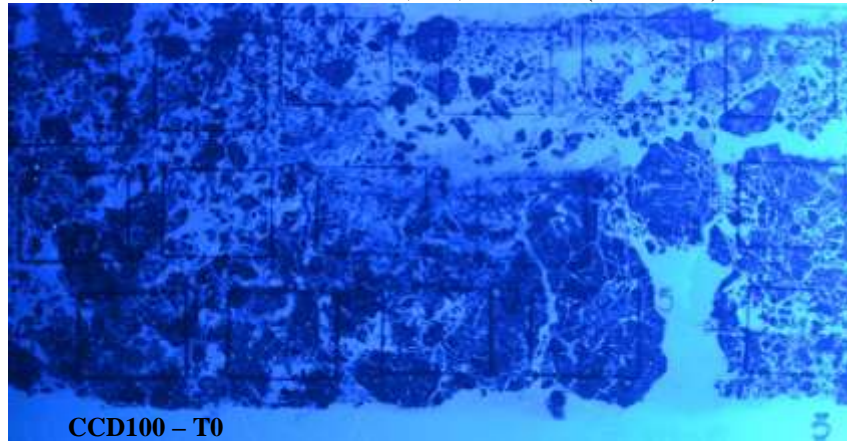


Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)

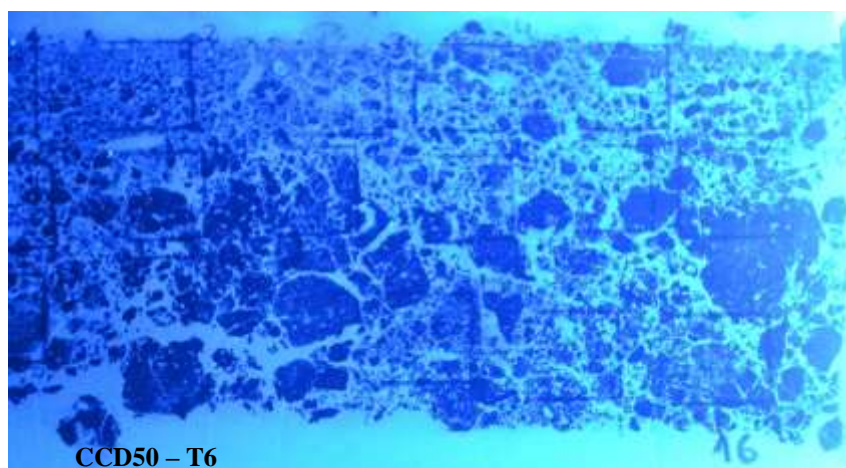
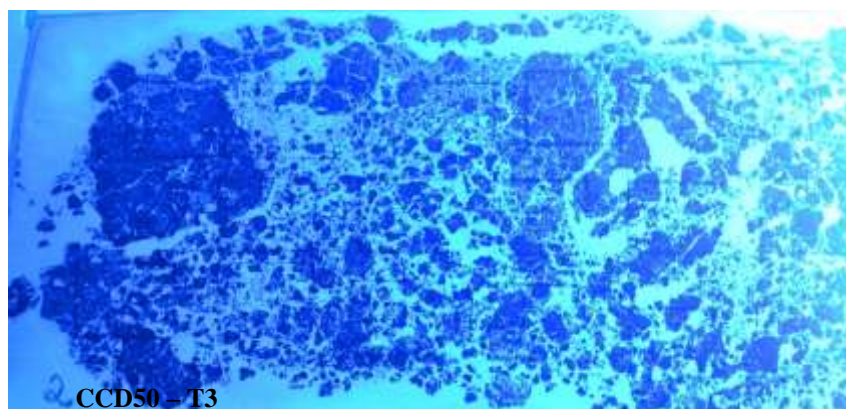
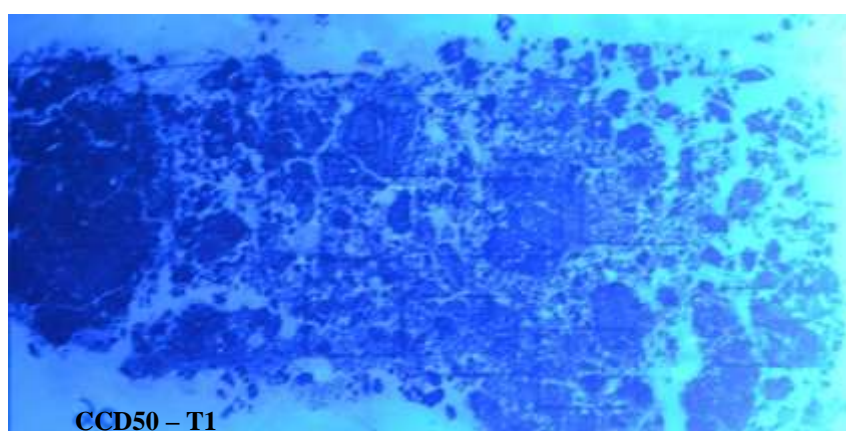
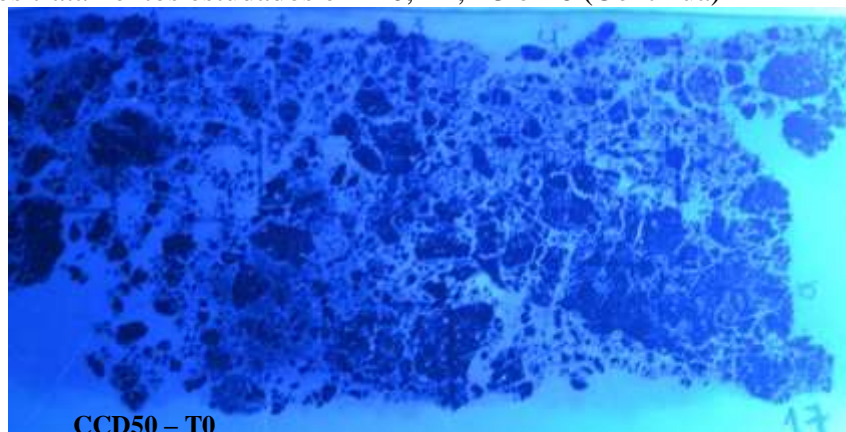


Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)

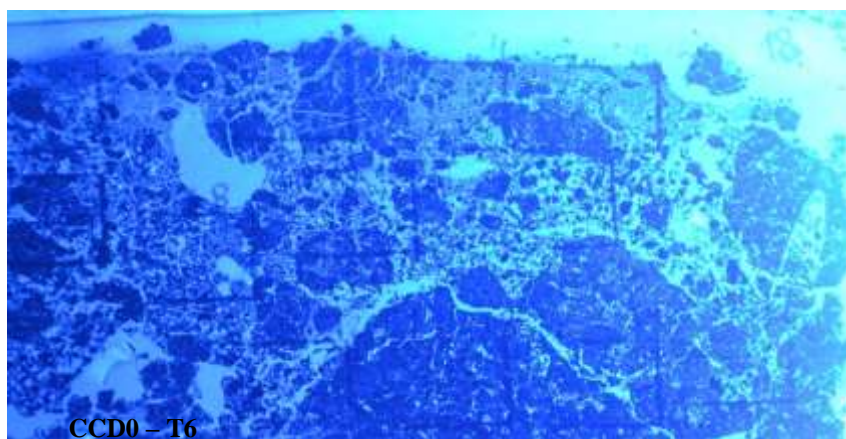
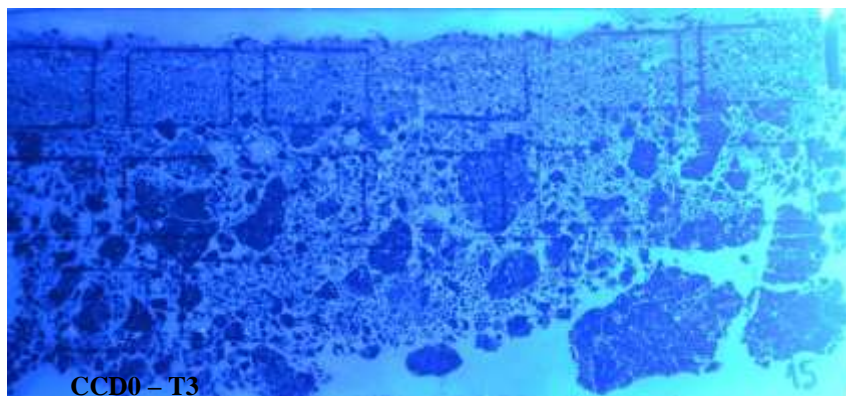
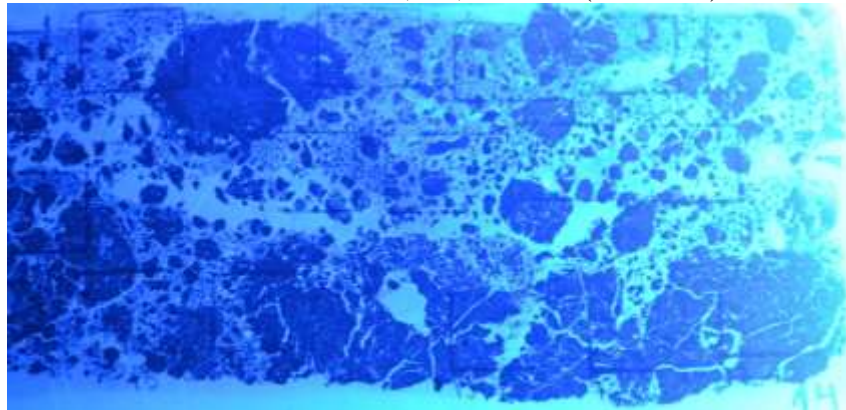


Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Continua)

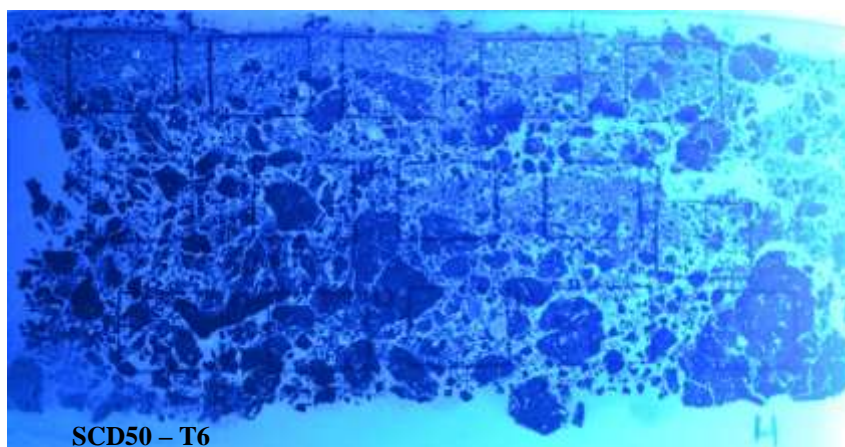
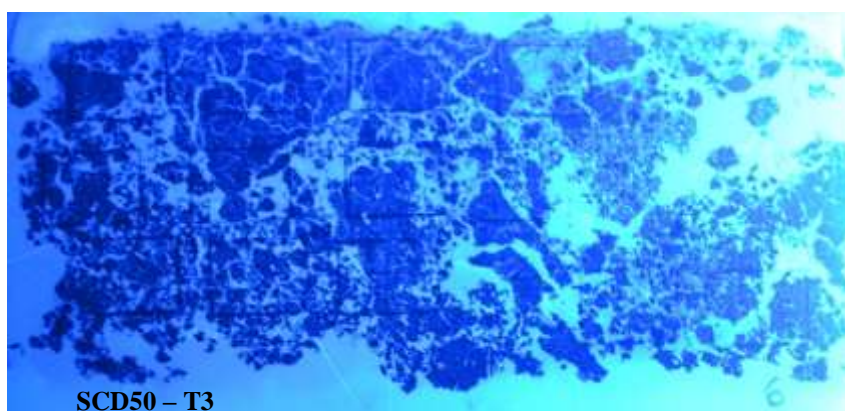
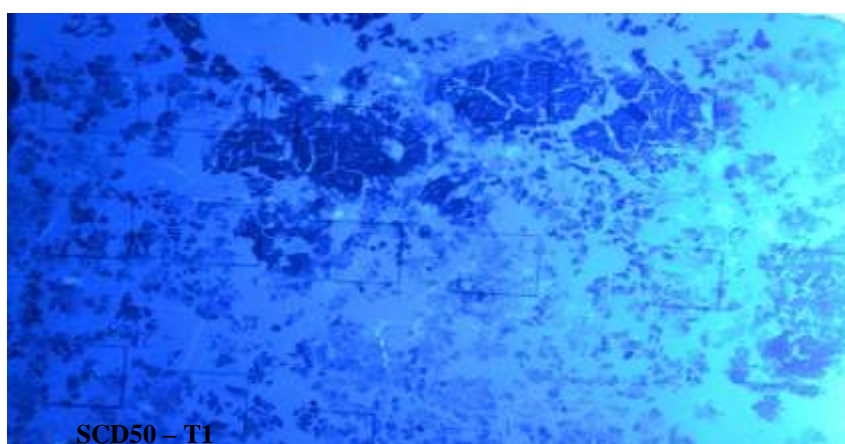
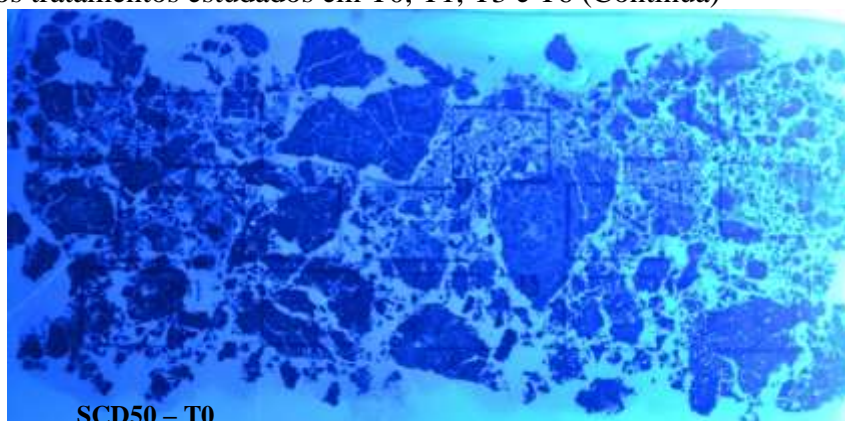
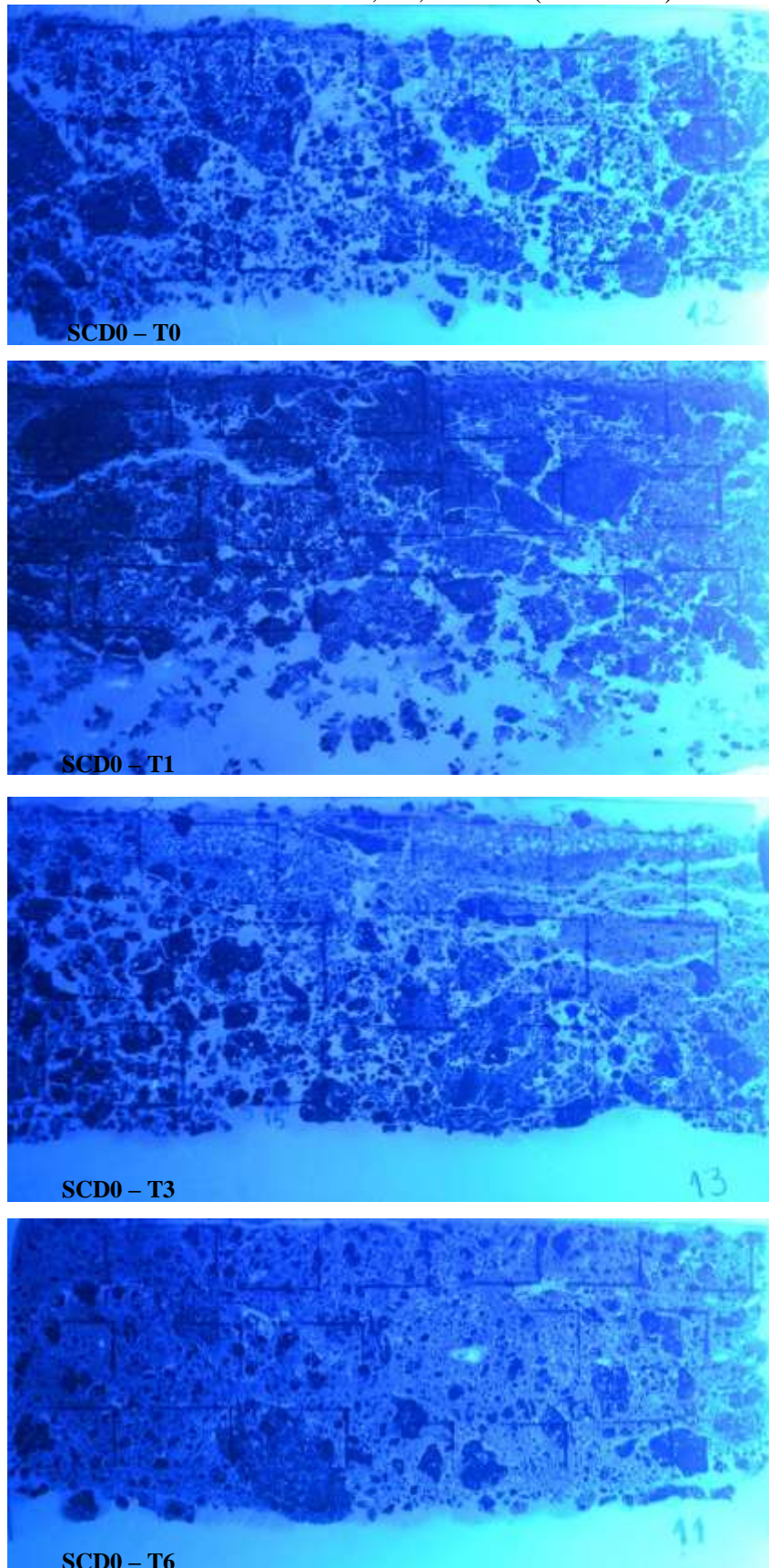


Figura 25 - Visualização dos blocos impregnados, iluminados com luz ultravioleta, de cada um dos tratamentos estudados em T0, T1, T3 e T6 (Conclusão)



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

6.5 PARÂMETROS E VALORES DO SUBFATOR PLU

6.5.1 Fator de consolidação do solo - variável C_f

O fator de consolidação do solo (C_f) foi calculado como exemplificado no item 5.8.4, com auxílio das equações exponenciais geradas a partir dos dados de perdas de solo apresentadas na Figura 17. No tempo zero, referente ao primeiro teste de chuva simulada, C_f é igual a um (Tabela 18), pois o solo havia sido recém e integralmente preparado (DISSMEYER; FOSTER, 1981; RENARD et al., 1997). Observa-se que a consolidação do solo aconteceu ao longo do tempo nos tratamentos estudados, sendo superior naqueles com cultivo e aplicação de DLS do que nos demais, os quais como discutido anteriormente, propiciaram aumento da D_s na camada superficial.

Tabela 18 - Valores do fator consolidação (C_f) para os tratamentos estudados ao longo do tempo

Fator de Consolidação (C_f)						
Tratamentos						
Tempo	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
0	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
146	0,64	0,70	0,60	0,86	0,82	0,86
202	0,54	0,61	0,49	0,81	0,76	0,81
278	0,42	0,51	0,37	0,75	0,69	0,74
354	0,34	0,42	0,28	0,69	0,62	0,68

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

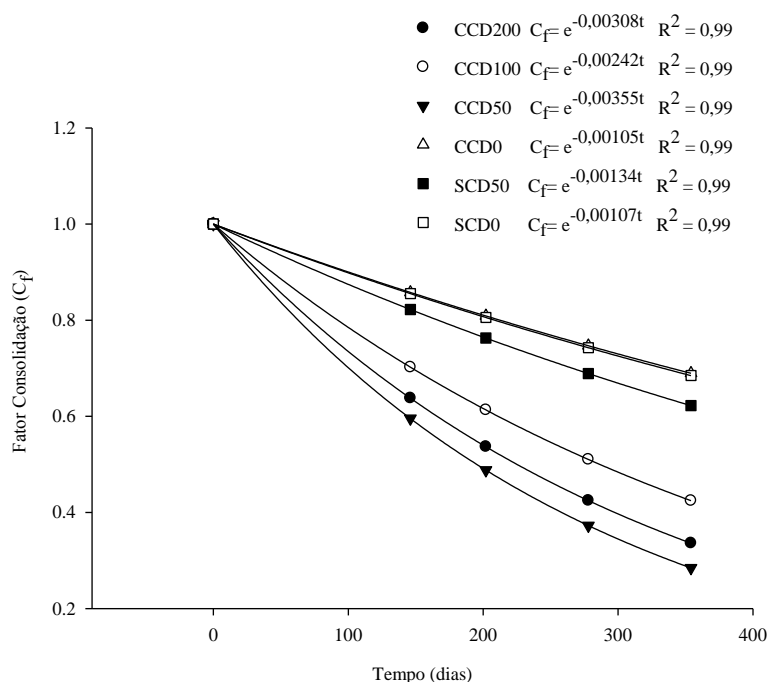
De acordo com os resultados na tabela 18, a redução na erosão ocorrida ao final da pesquisa (aos 354 dias) em virtude da consolidação do solo foi de 66%, 58%, 72%, 31%, 38% e 32% em CCD200, CCD100, CCD50, CCD0, SCD50 e SCD0, respectivamente. Nota-se que o C_f de CCD0 e SCD0 foram semelhantes entre si, diminuindo a erosão de forma similar. Isto sugere ter havido efeito do DLS no processo de consolidação, provavelmente pelo fato das maiores doses terem favorecido o desenvolvimento da cultura, resultando em maiores MSA e MRR, que durante a decomposição liberaram substâncias aglutinantes mantendo a estabilidade dos agregados, explicando ainda, a redução mais pronunciada do DMP na camada 0-2,5 cm em CCD0 e SCD0 do que nos demais tratamentos, após aplicação dos seis testes de chuva simulada, (APÊNDICE E). Assim como Nearing, West e Bradford (1988) observaram que o efeito da

consolidação sobre a erosão é intimamente relacionado à agregação e a estabilidade dos agregados do solo.

O tratamento CCD50 mostrou maior consolidação após 354 dias, visto que além dos aspectos de Ds e DMP já comentados, demonstrou lento processo de decomposição de massa de raízes e resíduos incorporados, sendo seus benefícios mantidos relativamente mais ativos por período prolongado, ao contrário das doses mais elevadas de DLS. Já com relação a CCD0, embora se assemelhe a CCD50 em termos de velocidade de decomposição, a quantidade de resíduo cultural produzido foi inferior à dos demais tratamentos com cultivo.

Na Figura 26 são encontradas as equações exponenciais resultantes da relação entre o valor de C_f e o tempo, que permitem a estimativa de C_f em diferentes tempos, quando o solo estiver sendo submetido a condições de manejo semelhantes. Streck (1999) encontrou valores de C_f iguais a 0,07 e 0,19 para um solo em reconsolidação com cultivo e reconsolidação sem cultivo, respectivamente, após 869 dias.

Figura 26 - Relação do fator consolidação (C_f) do solo com o tempo, em um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS e chuva simulada



CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Estimando-se os valores de C_f para CCD0 e SCD0, tratamentos estes relativamente similares aos do referido autor, para o mesmo tempo, obtém-se $C_f = 0,40$ (CCD0) e $C_f = 0,39$

(SCD0), mostrando que o solo estudado (Cambissolo Húmico) consolida mais lentamente. No entanto, o contrário é observado ao se comparar os resultados obtidos aos de Dissmeyer e Foster (1981), cujo C_f para um solo deixado em repouso por sete anos foi igual a 0,45. Estas diferenças são reflexos das distintas características químicas, físicas e biológicas intrínsecas de cada solo, do histórico de cultivo e das condições climáticas locais que afetam a decomposição vegetal, a expansão e contração da massa de solo, sobre o processo de consolidação.

6.5.2 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - variável B_u

A determinação da variável B_u é de extrema importância para o cálculo do subfator PLU da RUSLE, pois possibilita determinar o impacto que as raízes (vivas e mortas) e os resíduos culturais incorporados no solo têm sobre a erosão.

Para se obter os valores de B_u por meio da fórmula proposta por Renard et al. (1996) se fez necessário estimar a biomassa de resíduo da parte aérea (B_a) e, com ela calcular a razão de massa de raízes na camada de 0-10 cm pela massa de raízes total (n_i) e a razão de massa de raízes total pela biomassa de resíduo da parte aérea (u_i), cujos resultados são apresentados nas tabelas 19 e 20. Os valores de massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo nas camadas 0-10 e 10-20 cm são apresentados nos Apêndices H e I, respectivamente.

Tabela 19 - Estimativa da biomassa de resíduo da parte aérea da aveia preta

Tempo (dias)	Tratamentos			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
Valores estimados de B_a (Mg ha⁻¹)				
0	3,24	2,99	2,07	1,82
84	1,65	1,53	1,06	0,93
146	1,01	0,93	0,64	0,57
202	0,64	0,59	0,41	0,36
278	0,35	0,32	0,22	0,20
354	0,19	0,18	0,12	0,11
Valores estimados de B_a (lb acre⁻¹)				
0	2900	2676	1853	1629
84	1477	1369	949	832
146	904	832	573	510
202	573	528	367	322
278	313	286	197	179
354	170	161	107	98

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A biomassa de resíduo da parte aérea foi superior nas doses mais elevadas de DLS durante todo período experimental, e progressivamente reduzida com o passar do tempo devido à decomposição. A consequência principal esperada deste comportamento seria o aumento das PS à medida que diminuísse a proteção proveniente do resíduo. Contudo, a consolidação da superfície do solo manteve elevada a resistência ao cisalhamento, propiciado pelo impacto da gota da chuva e pela enxurrada.

Os valores de n_i demonstram que mais de 50% da massa de raízes total estavam concentradas na camada 0-10 cm. Analisando os resultados de n_i e u_i , aparentemente houve aumento da massa de raízes na porção mais superficial do solo. Isto ocorreu porque a massa de solo removida via erosão deixou aparente o material vegetal, antes incorporado a uma profundidade superior.

Tabela 20 - Razão de massa de raízes na camada de 0-10 cm pela massa de raízes total (n_i), razão de massa de raízes total pela biomassa de resíduo da parte aérea (u_i), massa de raízes (vivas e mortas) e resíduos incorporados (B_u)

Tempo (dias)	Tratamentos			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
Valores de n_i				
0	0,57	0,54	0,57	0,69
84	0,58	0,57	0,58	0,68
146	0,76	0,78	0,55	0,64
202	0,60	0,69	0,67	0,57
278	0,65	0,67	0,63	0,61
354	0,64	0,64	0,70	0,59
Valores de u_i				
0	1,35	1,15	0,81	1,22
84	1,97	1,52	1,57	2,16
146	1,94	1,81	2,19	1,96
202	1,80	1,85	2,32	2,33
278	2,97	3,09	3,32	3,70
354	4,58	4,33	5,33	5,27
Valores de B_u (lb acre⁻¹)				
0	2220	1656	859	1378
84	1692	1190	859	1217
146	1325	1172	689	644
202	618	671	573	430
278	609	591	412	403
354	501	446	403	304

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), aos 84 (teste 2), 146 (teste 3), 202 (teste 4), 278 (teste 5) e 354 dias (teste 6), após o primeiro teste.

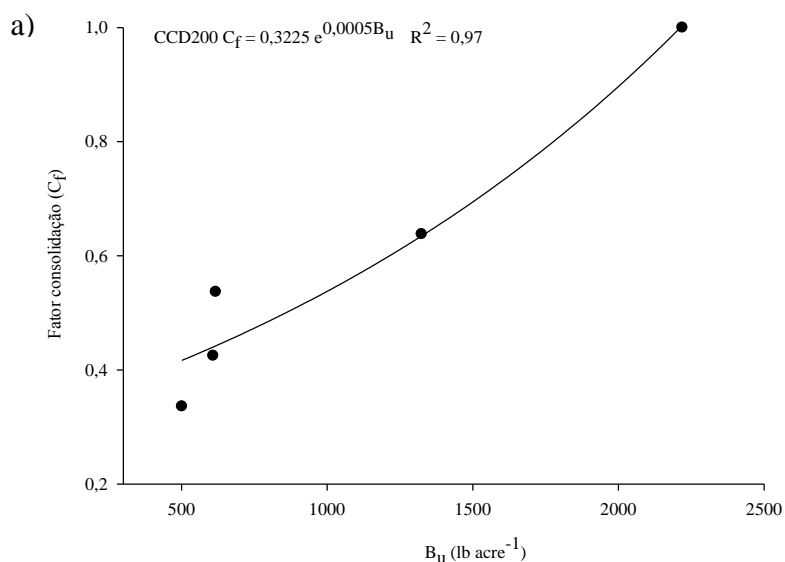
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

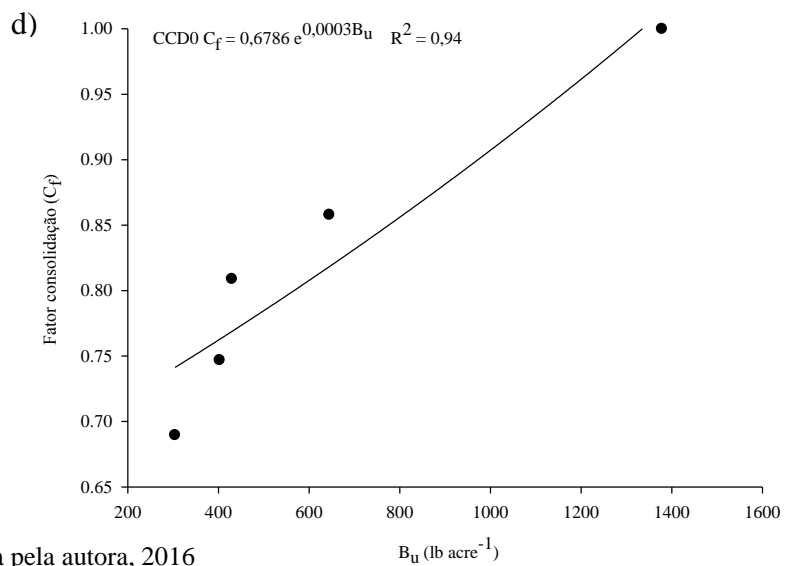
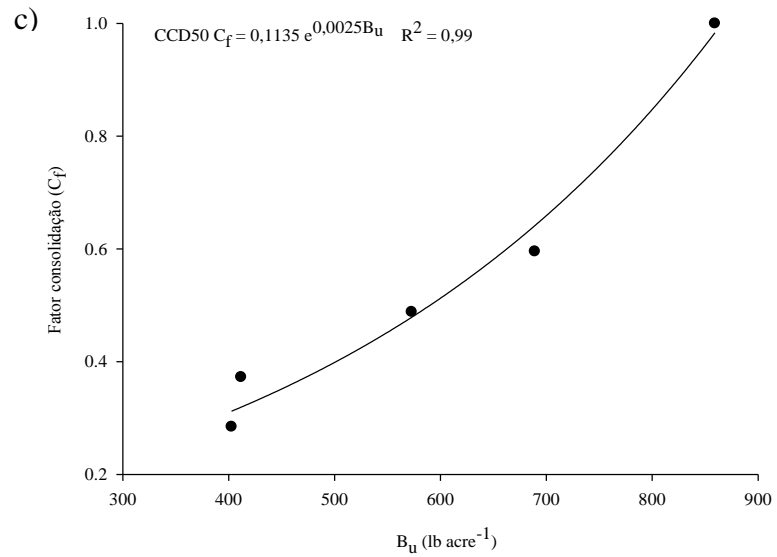
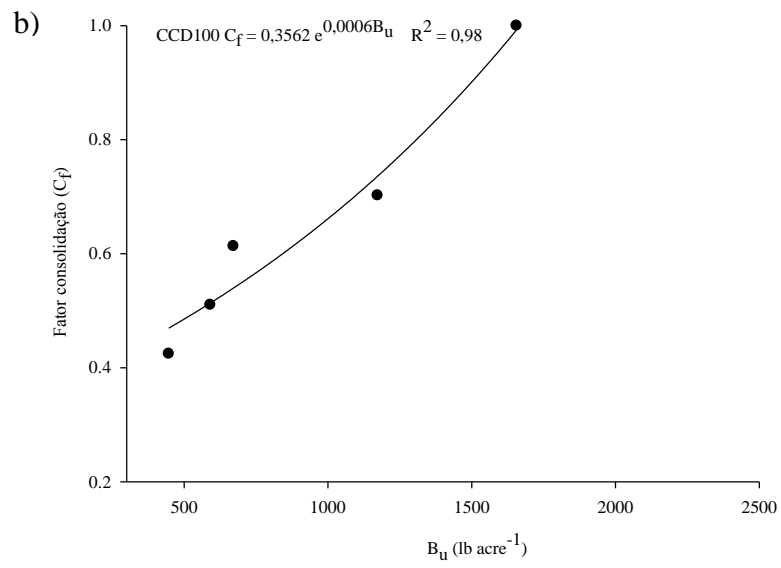
Assim como a biomassa de resíduo da parte aérea da aveia, os valores de B_u diminuíram ao longo do tempo de estudo e foram maiores nos tratamentos CCD200 e CCD100. Embora CCD50 tenha apresentado superior produção de biomassa, sua massa de raízes e resíduos incorporados foi inferior à de CCD0 na camada 0-10 cm, nos tempos 0 e 84, justificando os menores valores de B_u neste período. Aos 354 dias ainda se manteve a tendência de maior quantidade de tecido vegetal nos tratamentos com maiores doses de DLS aplicadas no solo.

6.5.3 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - coeficiente c

O coeficiente c que representa a eficácia da massa de raízes (vivas e mortas) e resíduos culturais incorporados no solo no controle da erosão foi obtido fazendo-se a relação gráfica entre os valores das variáveis C_f e B_u , após terem sido geradas equações exponenciais das quais se assumiu os coeficientes “b” iguais ao coeficiente “c” da equação do PLU (Figura 27), em virtude da influência do resíduo cultural sobre a consolidação, e desta na redução das perdas.

Figura 27 - Relação entre as variáveis C_f e B_u nos tratamentos com cultivo do solo e doses de DLS a) CCD200, b) CCD100, c) CCD50, d) CCD0





Logo após a operação de preparo o solo apresentava valor de C_f igual a 1,00 e maior quantidade de resíduo de aveia incorporado, mas ao ser deixado sem cultivo B_u diminuiu ao longo do tempo e a consolidação do solo aumentou, pois, à medida que ocorreu a decomposição do material vegetal, foram liberadas substâncias orgânicas com caráter cimentante, que provavelmente atuaram na agregação das partículas do solo e conseqüentemente na manutenção da estabilidade de agregados, além disso houve a formação de crostas superficiais, aumentando a consolidação e resistência do solo ao cisalhamento.

Os valores de coeficiente c obtidos na Figura 27 assemelham-se aos apresentados por Renard et al. (1997) no Agriculture Handbook 703, $c_{ur} = 0,00199$ e $c_{us} = 0,000416$ acre. in. lb⁻¹. Entretanto, diferem daqueles encontrados por Cogo e Streck (2003), -0,0010 e -0,0012, assim como por Volk (2006), -0,0013, -0,0048, os quais segundo os autores, são semelhantes aos encontrados no modelo RUSLE para erosão em sulcos (-0,0018) e erosão em sulcos combinada à entre sulcos (-0,0014). Tais diferenças são justificadas pelas condições distintas de manejo, cultivo, clima e solos estudados, sendo necessária a realização de maior número de pesquisas para melhor entendimento e confirmação do coeficiente c , tanto no local desta pesquisa, quanto nas outras condições edafoclimáticas do país.

6.5.4 Uso anterior da terra - valores de PLU

A partir dos valores das variáveis C_f , B_u e do coeficiente c , anteriormente apresentados, foram calculados os valores do subfator PLU (Prior Land Use) para os tratamentos com cultivo e doses de DLS (Tabela 21). É importante ressaltar que o PLU é um componente do fator C da RUSLE, o qual expressa a influência do efeito residual do uso da terra e do manejo do solo, no processo de consolidação e na erosão hídrica.

Tabela 21 - Valores do subfator PLU da RUSLE para um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

Tempo (dias)	Subfator PLU			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
0	0,33	0,37	0,12	0,66
146	0,33	0,35	0,10	0,71
202	0,39	0,41	0,11	0,71
278	0,31	0,36	0,13	0,66
354	0,26	0,32	0,10	0,63

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS;

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Em uma condição na qual o solo seja integralmente e recém mobilizado o valor de C_f é igual a um (1,00) e, admitindo-se que neste caso não houve cultivo, ou seja, não exista massa de raízes e resíduos incorporados, o valor de PLU deste solo é igual a 1,00 ($PLU = 1 \exp^{-0 \cdot 0}$), resultando em um determinado valor de PS provocada por erosão. No caso de um solo cultivado, a presença de resíduo cultural em superfície e incorporado atua na redução das PS, e favorece a consolidação, tornando o solo mais resistente à ação dos agentes erosivos. Nesta condição o subfator PLU é menor que 1,00 (Tabela 21) e reflete o quanto o efeito do uso e manejo influenciou na redução das PS em relação à situação de solo sem cultivo e com revolvimento.

No tempo zero (primeiro teste de chuva) os valores de PLU foram maiores do que nos testes subsequentes para todos os tratamentos, visto que o solo havia sido recentemente mobilizado, logo, ainda não se encontrava consolidado. Devido a isso, a massa de solo na superfície estava sujeita ao transporte e a resistência ao cisalhamento era dependente das condições físicas superficiais (rugosidade, estabilidade dos agregados, porosidade, entre outros), da cobertura superficial e da biomassa vegetal incorporada. Ao longo do tempo, com a incidência das chuvas simuladas e naturais, com a influência dos ciclos de umedecimento e secagem, da massa de raízes e resíduos incorporados e, das mudanças na estrutura e densidade, o processo de consolidação se estabeleceu e intensificou reduzindo os valores de PLU.

Aos 354 dias, período final do experimento, nota-se de acordo com os valores de PLU (Tabela 21) que CCD0 propiciou apenas 27% de redução das PS por erosão, comparado a uma situação sem consolidação e cultivo, onde $PLU = 1,00$. Isto é devido a menor consolidação e massa de raízes e resíduos incorporados nesse tratamento em relação aos demais. Por sua vez, CCD50 mostrou uma redução de 90% nas PS em virtude da elevada consolidação do solo, demonstrando a importância fundamental desta na mitigação do processo erosivo, além disso este obteve maior estabilidade de agregados que os outros tratamentos (APÊNDICE E). Já CCD200 e CCD100 apresentaram potencial de 74 e 68% de redução das PS em comparação à condição acima apresentada. Nestes casos, em especial, destacam-se os maiores valores de B_u , enfatizando a eficácia da massa de raízes e resíduos incorporados na redução da erosão hídrica, seja por sua ação mecânica como barreira física ao livre escoamento ou pela liberação de exsudatos atuantes na agregação do solo (RENARD et al., 1997; STRECK, 1999; COGO; STRECK, 2003; VOLK, 2006).

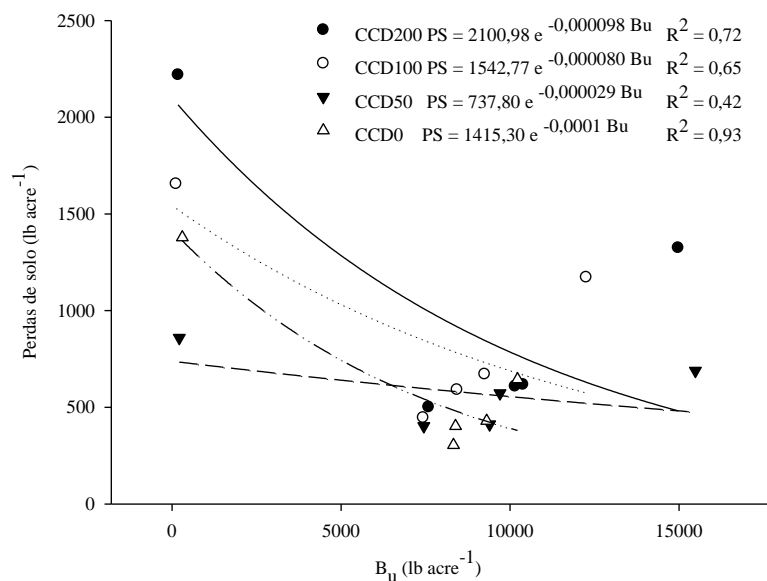
As doses de DLS influenciaram os valores de PLU conforme propiciaram incrementos na produção de resíduo cultural da parte aérea e raízes da aveia, que após a mobilização do solo

atuaram em superfície dissipando a energia proveniente do impacto das gotas e filtrando os sedimentos em suspensão na enxurrada, e também na massa do solo quando incorporados, agindo sobre a consolidação. Além disso, constatou-se que doses mais altas de DLS estimularam a decomposição do resíduo, o que também afetou os valores de PLU devido à relação com a variável B_u .

6.5.5 Massa de raízes e resíduos culturais incorporados no solo - coeficiente c - segundo a forma de obtenção usada em Cogo e Streck (2003)

O coeficiente c foi também obtido usando a relação gráfica entre os valores de PS e B_u , após terem sido geradas equações exponenciais das quais se assumiu os coeficientes “b” iguais ao coeficiente “c” da equação do PLU (Figura 28), de modo semelhante ao realizado por Cogo e Streck (2003).

Figura 28 - Relação das perdas de solo e B_u nos tratamentos com cultivo e doses de DLS



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

No entanto, de acordo com estes autores e Volk (2006), os valores dos coeficientes b encontrados neste e naqueles estudos não devem ser diretamente comparados aos registrados nos arquivos computacionais da RUSLE, já que neste modelo tais valores se referem à massa de raízes vivas e mortas presente na polegada superior do solo, ou seja nos primeiros 2,54 cm. Assim, é necessário para fins de comparação, a correção dos valores aqui encontrados na

camada 0-10 cm, para a camada de solo de 0-2,54 cm e o sistema métrico inglês, para tal conversão multiplica-se os coeficientes b obtidos pelo fator de correção 4,4127, conforme requerido na RUSLE.

Após a correção dos valores, os coeficientes b foram iguais a -0,00043, -0,00035, -0,00013 e -0,00044 para CCD200, CCD100, CCD50 e CCD0, respectivamente. Estes coeficientes também se assemelham aos apresentados por Renard et al. (1997) e diferem daqueles encontrados por Cogo e Streck (2003) e Volk (2006), assim como os coeficientes obtidos no item 6.5.3.

6.5.6 Uso anterior da terra - valores de PLU - com uso do coeficiente c obtido segundo a forma usada em Cogo e Streck (2003)

A partir dos valores de C_f , B_u e c recém apresentados, foram também calculados os valores do subfator PLU (Prior Land Use) para os tratamentos com cultivo e doses de DLS (Tabela 22).

Tabela 22 - Valores do subfator PLU para um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

Tempo (dias)	Subfator PLU			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
0	0,39	0,56	0,33	0,55
146	0,36	0,47	0,24	0,65
202	0,41	0,48	0,23	0,67
278	0,33	0,41	0,22	0,63
354	0,27	0,36	0,17	0,60

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS;

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Da mesma forma, como exposto anteriormente, na condição de solo integralmente e recém mobilizado o valor de C_f é igual a um (1,00), e admitindo-se que neste não houve cultivo, ou seja, não há massa de raízes e resíduos incorporados, o valor de PLU deste solo é igualmente 1,00 favorecendo a ocorrência de um determinado valor de PS provocadas por erosão. No solo cultivado, o subfator PLU foi menor que 1,00 e refletiu o quanto os efeitos do uso e manejo influenciaram na redução das PS em relação à situação sem cultivo + revolvimento.

Conforme apresentado na tabela 22, no tempo zero (teste 1 de chuva simulada), os valores de PLU foram superiores aos demais testes, em todos tratamentos, exceto para CCD0

que apresentou maior valor aos 202 dias decrescendo em seguida. Analisando os resultados no período final do experimento, aos 354 dias, observa-se que CCD0 propiciou apenas 40% de redução das PS por erosão comparado a uma situação sem consolidação e sem cultivo, onde $PLU = 1,00$. Em virtude da sua menor consolidação e massa de raízes e resíduos incorporados. O tratamento CCD50 mostrou uma redução de 83% nas PS devido à elevada consolidação do solo e maior estabilidade de agregados que os demais tratamentos (APÊNDICE E). Para CCD200 e CCD100 a redução das PS foram 73 e 64%, respectivamente, em comparação a condição de solo preparado e sem cultivo. Nestes em especial, destacam-se os superiores valores da variável B_u , ressaltando o efeito benéfico da massa de raízes e resíduos incorporados na redução da erosão (RENARD et al., 1997; STRECK, 1999; COGO; STRECK, 2003, VOLK, 2006).

Assim como verificado no item 6.5.4 observa-se aqui que as doses de DLS influenciaram os valores de PLU. Os valores do subfator uso anterior da terra (PLU), calculados com coeficientes c obtidos de forma semelhante ao realizado por Cogo e Streck (2003), foram similares aos encontrados com o uso dos coeficientes c obtidos conforme proposto nesta pesquisa.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na condição edafoclimática, bem como de manejo e uso do solo desenvolvida esta pesquisa, nota-se que a aplicação de doses crescentes de DLS no solo favoreceu o desenvolvimento vegetal da aveia preta, culminando na maior produção de biomassa vegetal da parte aérea e radicular, conseqüentemente, em maiores valores de cobertura superficial, mesmo após a mobilização do solo via preparo mecânico. No entanto, a decomposição do resíduo vegetal remanescente ocorreu rapidamente e em maior proporção quando o solo foi submetido as doses mais elevadas de DLS.

Embora o processo de decomposição do resíduo vegetal propicie a liberação de substâncias aglutinantes de partículas do solo e incremento de matéria orgânica mineralizada, o que permite melhor estruturação do solo, os atributos DMP e COT não tiveram seus valores elevados após aplicação do dejetos. A redução frequentemente observada de DMP, COT, matéria orgânica e ADA está relacionada ao efeito erosivo das chuvas simuladas, responsável pela desagregação e transporte de sedimentos finos, ricos em material orgânico proveniente tanto do resíduo vegetal quanto do DLS, os quais foram retirados da parcela experimental devido o escoamento superficial.

De forma geral, a Ds mostrou uma tendência ao aumento na camada mais superficial do solo, acompanhada da redução da PT, fato este associado ao rearranjo natural das partículas do solo após cessadas as operações de preparo e cultivo, que levou à consolidação da superfície do solo ao longo do tempo. Além disso, o decréscimo nos valores de PT nas doses mais elevadas de DLS na profundidade 0-2,5 cm sugere a ocorrência da obstrução dos poros pelas partículas deste resíduo.

O estudo do espaço poroso por meio da análise micromorfológica permitiu constatar a modificação na morfologia dos poros na superfície do solo e a formação do selamento superficial, havendo aumento pronunciado da porcentagem de poros arredondados de tamanho pequeno sem interconexões, em especial nos tratamentos com presença de DLS e nas maiores doses aplicadas no solo. Tal modificação no espaço poroso propiciou a elevação das perdas de água ao longo do período experimental. Entretanto, o selamento superficial acompanhado da estabilização da crosta formada, após incidência de cada chuva simulada, favoreceu a consolidação do solo permitindo a redução nas perdas de solo, em virtude do aumento da resistência da superfície deste aos agentes erosivos.

Sabendo que a biomassa vegetal da parte aérea e radicular, e a consolidação do solo estão diretamente relacionados com o subfator PLU é permissível afirmar que o manejo do solo

com aplicação de doses crescentes de DLS influenciou os valores obtidos deste componente do fator C da RUSLE.

Finalizando, sugere-se que novas pesquisas sejam realizadas em outras regiões com características diferentes de clima, solo, manejo e uso, cultivo e DLS, gerando um banco de dados com valores do subfator PLU da RUSLE para as condições brasileiras. Salienta-se que há ainda a necessidade do melhor entendimento do efeito hidrofóbico e a obstrução dos macroporos causados pelo dejetos, visto que estes certamente influenciam as perdas por erosão hídrica.

8 CONCLUSÕES

De acordo com o realizado e observado no presente trabalho, pode ser concluído que:

1. A aplicação de DLS no solo não modifica expressivamente a estabilidade de agregados, a densidade do solo e o carbono orgânico na superfície; no entanto, a porosidade total diminui, há mudança na morfologia dos poros e o aumento da consolidação do solo.
2. A produção de biomassa vegetal da parte aérea e das raízes de aveia aumenta conforme o aumento da dose de DLS aplicada no solo, propiciando uma maior cobertura superficial.
3. O DLS acelera a decomposição da massa de raízes e resíduos incorporados resultando em aumento das perdas de solo por erosão hídrica.
4. O DLS aplicado no solo favorece a modificação da morfologia dos poros na superfície do solo e a formação do selo superficial, sob a incidência de chuvas erosivas.
5. O selo superficial estabilizado favorece a consolidação do solo, resultando em diminuição das perdas de solo sem diminuir as perdas de água; estas tendem a aumentar ao longo do tempo conforme diminui o espaço poroso na superfície devido ao selamento superficial do solo.
6. A variável C_f diminui, enquanto B_u aumenta, devido ao efeito do DLS aplicado no solo, reduzindo os valores do subfator PLU da RUSLE.

REFERÊNCIAS

- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 901-910, 2006.
- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.
- AMORIN, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 124-130, 2001.
- ANDRADE, J. G. **Perdas de água por evaporação de um solo cultivado com milho nos sistemas de plantio direto e convencional**. 2008. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N.; JUCKSCH, I. Cobertura vegetal de inverno e a adubação orgânica e, ou, mineral influenciando a sucessão feijão/milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 867-874, 2000.
- ARRUDA, C. A. O.; ALVES, M. V.; MAFRA, A. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, 2010.
- ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI, C.; MAGIERO, E. C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1515-1523, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatórios Técnicos**. São Paulo: ABPA, 2016, 136p. Disponível em: < http://abpabr.com.br/storage/files/versao_final_para_envio_digital_1925a_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web1.pdf>. Acesso em: 06 dez. 2016.
- BAGATINI, T.; COGO, N. P.; GILLES, L.; PORTELA, J. C.; PORTZ, G.; QUEIROZ, H. T. Perdas de solo e água por erosão hídrica após mudança no tipo de uso da terra, em dois métodos de preparo do solo e dois tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 999-1011, 2011.

BAGIO, B. **Erosão hídrica em diferentes comprimentos de declive em solo descoberto**. 2016. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.

BARBOSA, F. T. **Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em diferentes tipos e doses de resíduo em duas direções de semeadura direta**. 2011. 99 p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

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

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. New York: J. Wiley, 1972. 498 p.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Cobertura morta e métodos de preparo do solo na erosão hídrica em solo com crosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, p. 373-379, 1989.

BERTOL, I. **Comprimento crítico de declive para preparos conservacionistas de solo**. 1995. 185 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1995.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e na ausência dos resíduos culturais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 409-418, 1997.

BERTOL, I.; CIPRANDI, O.; KURTZ, C.; BAPTISTA, A. S. Persistência dos resíduos culturais de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 705-712, 1998.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de Perda de Solo Por Erosão Para Os Principais Solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; MASSARIOL, J. M.; REIS, E. F.; DILY, L. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico Álico afetadas pelo manejo do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 91-95, 2000.

BERTOL, I.; BEUTLER, J. F.; LEITE, D.; BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 555-560, 2001.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I.; LEITE, D. ZOLDAN JÚNIOR, W. A. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 369-375, 2004.

BERTOL, I.; MELLO, E. L.; COGO, N. P.; VIDAL VÁZQUEZ, E.; PAZ GONZÁLEZ, A. Parâmetros relacionados com a erosão hídrica sob taxa constante da enxurrada, em diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 715-722, 2006.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 133-142, 2007.

BERTOL, I.; ZOLDAN JUNIOR, W. A.; FABIAN, E. L.; ZAVASCHI, E.; PEGORARO, R.; PAZ GONZÁLES, A. Efeito de escarificação e da erosividade de chuvas sobre algumas variáveis de valores de erosão hídrica em sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 747-757, 2008.

BERTOL, I.; VÁZQUEZ, E. V.; PAZ GONZÁLEZ, A.; COGO, N. P.; LUCIANO, R. V.; FABIAN, E. L. Sedimentos transportados pela enxurrada em eventos de erosão hídrica em um Nitossolo Háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 245-252, 2010.

BERTOL, I.; BERTOL, C.; BARBOSA, F. T. Simulador de chuva tipo empuxo com braços movidos hidráulicamente: fabricação e calibração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1905-1910, 2012.

BERTOL, O. J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 209 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura

direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 781-792, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARD NETO, F. L. **Conservação do solo**. 5.ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BOUYOUCOS, G. J. The hydrometer as a new method for the inechanical analysis of soils. **Soil Sci.**, 23:343-53, 1927.

BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy Journal**, 54:464-465, 1962.

BRADFORD, J. M.; FERRIS, J. E.; REMLEY, P. A. Interril soil erosion processes: I. Effect of surface sealing on infiltration, runoff, and soil splash detachment. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, n. 2, p. 1566-1576, 1987.

BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; MENEZES, S. J. M. C. Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a chuvas simuladas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 13-21, 2006.

BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, E. O. Perdas de solo e caracterização física e micromorfológica de crostas formadas em solos sob chuva simulada. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 129-138, 2007.

BROWNING, G. M., C.L. PARISH; J.A. GLASS. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in control of soil erosion in Iowa. **Soil Sci. Soc. Am. Proc**, v. 23, p. 249-264, 1947.

CALVO, C. L.; FOLONI, J. S. S.; BRANCALIÃO, S. R. Produtividade de fitomassa e relação C/N de monocultivos e consórcios de guandu-anão, milheto e sorgo em três épocas de corte. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n. 1, p. 77-86, 2010.

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 19, n. 1, p. 121-126, 1995.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; SOUSA JUNIOR, J. G. A.; VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2831-2838, 2008.

CASTILHO, S. C. P. **Evolução de crostas superficiais sob chuva natural em diferentes solos da região de Piracicaba, SP**. 2010. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2010.

CASTILHO, S. C. P.; COOPER, M.; SILVA, L. F. S. Micromorphometric analysis of porosity change in the surface crusts of three soils in the Piracicaba region, São Paulo State, Brazil. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 37, n. 3, p. 385-395, 2015.

CASTRO FILHO, C.; LOGAN, T. J. Liming effects on the stability and erodibility of some Brazilian Oxisols. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 55, p. 1407-1413, 1991.

CASTRO, S. S.; COOPER, M.; SANTOS, M. C.; VIDAL-TORRADO, P. Micromorfologia do solo: bases e aplicações. **Tópicos em Ciência Solo**, Viçosa, v. 3, p. 107-164, 2003.

CASTRO, S. S. **Micromorfologia: bases para descrição de lâminas delgadas**. 2.ed. Campinas, SP/Goiânia, GO: Unicamp/UFG, 2008, 143 p. Disponível em: < <http://www.labogef.iesa.ufg.br/links/micromorfologia/Apostila%20Completa/Apostila%20FEV-2008%20-%20Micromorfologia%20de%20Solos.pdf>>. Acesso em: 21 dez. 2016.

CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 339-352, 2006.

CERETTA, C. A.; BASSO, J. C.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CHABAT, M. M. **Influência dos resíduos vegetais na superfície do solo na evaporação da água e temperatura do solo**. 2010. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CHERUBIN, M. R.; EITELWEIN, M. T.; FABBRIS, C.; WEIRICH, S. W.; SILVA, R. F.; SILVA, V. R.; BASSO, C. J. Qualidade física, química e biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 615-625, 2015.

COGO, N. P. **Effect of residue cover, tillage-induced roughness and slope length on erosion and related parameters**. 1981. 346 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Purdue University, West Lafayette, Indiana. 1981.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 743-753, 2003.

COGO, N. P.; STRECK, E. V. Surface and subsurface decomposition of a desiccated grass pasture biomass related to erosion and its prediction with RUSLE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 153-164, 2003.

CONDÉ; M. S.; HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; SANTIAGO, A. M. F. Influência da Aplicação de Águas Residuárias de Criatórios de Animais no Solo: Atributos Químicos e Físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 2, n. 1, p. 99-106, 2012.

CONDÉ; M. S.; ALMEIDA NETO, O. B.; HOMEM, B. G. C.; FERREIRA, I. M.; SILVA, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um latossolo vermelho-amarelo. **Vértices**, Campos dos Goytacazes, v. 15, n. 2, p. 161-178, 2013.

COOK, H. L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Sci. Soc. Am. Proc**, v. 1, p. 60-64, 1936.

COOPER, M.; VIDAL TORRADO, P.; CHAPLOT, V. Origin of microaggregates in soils with ferrallic horizons. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 3, p. 256-263, 2005.

COOPER, M.; VIDAL TORRADO, P.; GRIMALDI, M. Soil structure transformations from ferrallic to nitic horizons on a toposequence in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1685-1669, 2010.

COOPER, M.; BOSCHI, R. S.; SILVA, V. B. DA; SILVA, L. F. S. DA. Software for micromorphometric characterization of soil pores obtained from 2-D image analysis. **Scientia Agricola**, v. 73, p. 388-393, 2016.

COSTA, M. S. S. M.; PIVETTA, L. A.; COSTA, L. A. M.; PIVETTA, L. G.; CASTOLDI, G.; STEINER, F. Atributos físicos do solo e produtividade do milho sob sistemas de manejo e adubações. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina grande, v. 15, n. 8, p. 810-815, 2011.

DALLA ROSA, J. **Dinâmica da formação de crostas superficiais em função de práticas de preparo do solo e chuva simulada**. 2012. 145 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2012.

DALLA ROSA, J.; COOPER, M.; DARBOUX, F.; MEDEIROS, J. C. Processo de formação de crostas superficiais em razão de sistemas de preparo do solo e chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 400-410, 2013.

DIETER, J. **Poluição difusa por fósforo devido a aplicação de água residuária da suinocultura sob condição de chuva simulada**. 2009. 51 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. Estimating the cover management factor C in the universal soil loss equation for forest conditions. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 36, n. 4, p. 235-240, 1981.

DORTZBACH, D. **Dinâmica de Atributos Físicos e Químicos em Solo sob Plantio Direto Adubado com Dejetos Suínos e Uréia**. 2009. 127 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DORTZBACH, D.; ARAUJO, I. S.; BLAINSKI, E.; PANDOLFO, C. M.; VEIGA, M.; CORRÊA, A. F. Lixiviação de nitrato no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos em sucessão aveia/milho no sul do estado de Santa Catarina (Brasil). In: CONGRESSO IBEROAMERICANO DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL, 6., 2011, Cancun. **Anais...** Cancun: SIAFQ, 2011. Disponível em: < http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_1268.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2016.

DULEY, F. Surface factors affecting the rate of intake of water by soils. **Soil Science Society American Proceedings**, Madison, v. 4, p. 60 - 64, 1939.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 28, p. 145-147, 197-201, 245-248, 297-300, 349-351, 402-405, 442-444, 1947.

ELTZ, F. L. F.; PEIXOTO, R. T. G.; JASTER, F. Efeitos de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno Álico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 13, p. 2259-2267, 1989.

ELTZ, F. L. F.; NORTON, L. D. Surface roughness changes as affected by rainfall erosivity, tillage, and canopy cover. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 61, n. 1, p. 746-755, 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa CNPS, 1997. 212 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

ENGEL, F. L. **Erosão hídrica provocada por chuvas simuladas durante o cultivo da soja**. 2005. 82 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2005.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

FAO. **Status of the world's soil resources (SWSR) - Main Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy, 2015. 648 p.

FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. Instrução Normativa 11 de 14/11/2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>>. Acesso em: 27 fev. 2017.

FILHO, M. V. M.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; JÚNIOR, J. M.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 8-18, 2009.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; PAULA, A. M.; VICTÓRIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Sci. agric.**, Piracicaba, v. 64, n. 2, p. 194-209, 2007.

FOSTER, G. R. Modelling the erosion process. In: HAAN, C. T.; JOHNSON, H. D.; BRAKENSIEK, D. L., eds. **Hydrologic modeling of small watersheds**. St. Joseph, ASAE, 1982. p. 297-380.

FOSTER, G. R.; YOUNG, R. A.; RÖMKENS, M. J. M.; ONSTAD, C. A. Processes of soil erosion by water. In: FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil erosion and crop productivity**. Madison: American Society of Agronomy/Crop Science Society of America/Soil Science Society of America, 1985. p. 137-162.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHIMTT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina. **Boletim Técnico**, p. 39, 2014.

GILLEY, J. E.; FINKNER, S. C.; SPOMER, R. G.; MIELKE, L. N. Size distribution of sediment as affected by corn residue. **Trans. Am. Soc. Agron. Eng.**, v. 29, p. 1273-1277, 1986.

GILMOUR, J. T.; MAUROMOUSTAKOS, A.; GALE, P. M.; NORMAN, R. J. Kinetics of crop residue decomposition: variability among crops and years. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 750-755, 1998.

GONÇALVES, F. C. **Análise micromorfológica e relação com atributos de um solo sob diferentes usos e manejos**. 2011. 97 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2011.

GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; CERETTA, A. C.; KUNZ, M. Condições físicas de um Argissolo Vermelho distrófico arênico após oito ciclos de cultivo e uso de dejetos de suínos. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21., 2007, Gramado-RS. **Anais...** Gramado-RS: 2007.

GYSSSELS, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soil to erosion by water: a review. **Progress in Physical Geography**, v. 29, n. 2, p. 189–217, 2005.

HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J. N. A erosão e seu impacto. In: Manzatto, C.V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J.R.R. (eds.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 47-60. Disponível em: <www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/328096/1/usoagricolasolosbrasileiros.pdf>. Acesso em 29 dez. 2016.

HICKMANN, C.; COSTA, L. M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 10, p. 1055–1061, 2012.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, Jaboticabal, v. 42, n. 3, p. 299-309, 2014.

HUDSON, N.W. **Soil conservation**. 3.ed. Ames, Iowa State University Press, 1995. 391 p.

JUHÁSZ, C. E. P.; COOPER, M.; CURSI, P. R.; KETZER, A. O.; TOMA, R. S. Savanna woodland soil micromorphology related to water retention. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 344-354, 2007.

KARPILO JR, R. D.; TOY, T. J. Rusle C-factors for slope protection applications. **Proceedings America Society of Mining and Reclamation**, 2004, p. 462-467. Disponível em: < <http://www.tucson.ars.ag.gov/unit/publications/PDFfiles/1285.pdf>>. Acesso em: 03 dez. 2016.

KAUFMANN, D. S. **Influência do dejetos líquido de suínos em atributos do solo, na erosão hídrica, no escoamento subsuperficial e no transporte de nutrientes**. 2017. 171 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2017.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; WHITE, J. L.; ENSMINGER, L. E.; CLARCK, F. E., eds. **Methods of soil analysis**. Part 1, Madison: American Society of Agronomy, p. 499-510, 1965.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**: relação solo-planta. São Paulo: Agronomica Ceres, 1979. 262 p.

KLIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. P. B.; SILVEIRA, P. M. Taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho Distroférrico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 21-28, 2006.

KOZEN, E. A. Fertilização de Lavoura e Pastagem com Dejetos de Suínos e Cama de Aves. **Circular Técnica**, n. 31, Embrapa - CNPMS, Sete Lagoas, p. 65, 2003.

LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; SANTOS, E. J.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I - Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1033-1044, 2004.

LEKHA, A.; GUPTA, S. R. Decomposition of Populus and Leucaena leaf litter in an agroforestry system. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, Syracuse, v. 15, p. 97-108, 1989.

LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; MADEIRA, N. R.; SIVA, J.; GUEDES, I. M. R.; SILVA, L. R. B.; SOARES, D. C. Compartimentos de carbono orgânico em Latossolo cultivado com hortaliças sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 4, p. 378-387, 2016.

LOPES, P. R. C.; COGO, N. P.; CASSOL, E. A. Influência da cobertura vegetal morta na redução da velocidade da enxurrada e na distribuição de tamanho dos sedimentos transportados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 193-197, 1987.

LUCIANO, R. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; PÉRTILE, P. Métodos de análises físicas do solo. **Manual de metodologias**, 2010, 44 p.

MATOS, F. M.; SILVA, D. F.; ANDRADE, C. L. T.; ALVES, M. E. B.; CONCEIÇÃO, O. P. Uso De Dejetos Líquidos de Suínos na Melhoria das Condições Físico-Hídricas do Solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 23., 2010, Uberlândia– MG. **Anais...** Uberlândia– MG: 2010.

MCINTYRE, D.S. Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 85, p. 185 -189, 1958.

MECABÔ JÚNIOR, J. **Influência de uma aplicação de dejetos líquido de suínos sobre atributos do solo e erosão hídrica em um Nitossolo Bruno**. 2013. 66 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2013.

MELLO, E. L.; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, V.; CARRAFA, M.R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 901-909, 2003.

MEYER, L. D. **An investigation of methods for simulating rainfall in standard runoff plots and a study of the drop size, velocity, and cinetic energy of selected spray nozzles**. USDAARS- SWCRD-ESWMRB and Purdue University West Lafayette, (Special Report nº 81). 1958. 43 p.

MEYER, L. D.; FOSTER, G. R.; RÖMKENS, M. J. M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources, 1972, Oxford. **Proceedings...** Oxford: United States Agricultural Research Service, 1975. p. 177-189.

MIEDEMA, R. Applications of micromorphology of relevance to agronomy. In: SPARKS, D. **Advances in agronomy**. San Diego: Academic Press, v. 59, 1997. p. 119-159. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=dVULbWmMMfMC&pg=PA160&lpg=PA160&dq=Morphological+characterization+of+crust+development+stages+on+an+experimental+field&source=bl&ots=3j_Jtk3R07&sig=LOBGiTYyxM9NX7uPwWhxLCvvujo&hl=ptBR&as=X&ved=0ahUKEwi7kK218oLRAhXEj5AKHYbPDR0Q6AEINDAC#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 20 dez. 2016.

MORAES, M. T.; ARNUTI, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F.; BASSO, C. J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, 2014.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 189-198, 2009.

MURPHY, C.P. **Thin section preparation of soils and sediments**. Berkhamsted: A. B. Academic Publ., 1986. 149 p.

MURPHY, C. P.; BULLOCK, P.; TURNER, R. H. The measurement and characterization of voids in soil thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques. **Journal of Soil Science**, v. 28, n. 3, p. 498-508, 1977.

MUSGRAVE, G. W. The quantitative evaluation of factors in water erosion: A first approximation. **J. Soil Water Conserv**, v. 2, p. 133-138, 1947.

NEARING, M. A.; WEST, L. T.; BRADFORD, J. M. Consolidation of an unsaturated illitic clay soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.52, p. 929-934, 1988.

NEARING, M. A.; WEST, L. T.; BROWN, L. C. A consolidation model for estimating changes in rill erodibility. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, v. 31, p. 696-700, 1988.

OLIVEIRA, D. M. S.; LIMA, R. P.; VERBURG, E. J. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquido suíno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 3, p. 280-285, 2015.

PAGLIAI, M.; BISSDOM, E. B. A.; LEDIN, S. Changes in Surface Structure (Crusting) After Application of Sewage Sludge and Pig Slurry to Cultivated Agricultural Soils in Northern Italy. **Geoderma**, v. 30, p. 35-53, 1983.

PEDROTTI, A.; CHAGAS, R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 1308-1324, 2015.

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PEREIRA, M. F. S.; JÚNIOR, J. N.; DE SÁ, J. R.; LINHARES, P. C. F.; BEZERRA NETO, F.; PINTO, J. R. S. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio direto e convencional. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, Patos, v.8, n.1, p. 21- 32, 2013.

PIERCE, F. J. Erosion productivity impact prediction. In: LAL, R.; PIERCE, F. J. ed. **Soil management for sustainability**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society. 1991. p. 35-52.

RAMOS, J. C.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; MARIOTI, J.; WERNER, R. S. Influência das condições de superfície e do cultivo do solo na erosão hídrica em um Cambissolo Húmico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1587-1600, 2014.

RAMOS, J. C. **Cobertura e rugosidade da superfície na proposição de indicadores de qualidade de um Cambissolo Húmico relacionados ao controle da erosão hídrica**. 2015. 200 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages. 2015.

RECOUS, S.; ROBIN, D.; DARWIS, D.; MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology Biochemistry**, Elmsford, v. 27, p. 1529-1538, 1995.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, p. 29-48, 2003.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Cienc. Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1931-1935, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782006000600044&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 06 abr. 2017.

RENARD, K. G.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R.; LAFLEN, J. M. Soil loss estimation. In: AGASSI, M. **Soil erosion, Conservation, and Rehabilitation**. New York: Marcel Dekker, Inc. 1996. p. 169-202.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, 1997. 384p. (Agriculture Handbook, 703).

ROLSTON, D. E.; BIGGAR, J. W.; NIELSEN, D. R. Effect of salto on soils. **California Agriculture**, v. 36, n. 10, p. 11-13, 1984.

ROTH, C. H. Soil sealing and rusting in Tropical South America. In: SUMNER, M. E.; STEWART, B. A. **Soil crusting, chemical and physical processes**. London: Lewis Publishers, 1992. p. 267-300.

SALTON J. C. **Dinâmica do carbono em sistemas de integração lavoura-pecuária**. In: Moraes, A.; Carvalho, P. C. F. et al. (eds) Proceedings of the international symposium on integrated crop-livestock systems. Curitiba, 2007. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/126866/1/29675.pdf>>. Acesso em: 02 fev. 2017.

SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, E. F. F.; LIMA NETO, J. A. Perdas de carbono orgânico, potássio e solo em Neossolo Flúvico sob diferentes sistemas de manejo no semi-árido. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 2, n. 2, p. 143-149, 2007.

SANTOS, R. C. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado**. 2010. 91 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A.A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 437-447, 2000.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; COGO, N. P.; GONZÁLEZ, A. P. Erosividade das chuvas de Lages, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1890-1905, 2014a.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; COGO, N. P.; GONZÁLEZ, A. P. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1906-1917, 2014b.

SEGANFREDO, M. A. **Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo**. Comunicado Técnico 268, Embrapa Suínos e Aves, p. 1-3, 2000.

SEGAT, J. C. **Avaliação ecotoxicológica do uso de dejetos de suínos em solos de Santa Catarina**. 2012. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2012.

SEGAT, J. C. **Avaliação ecotoxicológica da aplicação de dejetos de suínos em solos subtropicais**. 2016. 304 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005.

SILVA, P. C. G.; FOLONI, P. S. S.; FABRIS, L. B.; TIRITAN, C. S. Fitomassa e relação C/N em consórcios de sorgo e milho com espécies de cobertura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 11, p. 1504-1512, 2009.

SILVA, J. B. **Atributos físicos e químicos de um Latossolo fertirrigado com efluente de suínos**. 2011. 46 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2011.

SILVA, R. F.; BERTOLLO, G. M.; CORASSA, G. M.; COCCO, L. B.; STEFFEN, R. B.; BASSO, C. J. Doses de dejetos líquidos de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 3, p. 418-424, 2014.

SILVA, D. M. **Biota do solo em pastagem sob aplicação sucessiva de dejetos de suínos**. 2015. 64 p. Tese (Doutorado em Ciência do solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

SLONEKER, L. L. MOLDENHAUER, W. C. Measuring the amounts of crop residue remaining after tillage. **Journal Soil Water Conservation**, v. 32, p. 231-236, 1977.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agric. Eng**, v. 22, p. 173-175, 1941.

SMITH, D. D.; D. M. WHITT. Estimating soil losses from field areas of claypan soil. **Soil Sci. Soc. Am**, v. 12, p. 485-490, 1947.

STEINER, F.; FEY, R.; ZOZ, T.; COSTA, L. Produção de biomassa e relação C/N da aveia preta submetida a fontes e doses de nitrogênio. **Global Science and Technology**, v. 02, n. 03, p. 29 - 37, 2009.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 395-401, 2001.

STRECK, E. V. **Erosão hídrica do solo relacionada com o subfator uso anterior da terra do modelo “RUSLE”**. 1999. 195 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

STRECK, E. V.; COGO, N. P. Reconsolidation of the soil surface after tillage discontinuity, with and without cultivation, related to erosion and its prediction with RUSLE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 141-151, 2003.

TEDESCO, M. J.; IANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. T. G. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

TESSARO, D. **Efeito da aplicação de efluente do tratamento secundário de água residuária da suinocultura na meso e macrofauna de solo cultivado com minimilho**. 2009. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; ALVES, L. F. A.; DIETER, J.; CORDOVIL, C. S. C. M. S.; VARENNES, A. Edaphic mesofauna (springtails and mites) in soil cultivated with baby corn and treated with swine wastewater combined with chemical fertilization. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, Helsinki, v. 9, p. 983-987, 2011.

TOY, T. J.; FOSTER, G. R.; RENARD, K. G. RUSLE for mining, construction and reclamation lands. **Second Quarter**, p. 995-1013, 1999. Disponível em: < <https://www.tucson.ars.ag.gov/unit/publications/PDFfiles/1285.pdf> >. Acesso em: 06 dez. 2016.

U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service. **A universal equation for predicting rainfall-erosion losses**. ARS Spec. Rep. 22- 66, 1961.

VALENTIN, C.; BRESSON, L.M. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 55, p. 225 - 245, 1992.

VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M.; DORTZBACH, D.; ARAUJO, I. S. Atributos físicos do solo em glebas com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos. **Revista Agropecuária Catarinense**, v. 25, n. 2, 2012.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, 2004.

VOLK, L. B. S. **Condições físicas da camada superficial do solo resultantes do seu manejo e indicadores de qualidade para redução da erosão hídrica e do escoamento superficial**. 2006. 149 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto alegre, 2006.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P. Relações entre tamanho de sedimentos erodidos, velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1459-1471, 2009.

WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. Spatial variability of physical properties in the field. In: HILLEL, D. **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. p.319-344.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 5, p. 487-494, 2005.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**: Guide for selection of practices for soil and water conservation. U.S. Dep. Agric., 1965. 49 p. (Agriculture Handbook, 282).

WISCHMEIER, W. H. Conservation tillage to control water erosion. In: NATIONAL CONSERVATION TILLAGE CONFERENCE, 1973, Ankeny. **Proceedings...** Ankeny: Soil Conservation America Society, 1973. p. 133-141.

WISCHMEIER, W. H. Use and misuse of the universal soil loss equation. **J. Soil Water Conserv.**, v. 31, p. 5-9, 1976.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, D. C.: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537).

ZEJUN, T.; TINGWU, L.; QINGWEN, Z. JUN, ZHAO. **The Sealing Process and Crust Formation at Soil Surface under the Impacts of Raindrops and Polyacrylamide**. 2002. 456-462 p. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/237756605_The_Sealing_Process_and_Crust_Formation_at_Soil_Surface_under_the_Impacts_of_Raindrops_and_Polyacrylamide>. Acesso em: 21 fev. 2017.

ZIECH, A. R. D.; CONCEIÇÃO, P. C.; LUCHESE, A. V.; BALIN, N. M.; CANDIOTTO, G.; GARMUS, T. G. Proteção do solo por plantas de cobertura de ciclo hibernar na região Sul do Brasil. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 50, n. 5, p. 374-382, 2015.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agric. Eng.**, p. 2159-2164, 1940.

ZOLDAN JUNIOR, W. A. **Rugosidade superficial do solo ocasionada por uma operação de escarificação aplicada após cinco anos e meio de uso de sistemas de manejo do solo, e suas relações com a erosividade da chuva e erosão hídrica em um Nitossolo Háplico.** 2006. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2006.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Caracterização química do solo antes dos testes de chuva simulada

Trat	Prof (cm)	pH	Ca	Mg	Al	H + Al	K	CTC efetiva	CTC (pH 7,0)	Saturação	M.O. (%)	Argila	P
		(H ₂ O)								por Base			(Mehlich)
		-	cmolc/dm ³									mg/dm ³	
CCD200	0-2,5	5,3	9,4	1,6	1,0	6,8	0,5	12,5	18,3	64,0	3,0	36,5	24,5
	2,5-5	5,4	12,0	0,9	1,0	6,5	0,3	14,2	19,7	67,7	2,6	31,5	13,1
	5-10	5,1	8,7	3,2	0,9	6,3	0,2	12,9	18,3	65,3	2,7	34,0	9,2
	10-20	5,0	7,2	1,9	1,5	9,2	0,3	10,8	18,5	51,6	2,6	32,5	11,9
CCD100	0-2,5	5,5	9,3	0,9	0,7	5,8	0,4	11,3	16,4	65,4	2,6	31,5	13,4
	2,5-5	5,3	9,4	1,7	0,7	6,6	0,2	12,0	17,9	63,2	3,0	37,0	6,9
	5-10	5,2	7,9	2,0	1,4	9,6	0,2	11,5	19,7	52,3	2,6	37,0	7,8
	10-20	5,1	6,8	0,9	1,6	10,0	0,3	9,6	18,0	45,1	3,1	36,0	4,6
CCD50	0-2,5	5,9	8,9	1,5	0,0	3,5	0,5	10,9	14,3	75,6	2,8	30,5	6,2
	2,5-5	5,6	8,5	3,7	0,3	4,8	0,3	12,8	17,3	73,4	2,3	34,0	5,1
	5-10	5,8	8,3	1,6	0,5	6,1	0,3	10,7	16,3	63,7	3,1	33,5	8,2
	10-20	5,7	7,6	1,9	0,8	7,2	0,3	10,6	17,0	59,7	2,8	36,5	7,3
CCD0	0-2,5	5,5	10,3	1,9	0,3	5,3	0,4	12,8	17,8	70,3	2,7	32,5	5,3
	2,5-5	5,7	10,5	2,6	0,1	5,3	0,2	13,4	18,6	71,5	2,8	32,0	4,9
	5-10	5,8	10,5	3,0	0,1	4,6	0,2	13,7	18,2	74,6	2,6	32,5	3,5
	10-20	5,5	8,6	1,5	0,7	6,1	0,3	11,1	16,5	64,8	2,3	37,0	6,1
SCD50	0-2,5	5,6	10,7	1,1	0,1	4,0	0,4	12,3	16,2	75,6	2,7	36,0	4,5
	2,5-5	5,7	9,7	2,0	0,1	5,6	0,5	12,3	17,8	69,4	2,9	35,0	5,2
	5-10	5,6	9,8	1,5	0,1	4,5	0,5	11,9	16,2	72,6	2,5	38,5	11,2
	10-20	5,4	8,7	2,8	0,5	6,5	0,5	12,5	18,5	64,4	2,9	38,0	12,6
SCD0	0-2,5	4,9	6,6	1,5	2,7	13,0	0,3	11,0	21,3	39,1	3,0	38,0	3,9
	2,5-5	4,9	6,9	4,6	2,5	12,3	0,2	14,3	24,0	48,9	2,5	38,0	4,1
	5-10	5,2	6,7	2,7	2,5	11,6	0,2	12,0	21,1	45,0	2,6	39,0	3,6
	10-20	5,2	8,9	2,9	1,3	8,3	0,5	13,6	20,5	60,2	2,9	34,0	6,2

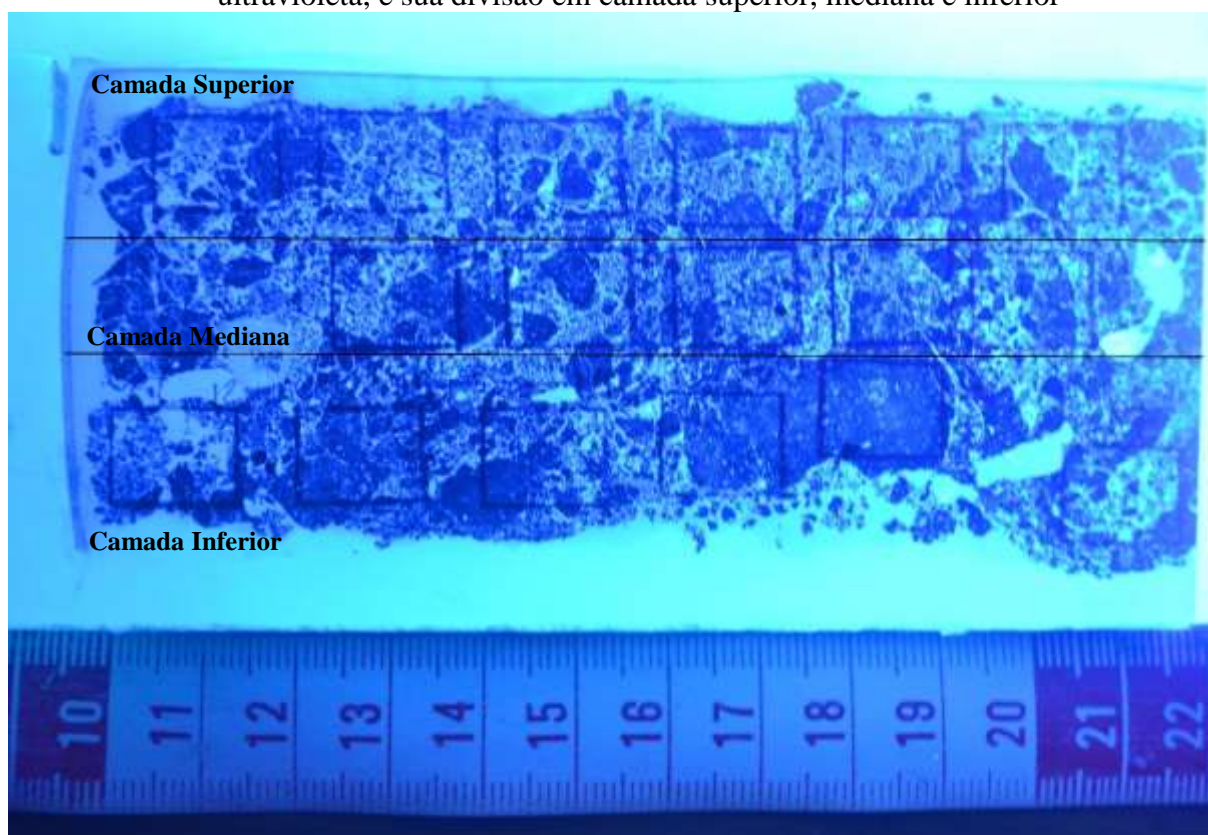
Trat - tratamentos; Prof - profundidades amostradas; CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS.

APÊNDICE B - Caracterização química do solo após os testes de chuva simulada e aplicação de DLS

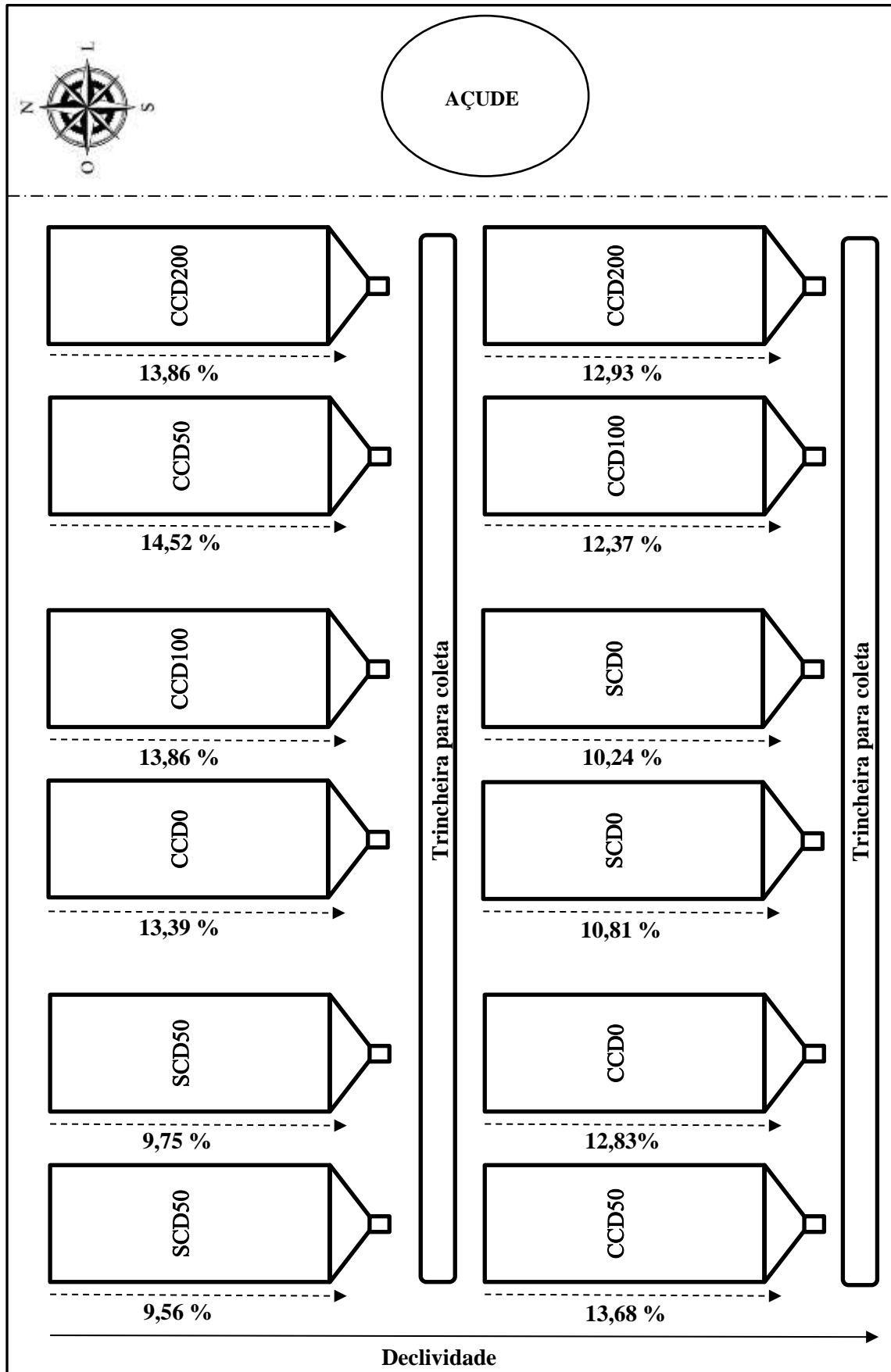
Trat	Prof (cm)	pH (H ₂ O)	Ca	Mg	Al	H + Al	K	CTC efetiva	CTC (pH 7,0)	Saturação por Base	M.O.	Argila	P
													(Mehlich)
													cmolc/dm ³
													(%)
													mg/dm ³
CCD200	0-2,5	5,5	8,7	4,6	0,4	7,1	0,5	14,2	20,8	67,2	1,9	36,5	30,6
	2,5-5	5,6	9,0	4,3	0,1	4,9	0,4	13,8	18,6	73,7	2,5	32,0	17,9
	5-10	5,7	8,0	4,6	0,4	4,9	0,3	13,4	17,9	72,4	2,1	33,0	8,8
	10-20	4,9	5,7	3,7	1,9	9,2	0,2	11,4	18,8	51,0	2,3	34,5	5,6
CCD100	0-2,5	5,4	6,7	3,6	0,6	8,9	0,4	11,4	19,6	56,4	2,1	32,5	27,1
	2,5-5	5,5	6,7	4,0	0,6	7,9	0,4	11,7	19,0	60,0	2,0	34,0	26,7
	5-10	5,4	6,6	4,2	0,7	7,9	0,3	11,8	19,0	60,0	2,1	33,0	17,2
	10-20	5,3	5,2	4,3	1,8	11,2	0,2	11,4	20,8	48,0	4,4	31,5	14,8
CCD50	0-2,5	5,7	8,4	5,4	0,3	5,3	0,4	14,6	19,5	73,1	3,9	33,0	16,0
	2,5-5	5,7	7,6	4,3	0,4	5,8	0,4	12,8	18,2	67,9	3,9	35,0	7,8
	5-10	5,8	7,9	4,5	1,9	6,3	0,2	13,9	18,9	66,7	2,9	36,0	6,5
	10-20	5,2	4,8	4,1	2,2	14,1	0,1	11,3	23,1	39,5	2,4	32,5	1,5
CCD0	0-2,5	5,3	6,0	3,7	1,2	8,6	0,3	11,2	18,5	55,9	1,7	32,0	3,0
	2,5-5	5,4	7,0	4,3	1,2	10,0	0,2	12,7	21,5	53,6	2,2	35,0	2,3
	5-10	5,4	6,0	3,7	0,9	7,3	0,2	10,8	17,2	58,7	2,5	35,0	4,0
	10-20	5,3	5,1	3,2	1,2	10,8	0,1	9,7	19,3	46,7	2,3	34,5	3,9
SCD50	0-2,5	5,2	6,4	4,0	0,8	4,6	0,4	11,6	15,4	70,0	2,2	34,0	10,8
	2,5-5	5,4	6,8	4,4	0,8	4,9	0,4	12,3	16,5	70,2	2,1	34,5	3,5
	5-10	5,5	6,6	4,5	0,6	5,2	0,4	12,1	16,6	68,8	2,2	34,5	3,2
	10-20	5,6	5,9	4,1	1,6	7,4	0,3	11,9	17,7	58,0	1,9	33,0	2,7
SCD0	0-2,5	5,3	5,6	3,7	2,0	13,0	0,2	11,5	22,5	44,0	1,9	34,5	1,8
	2,5-5	5,3	5,8	3,6	2,0	13,5	0,2	11,7	23,2	42,9	1,8	34,0	1,9
	5-10	5,3	7,1	5,5	1,7	15,5	0,2	14,4	28,3	45,1	1,8	34,0	2,0
	10-20	5,1	4,9	5,1	3,1	20,6	0,2	13,3	30,7	33,0	1,6	33,5	0,4

Trat - tratamentos; Prof - profundidades amostradas; CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS.

APÊNDICE C - Bloco impregnado de dimensões 0,12 x 0,07 x 0,05 m, iluminado com luz ultravioleta, e sua divisão em camada superior, mediana e inferior



APÊNDICE D - Distribuição e declividade (%) das parcelas na área experimental



APÊNDICE E - Estabilidade de agregados de um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

Profundidade (cm)	Tempo (dias)	Tratamentos					
		CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
Diâmetro Médio Ponderado (mm)							
0-2,5	0	5,38	5,49	6,05	6,60	5,79	7,02
	84	4,93	5,34	6,02	6,14	4,87	6,25
	146	4,35	4,84	5,70	4,73	3,86	5,36
	202	5,42	5,63	6,39	6,12	5,66	6,48
	278	4,59	5,50	5,37	5,04	4,71	6,07
	354	5,19	5,68	5,93	5,87	5,05	5,83
	Média		4,98	5,41	5,91	5,75	4,99
$\Delta\%$		-3,53	3,46	-1,98	-11,06	-12,78	-16,95
2,5-5	0	5,62	5,95	6,25	6,68	6,10	7,11
	84	5,48	5,83	6,48	6,51	5,76	6,26
	146	5,10	5,34	6,12	5,38	4,92	5,82
	202	5,50	5,96	6,52	6,41	5,84	6,76
	278	5,27	5,93	5,71	6,31	5,23	6,10
	354	5,41	5,83	6,40	6,37	5,79	6,59
	Média		5,39	5,81	6,25	6,28	5,61
$\Delta\%$		-3,74	-2,02	2,40	-4,64	-5,08	-7,31
5-10	0	5,42	6,16	6,65	6,75	6,10	6,97
	84	5,10	5,84	6,43	6,45	5,73	6,56
	146	4,15	5,38	6,00	5,22	5,21	5,83
	202	5,59	6,12	6,58	6,51	5,84	6,66
	278	5,66	5,95	6,47	6,50	5,80	6,19
	354	5,42	5,96	6,51	6,54	6,13	7,03
	Média		5,22	5,90	6,44	6,33	5,80
$\Delta\%$		0	-3,25	-2,11	-3,11	0,49	0,86
10-20	0	5,09	6,06	6,57	6,54	6,18	6,14
	84	5,05	5,39	6,28	5,88	5,46	6,26
	146	4,41	4,86	5,82	5,21	5,25	7,02
	202	4,61	6,12	6,75	6,51	5,82	7,01
	278	5,40	5,67	6,45	5,99	5,88	6,20
	354	5,30	5,73	6,57	6,48	5,85	6,77
	Média		4,98	5,64	6,41	6,10	5,74
$\Delta\%$		4,13	-5,45	0	-0,92	-5,34	10,26

APÊNDICE F - Umidade gravimétrica antecedente às chuvas simuladas em um Cambissolo Húmico submetido a aplicação de DLS

Tempo (dias)	Tratamentos					
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0	SCD50	SCD0
Umidade Gravimétrica (%) - 0 a 10 cm						
0	34,68	31,14	31,38	29,54	27,01	28,38
84	33,16	34,27	32,33	30,61	28,99	32,04
146	30,17	30,53	31,08	25,93	26,17	27,56
202	32,85	29,68	36,19	30,55	34,56	31,03
278	32,53	31,00	34,40	28,13	30,16	29,35
354	29,02	29,90	33,27	29,46	30,31	29,16
Média	32,07	31,09	33,11	29,04	29,53	29,59
$\Delta\%$	-16,32	-3,98	6,02	-0,27	12,22	2,75
Umidade Gravimétrica (%) - 10 a 20 cm						
0	33,12	30,92	36,16	33,14	34,02	35,06
84	34,87	33,65	37,37	33,19	36,07	34,07
146	31,01	30,25	35,87	30,59	31,57	32,47
202	33,09	31,61	36,85	33,62	34,19	36,13
278	33,38	34,68	38,26	30,44	33,68	31,92
354	33,52	31,99	32,69	32,31	33,76	32,66
Média	33,16	32,18	36,20	32,21	33,88	33,72
$\Delta\%$	1,21	3,46	-9,60	-2,50	-0,76	-6,85

APÊNDICE G - Valores de área total ocupada por poros (%) de um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS e chuva simulada

Tratamentos	T0	T1	T3	T6
CCD200	28,88 Bab	35,06 BCa	23,47 Cb	29,17 ABab
CCD100	33,84 ABa	29,91 CDa	34,10 ABa	23,28 Bb
CCD50	36,79 Aa	26,75 Db	31,14 ABab	34,28 Aa
CCD0	32,63 ABab	37,51 ABa	37,40 Aa	27,73 ABb
SCD50	30,14 ABb	42,37 Aa	28,89 BCb	32,15 Ab
SCD0	33,94 ABa	26,11 Db	32,99 ABa	31,55 Aab

CCD200 - com cultivo e 200 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD100 - com cultivo e 100 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD50 - com cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; CCD0 - com cultivo e sem DLS; SCD50 - sem cultivo e 50 m³ ha⁻¹ de DLS; SCD0 - sem cultivo e sem DLS; Valores no T0 (antes do primeiro teste de chuva simulada - 24/10/2014); T1 (após o primeiro teste de chuva simulada - 25/10/2014); T3 (após o terceiro teste de chuva simulada - 21/03/2015); T6 (após o sexto teste de chuva simulada - 14/10/2015). Médias seguidas de letras iguais maiúsculas entre manejo e minúsculas entre evento de chuva simulada não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

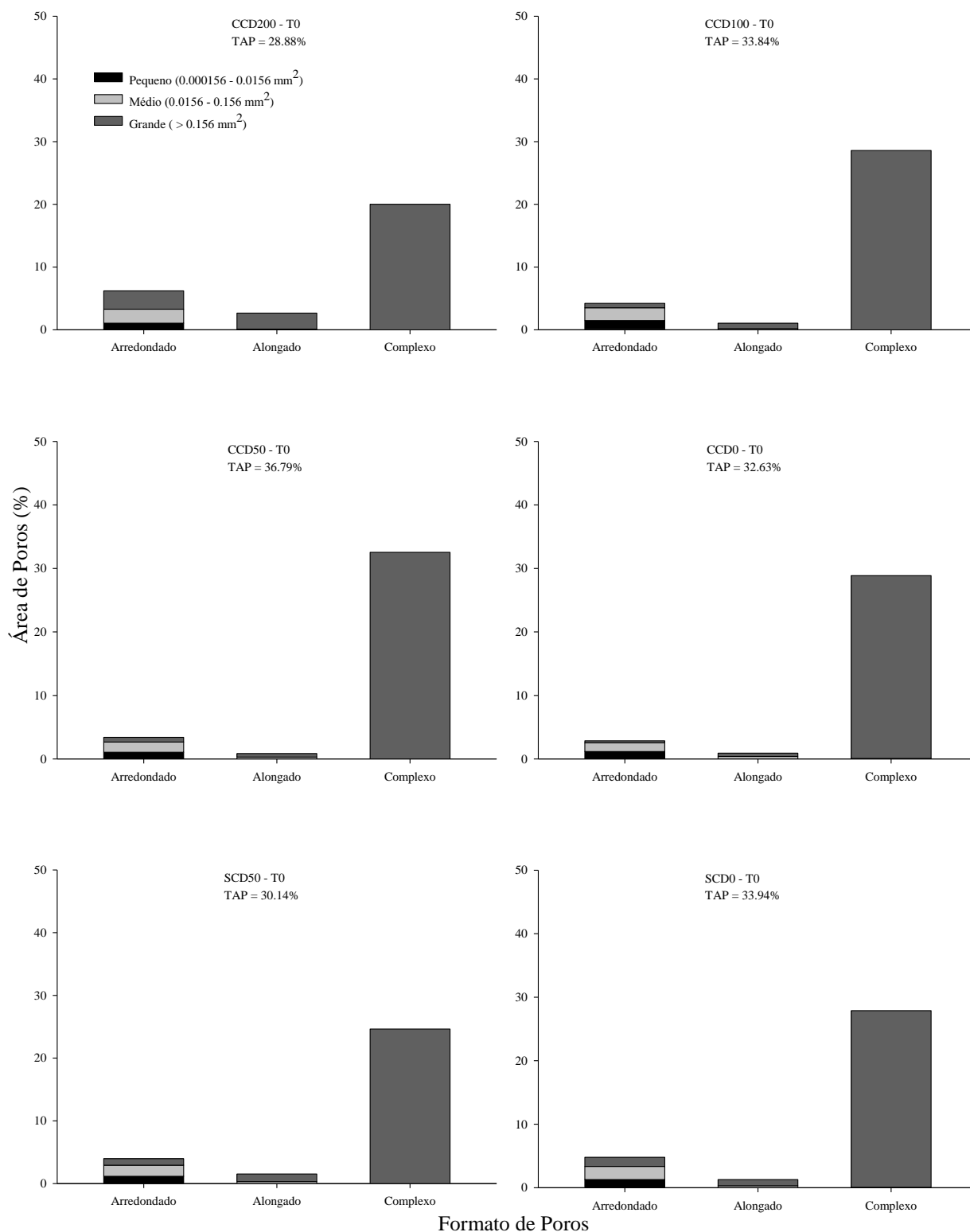
APÊNDICE H - Relação massa de raízes e resíduos incorporados com o tempo, na camada 0-10 cm nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico

Massa de raízes e resíduos incorporados na camada 0-10 cm (Mg ha ⁻¹)				
Tempo	Tratamentos			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
0	2,48	1,85	0,96	1,54
84	1,89	1,33	0,96	1,36
146	1,48	1,31	0,77	0,72
202	0,69	0,75	0,64	0,48
278	0,68	0,66	0,46	0,45
354	0,56	0,11	0,45	0,34

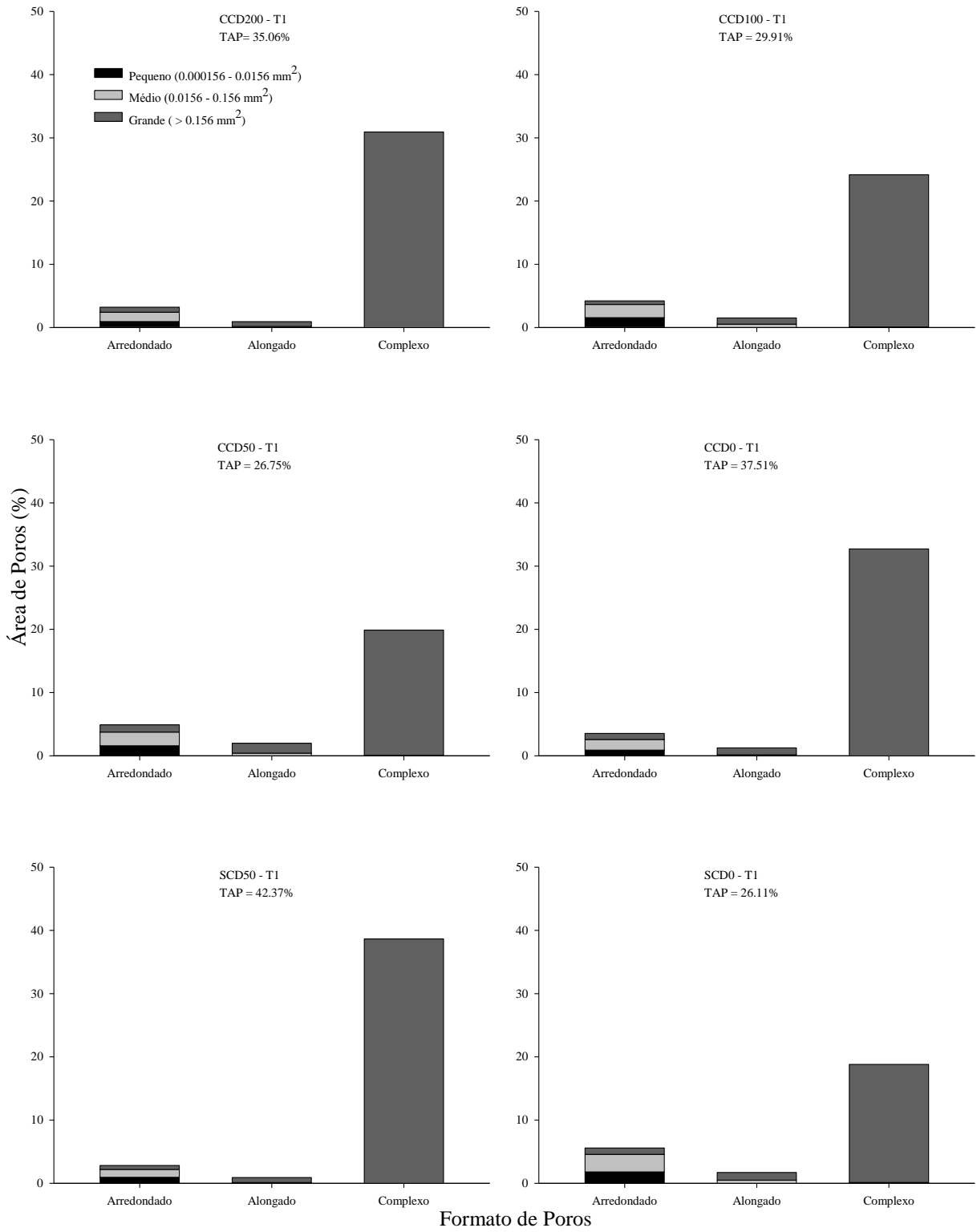
APÊNDICE I - Relação massa de raízes e resíduos incorporados com o tempo, na camada 10-20 cm nos tratamentos estudados em um Cambissolo Húmico

Massa de raízes e resíduos incorporados na camada 10-20 cm (Mg ha ⁻¹)				
Tempo	Tratamentos			
	CCD200	CCD100	CCD50	CCD0
0	1,89	1,59	0,72	0,68
84	1,36	0,99	0,70	0,65
146	0,48	0,37	0,63	0,40
202	0,46	0,34	0,31	0,36
278	0,36	0,33	0,27	0,29
354	0,31	0,28	0,19	0,24

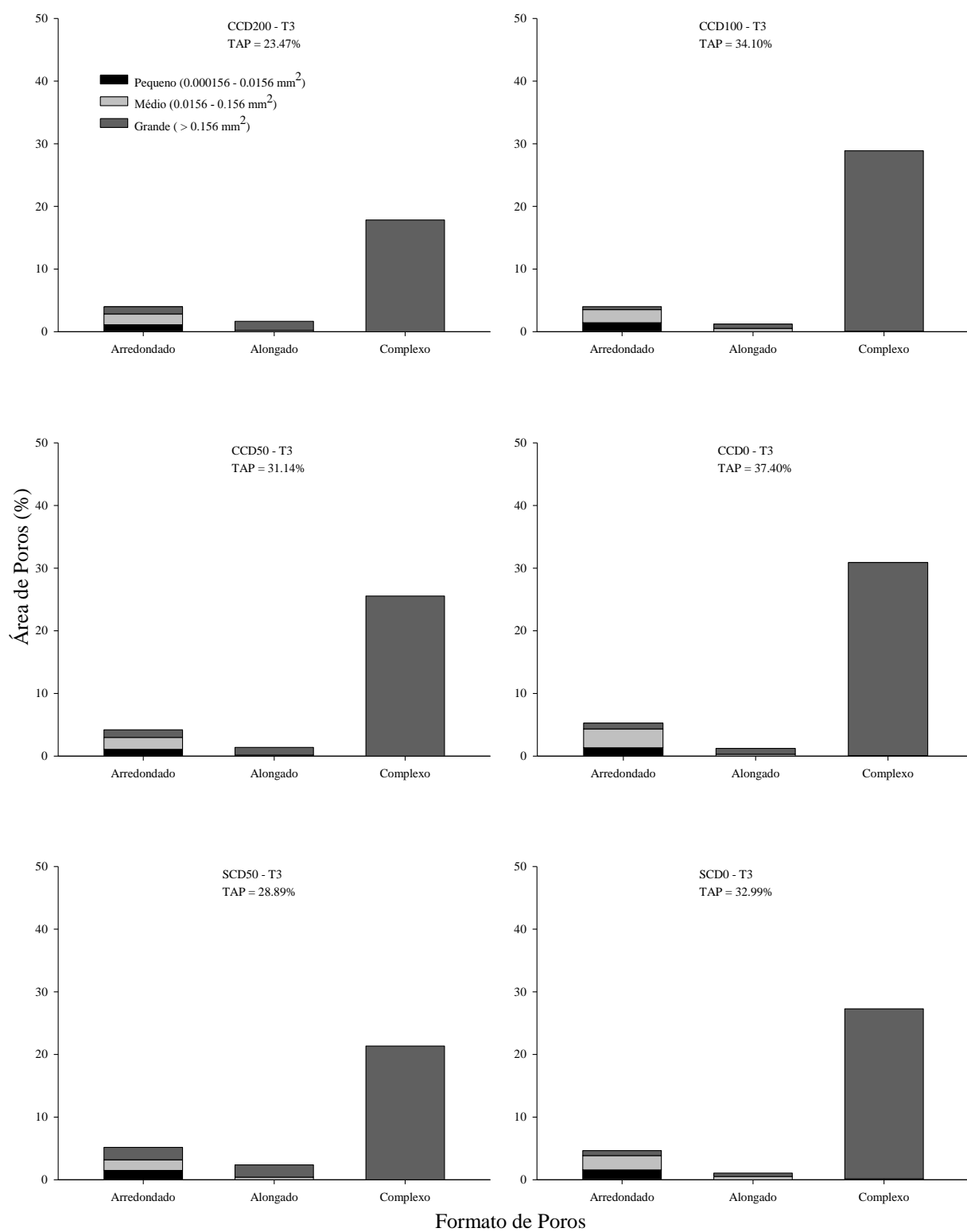
APÊNDICE J - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada 0-5 cm



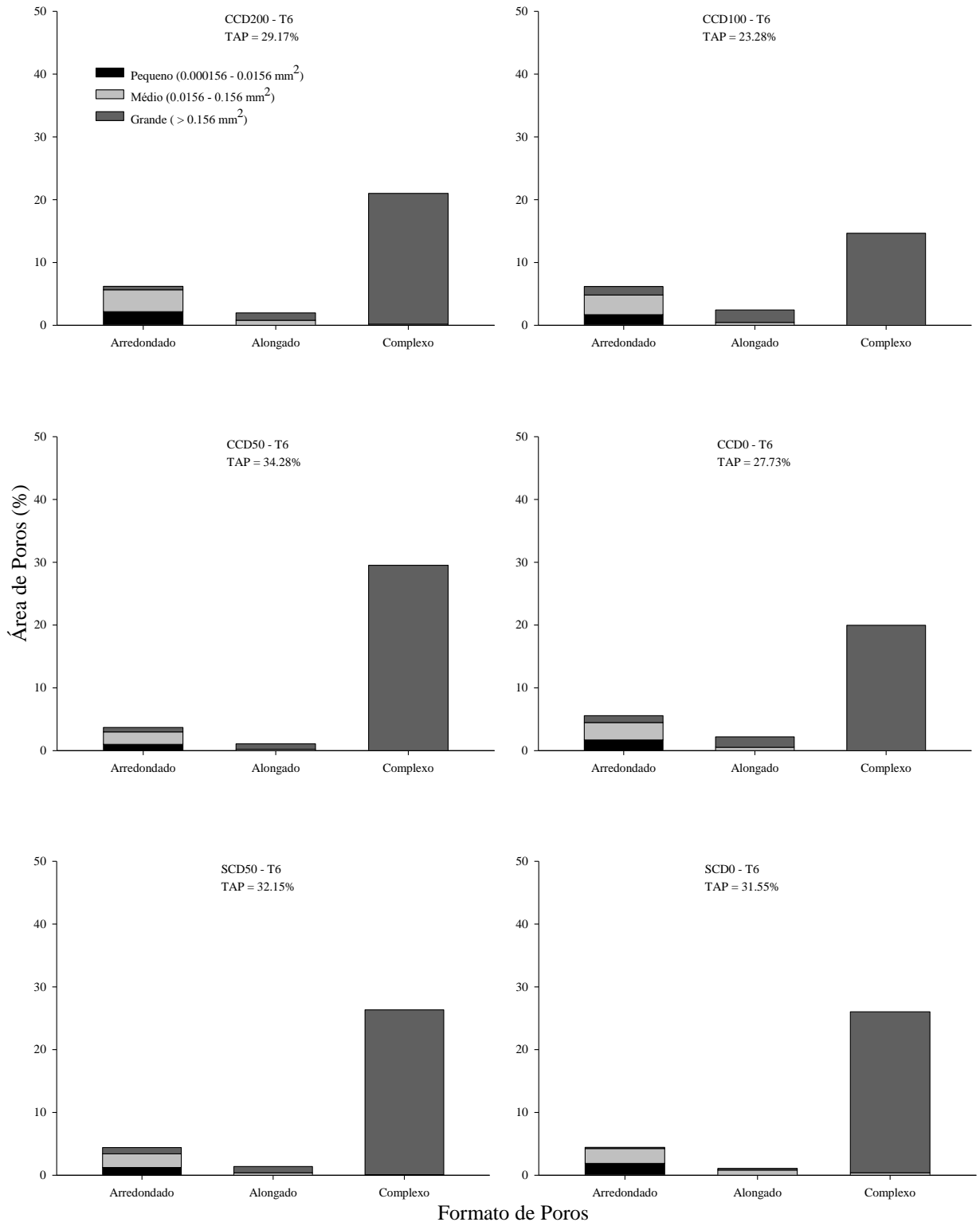
APÊNDICE K - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada 0-5 cm



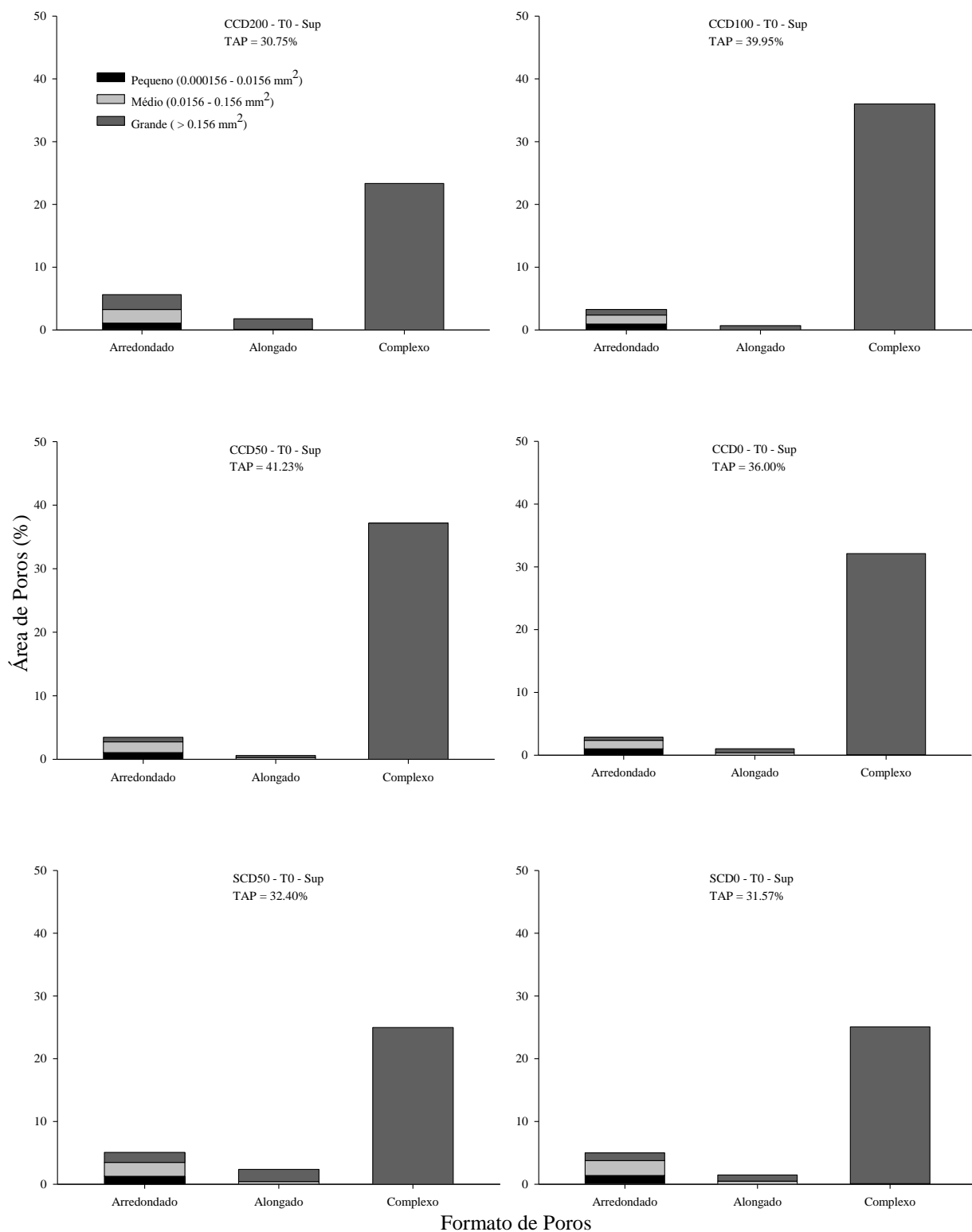
APÊNDICE L - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada 0-5 cm



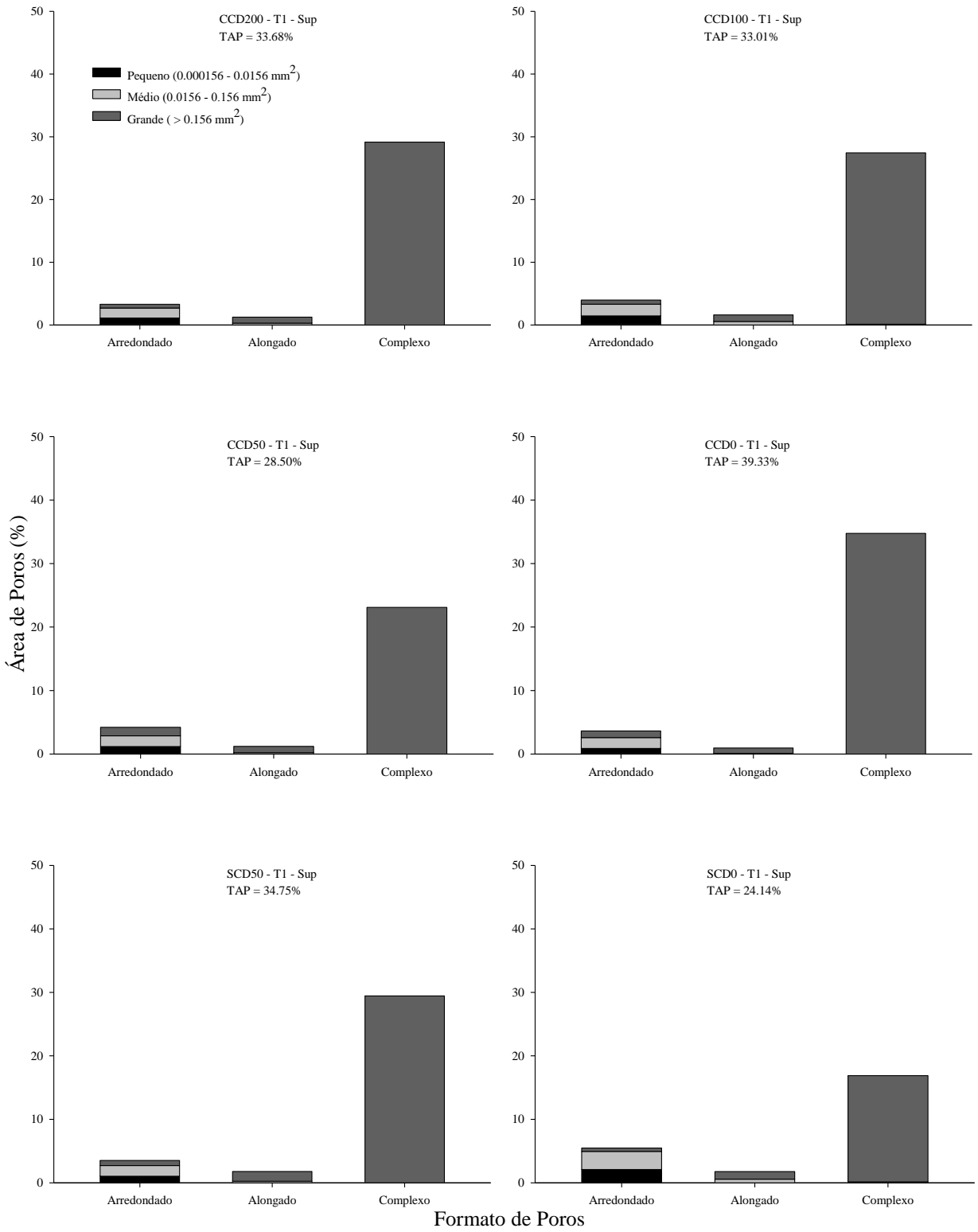
APÊNDICE M - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada 0-5 cm



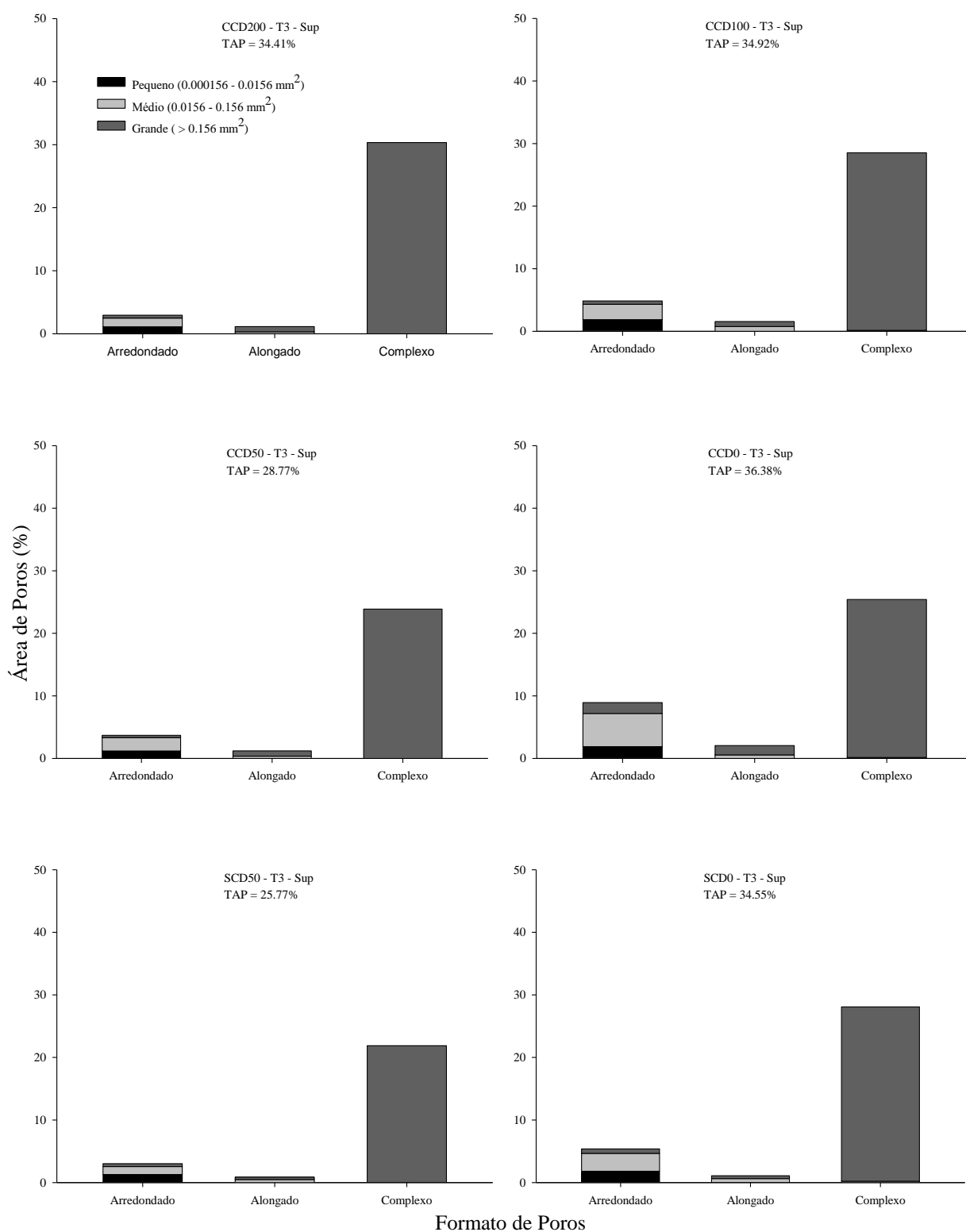
APÊNDICE N - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



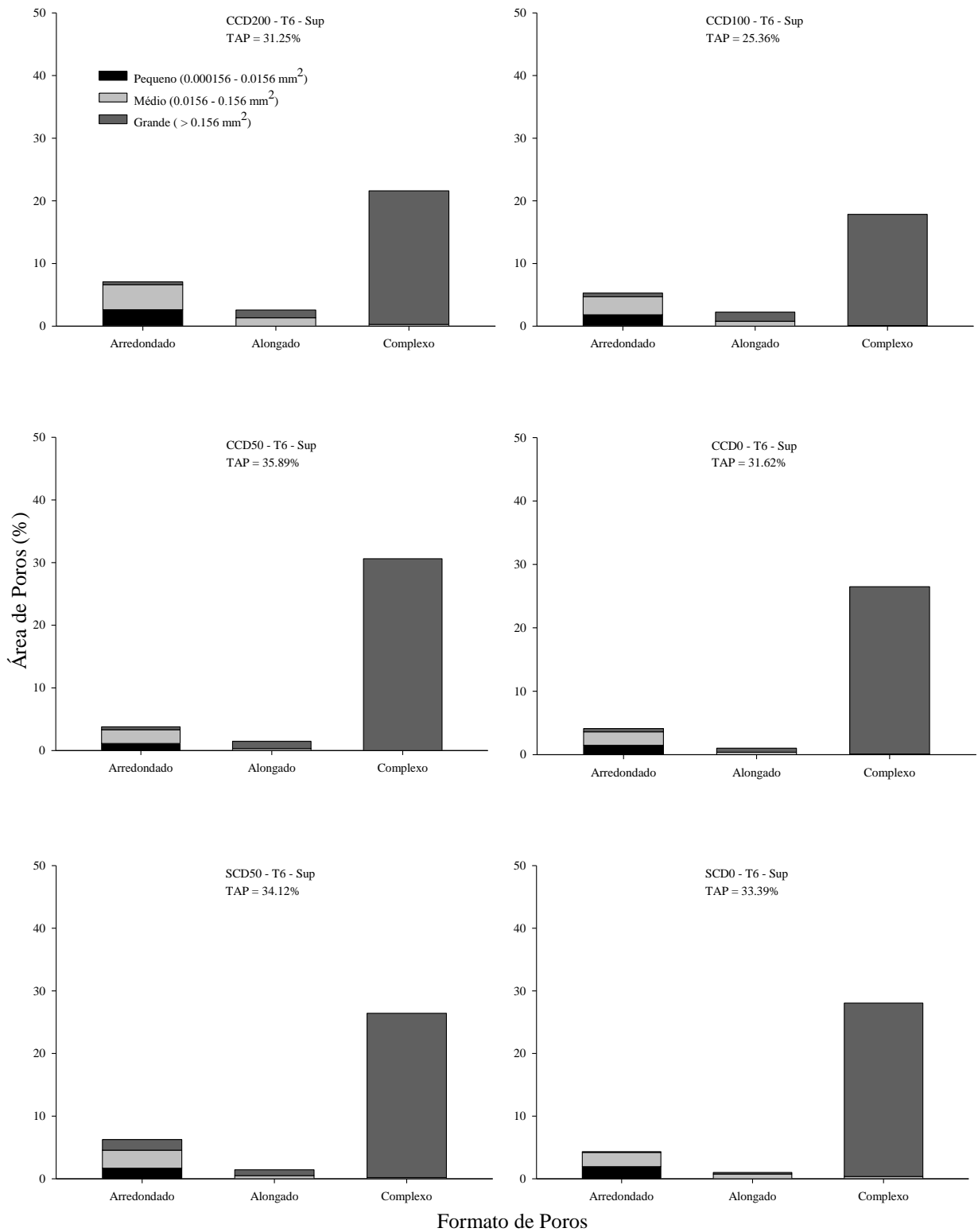
APÊNDICE O - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



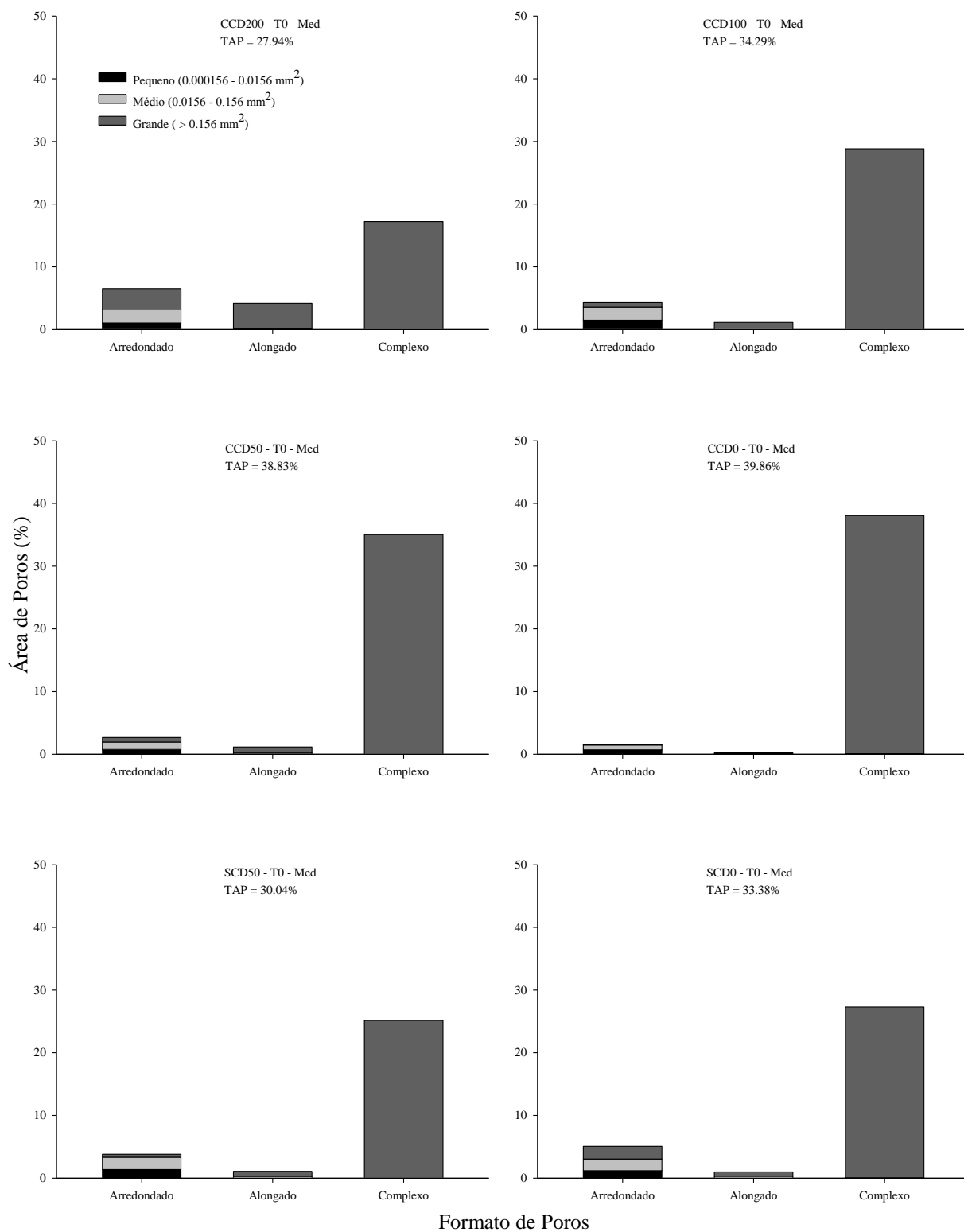
APÊNDICE P - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



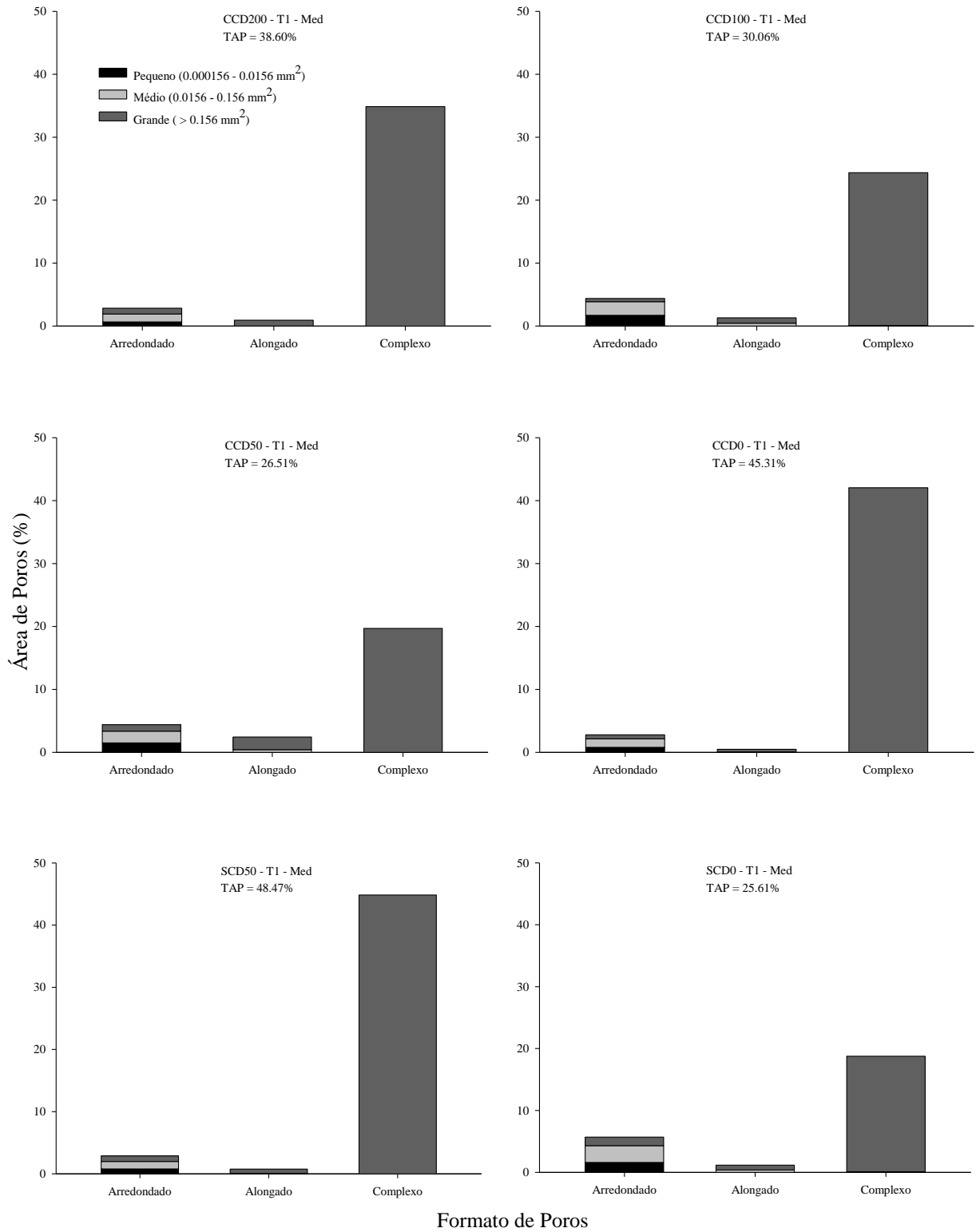
APÊNDICE Q - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



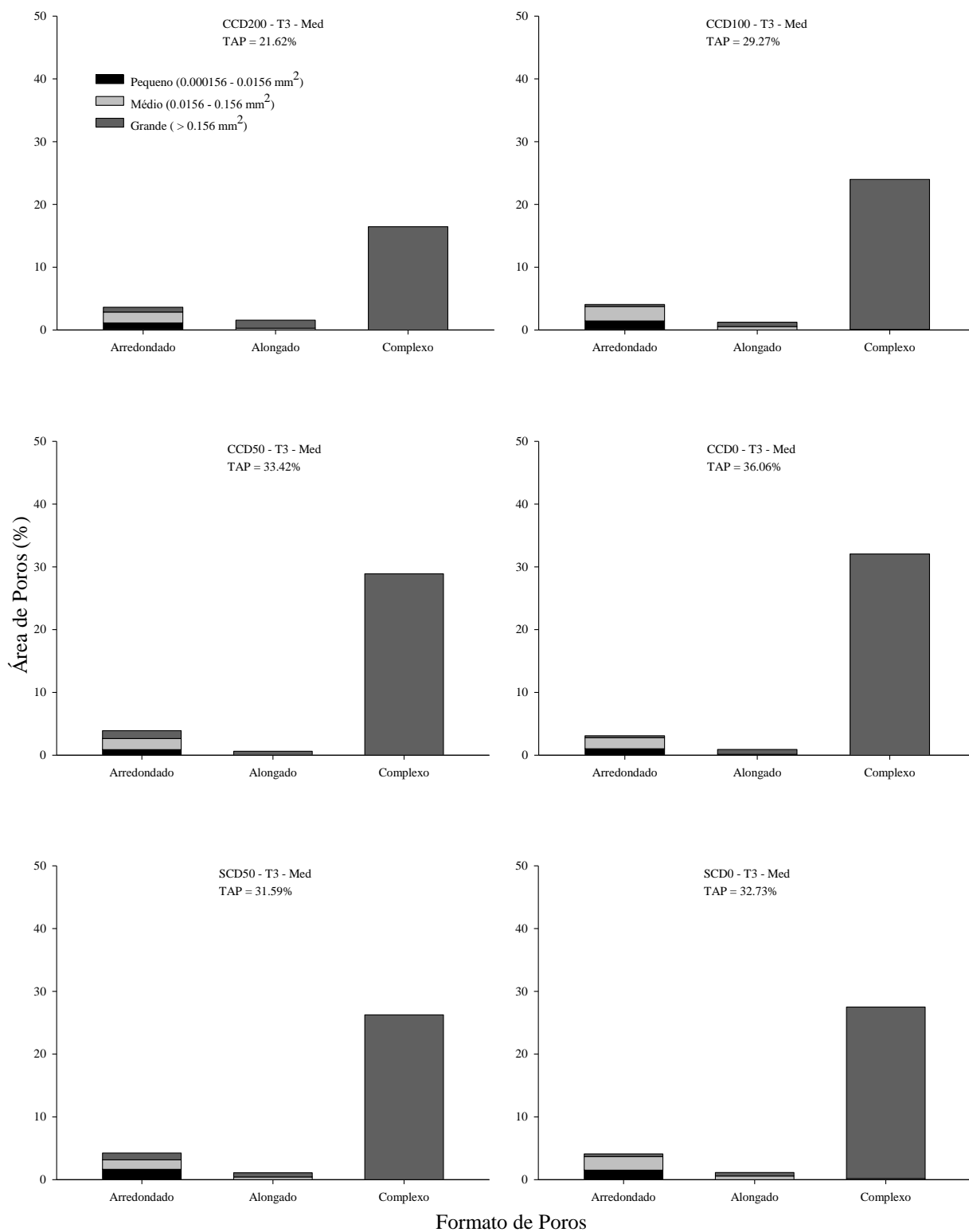
APÊNDICE R - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



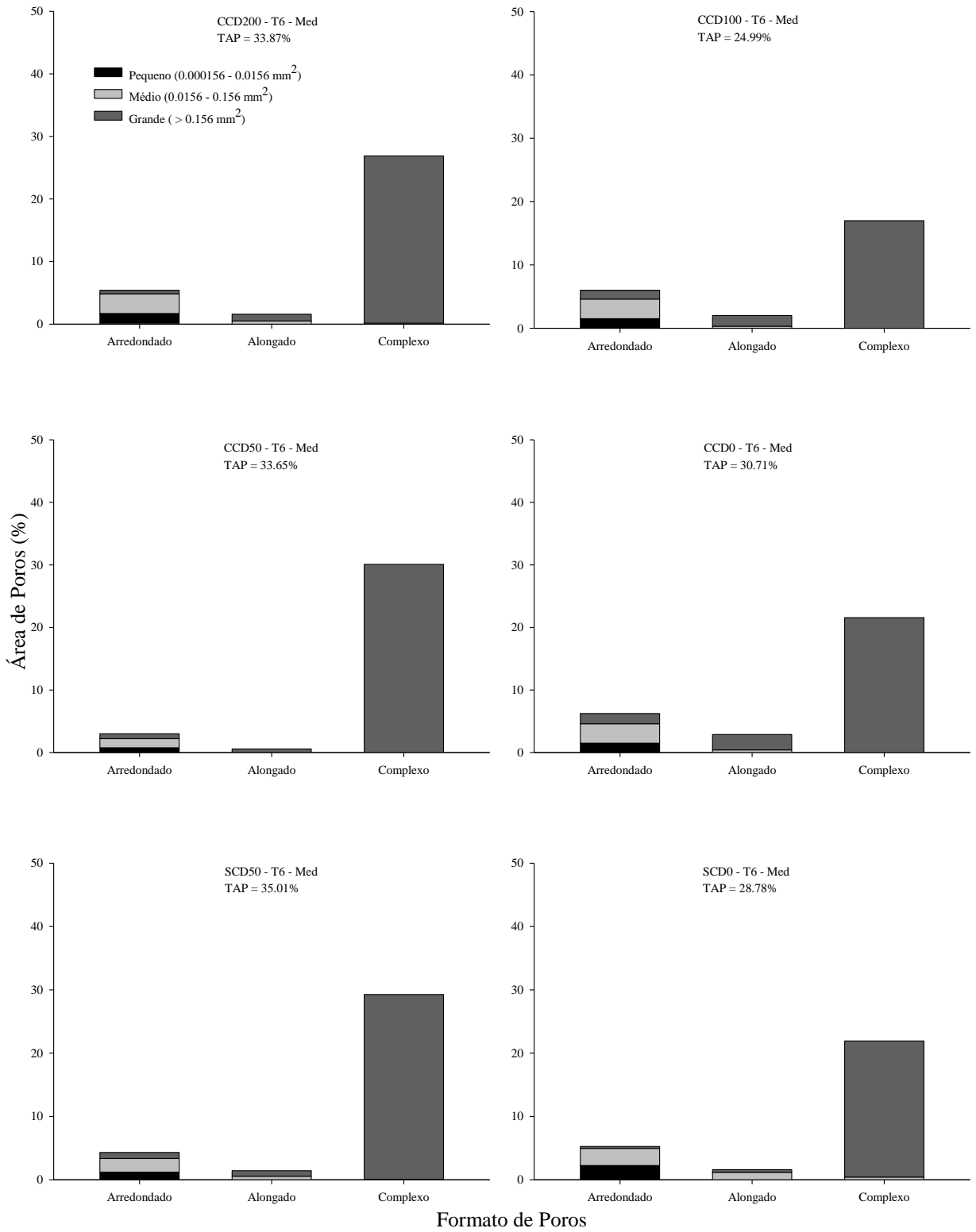
APÊNDICE S - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



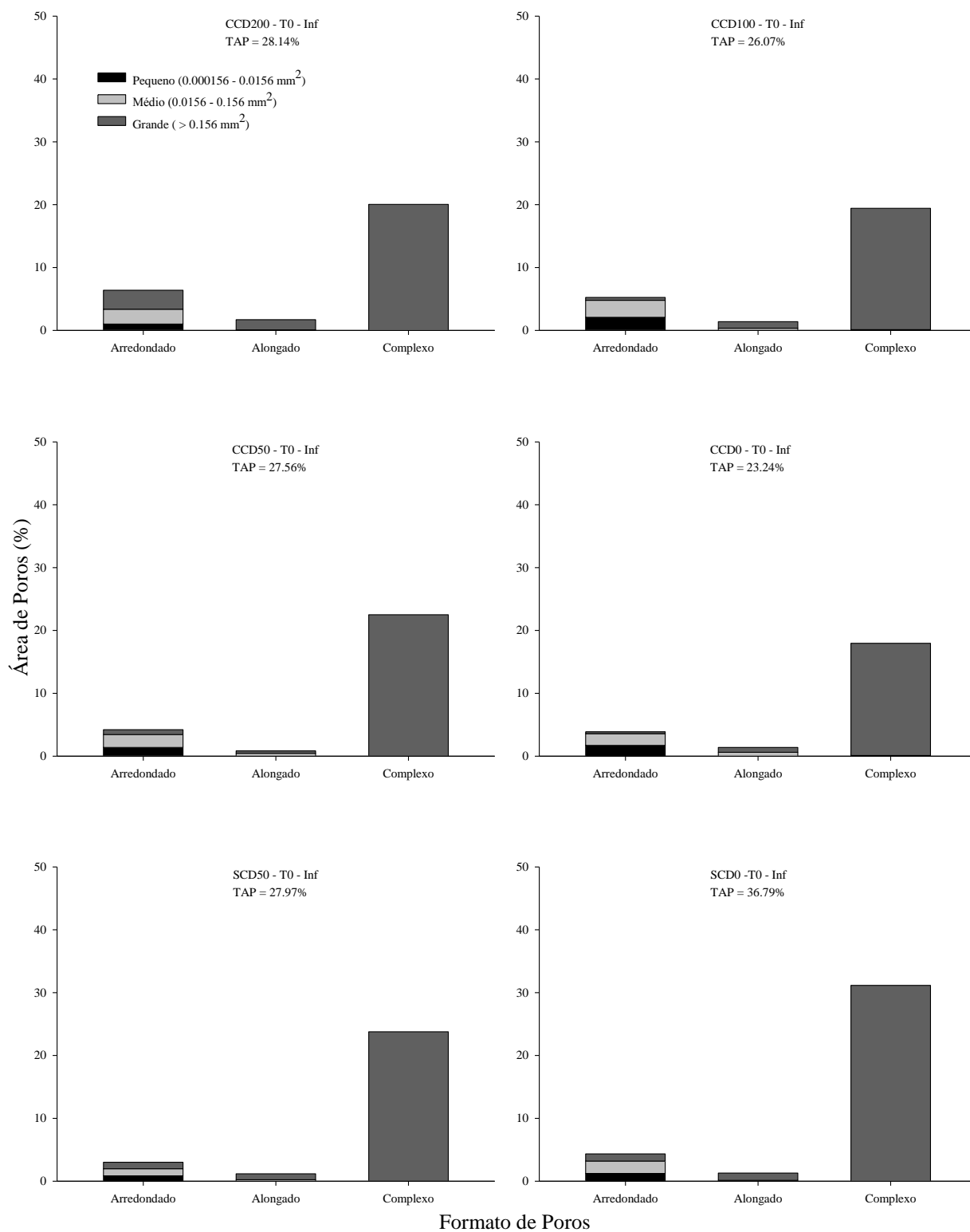
APÊNDICE T - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



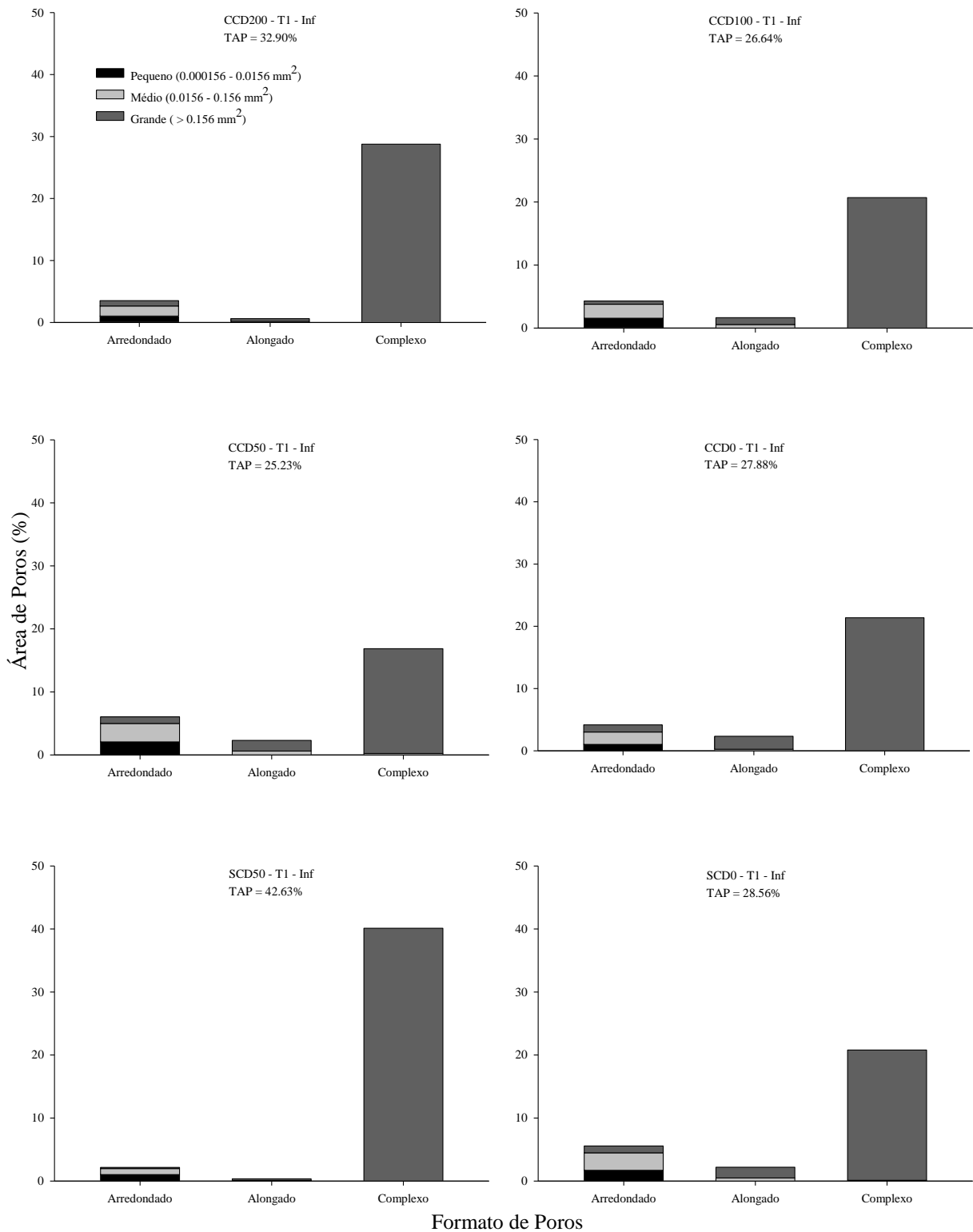
APÊNDICE U - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



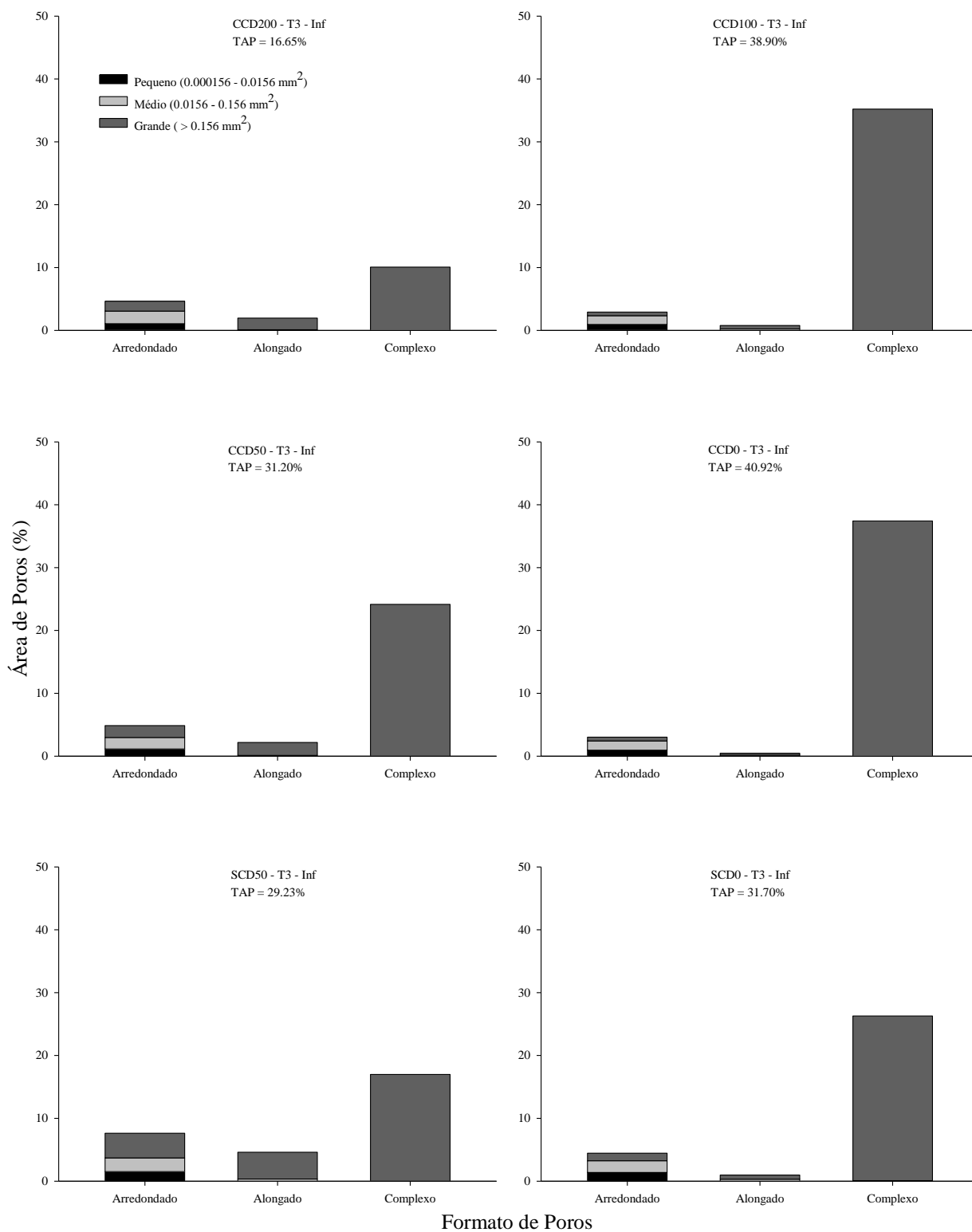
APÊNDICE V - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



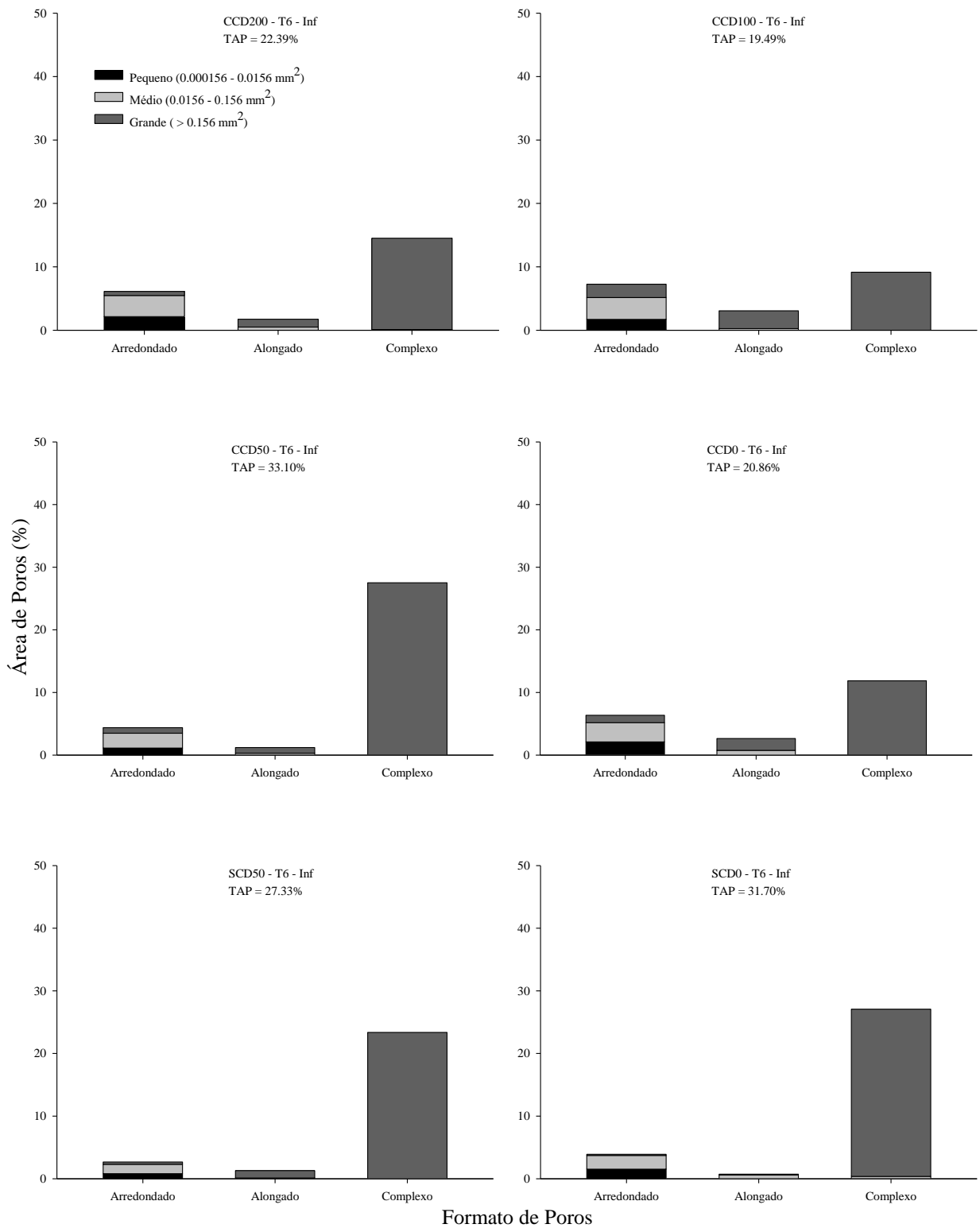
APÊNDICE W - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



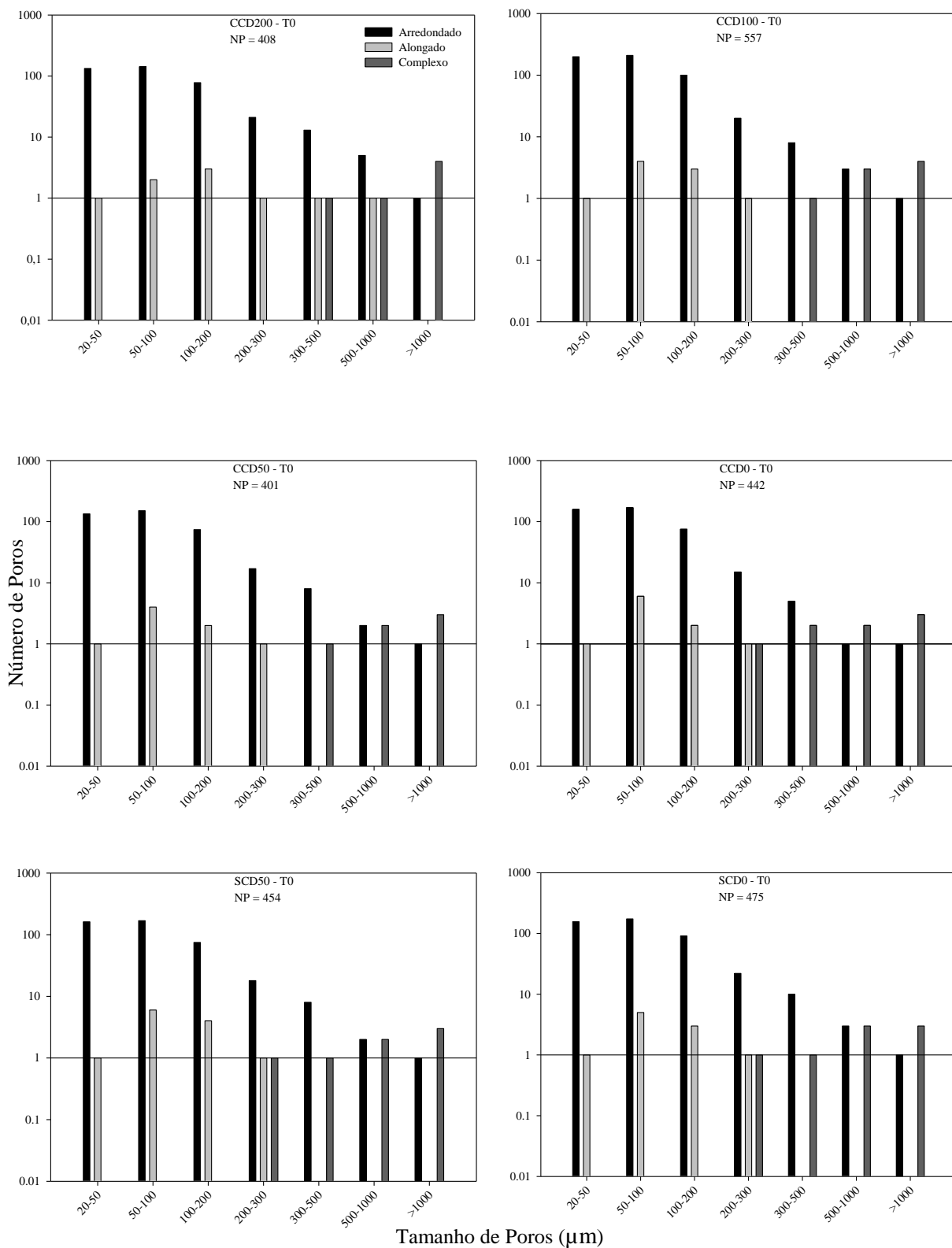
APÊNDICE X - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



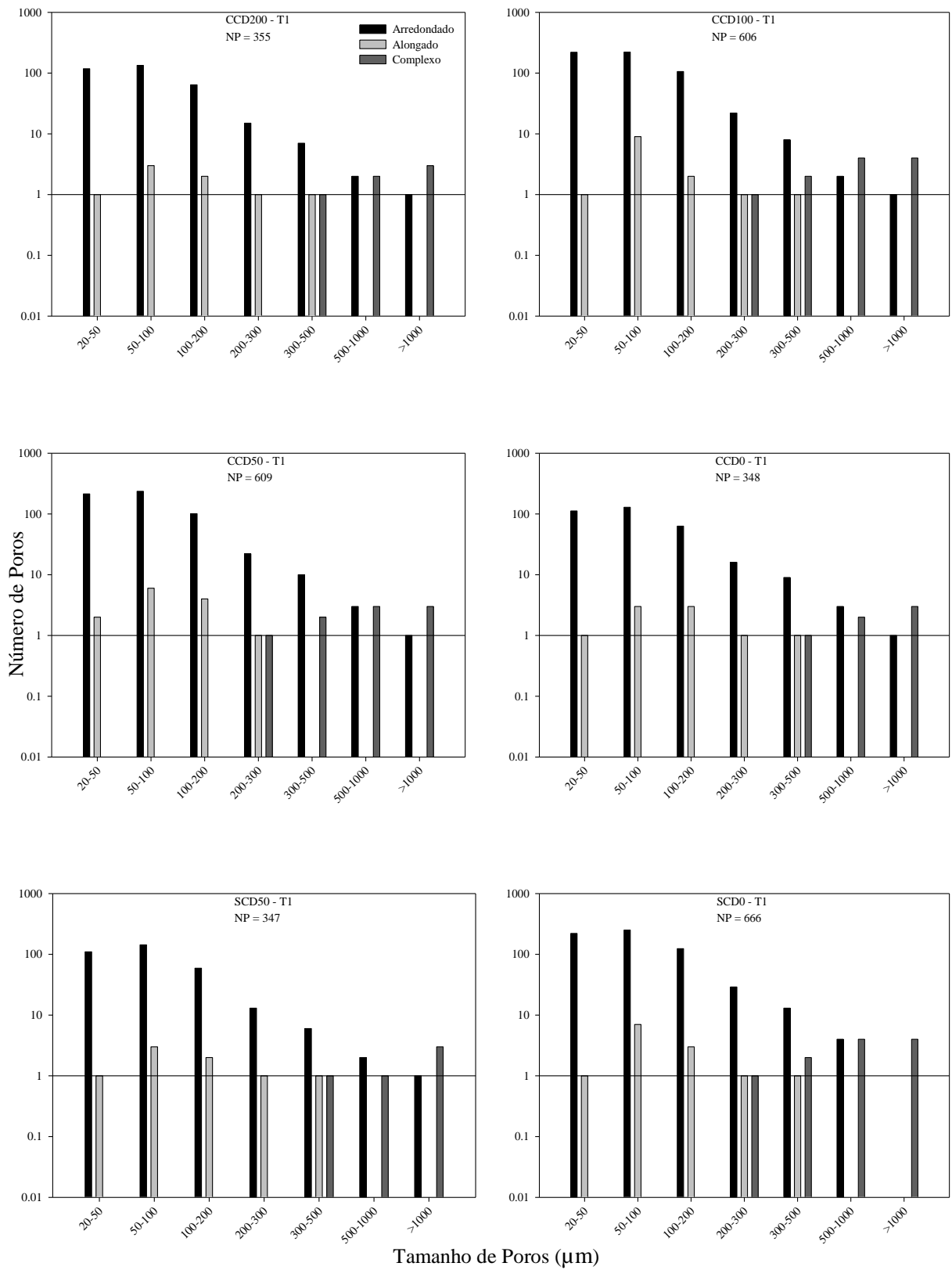
APÊNDICE Y - Área total ocupada por poros, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



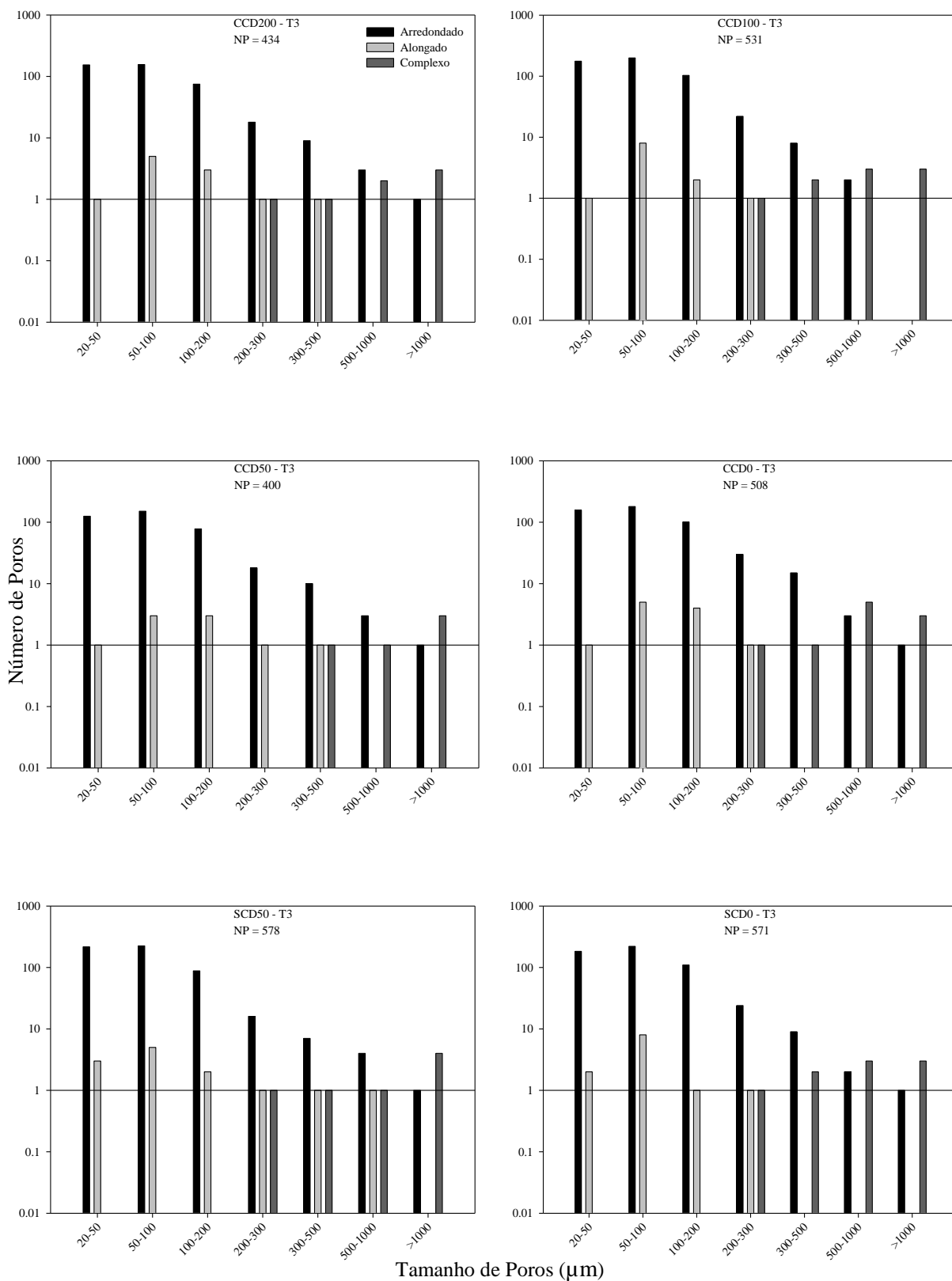
APÊNDICE Z - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada 0-5 cm



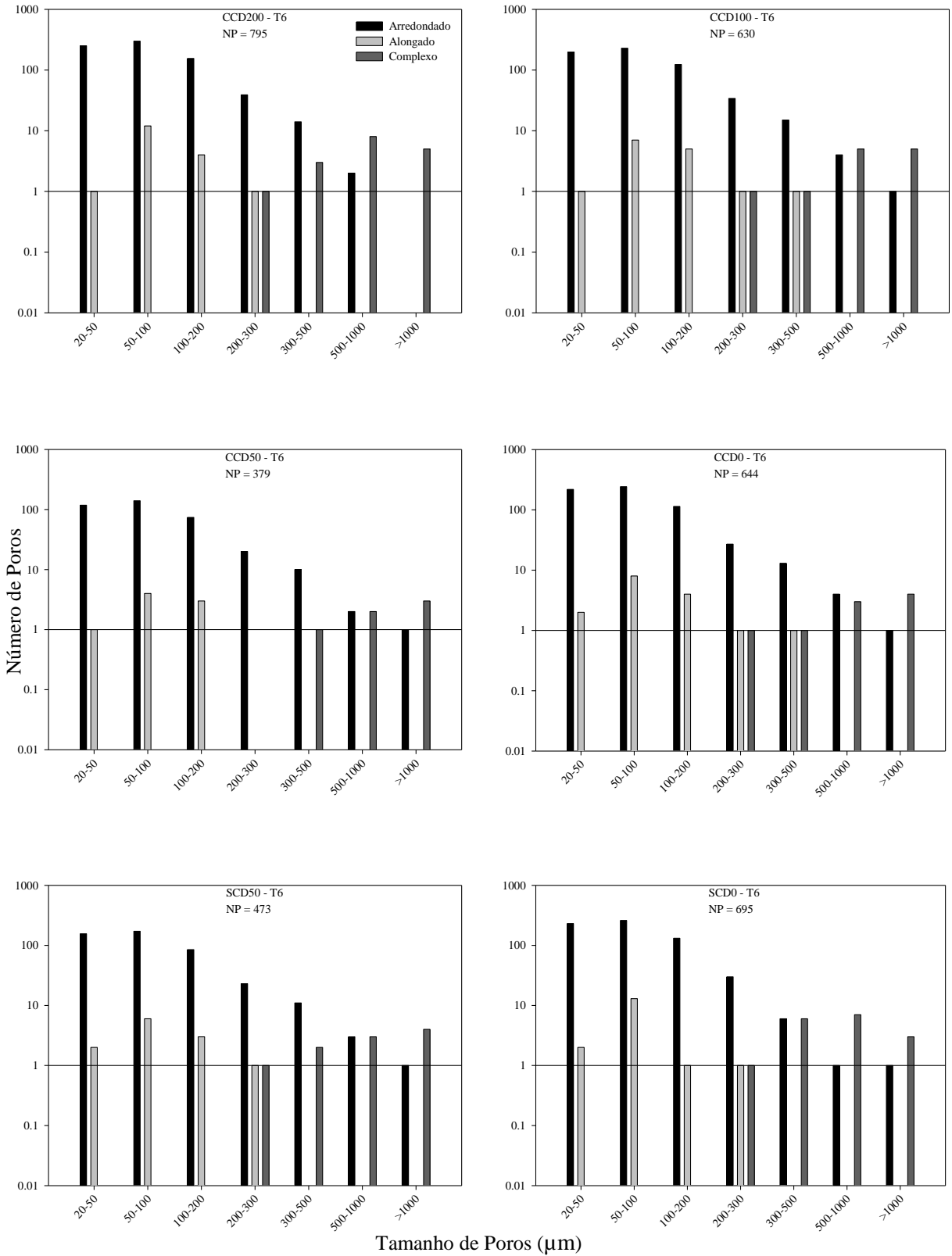
APÊNDICE AA - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada 0-5 cm



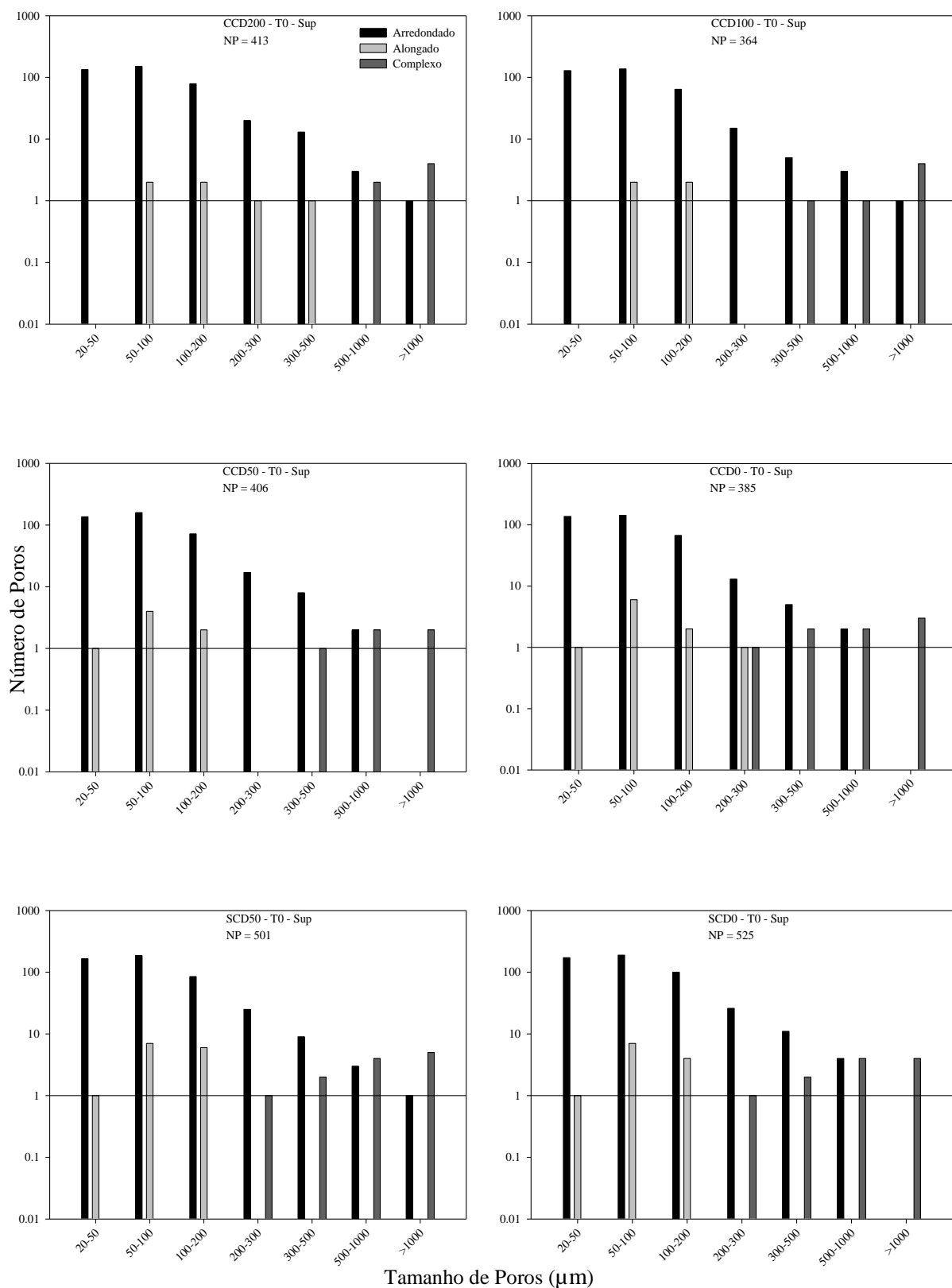
APÊNDICE AB - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada 0-5 cm



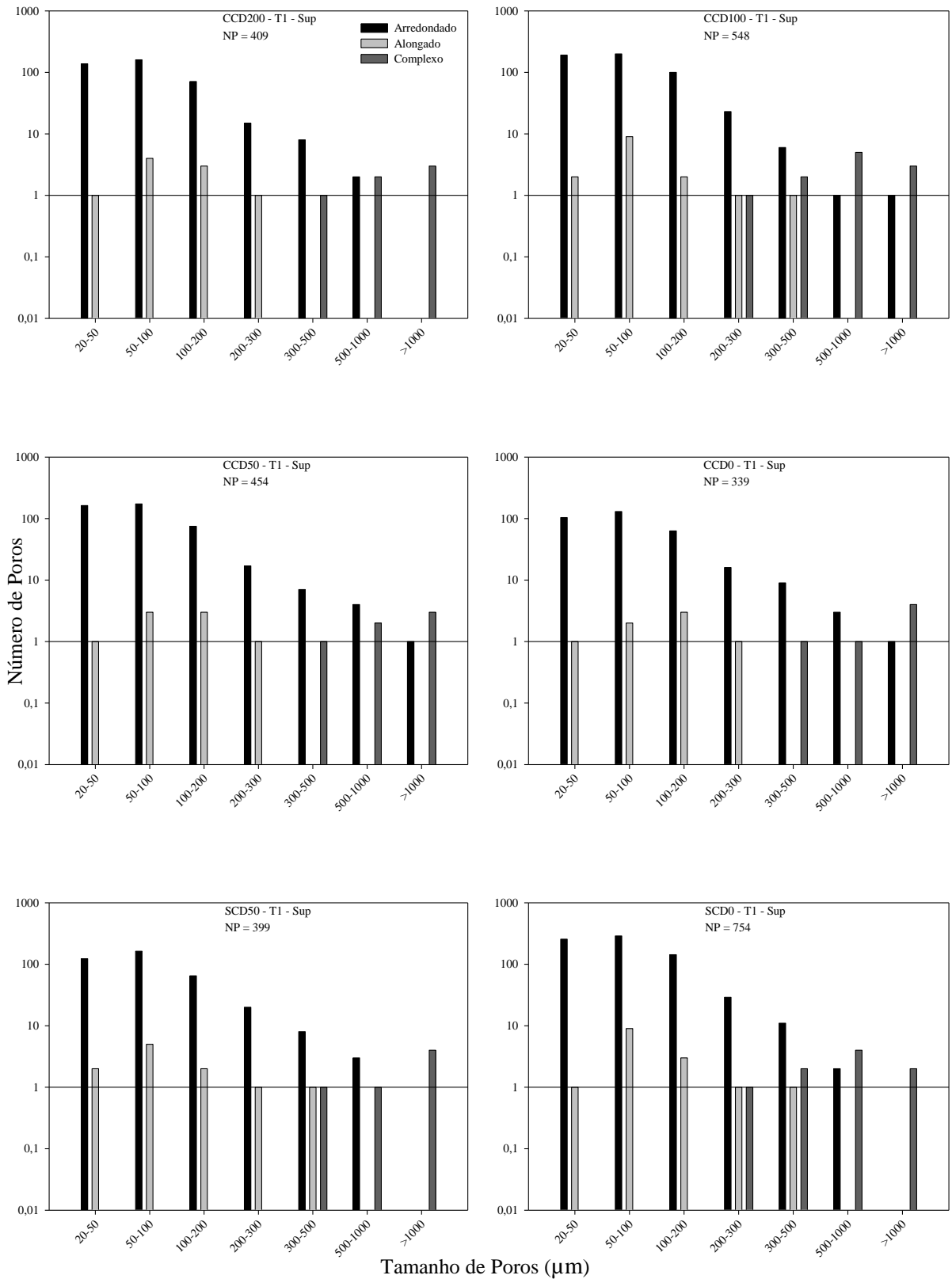
APÊNDICE AC - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada 0-5 cm



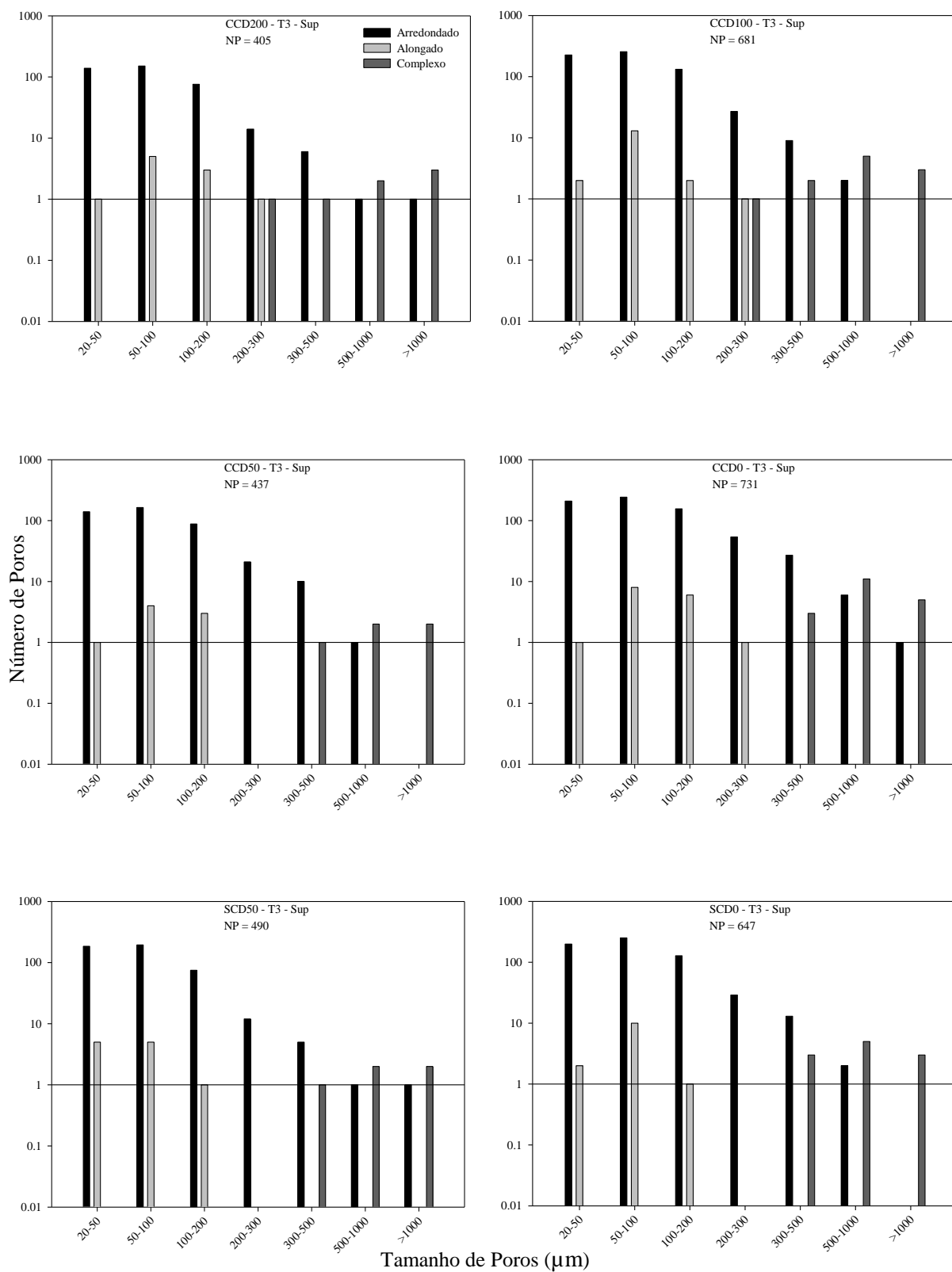
APÊNDICE AD - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



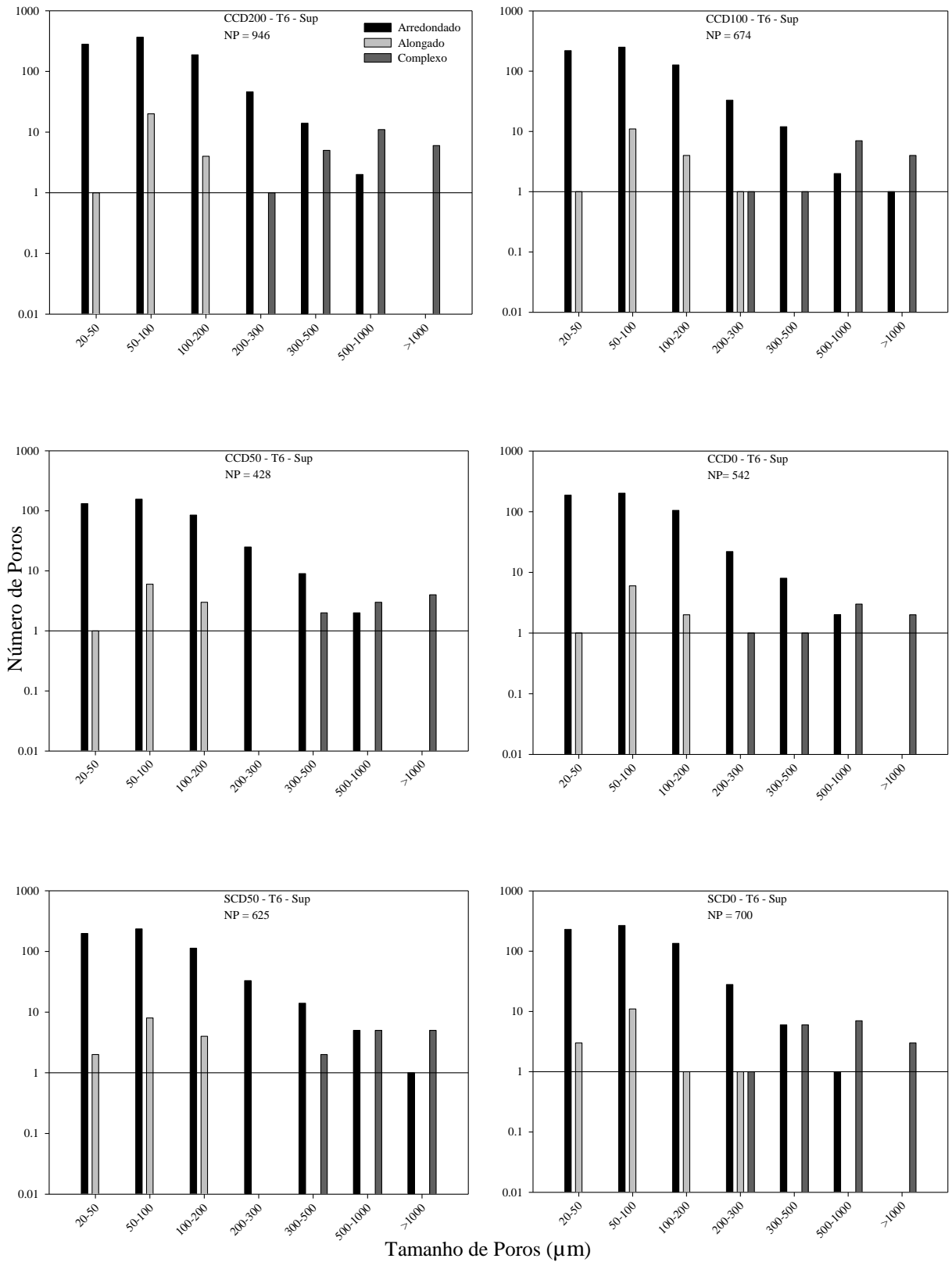
APÊNDICE AE - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



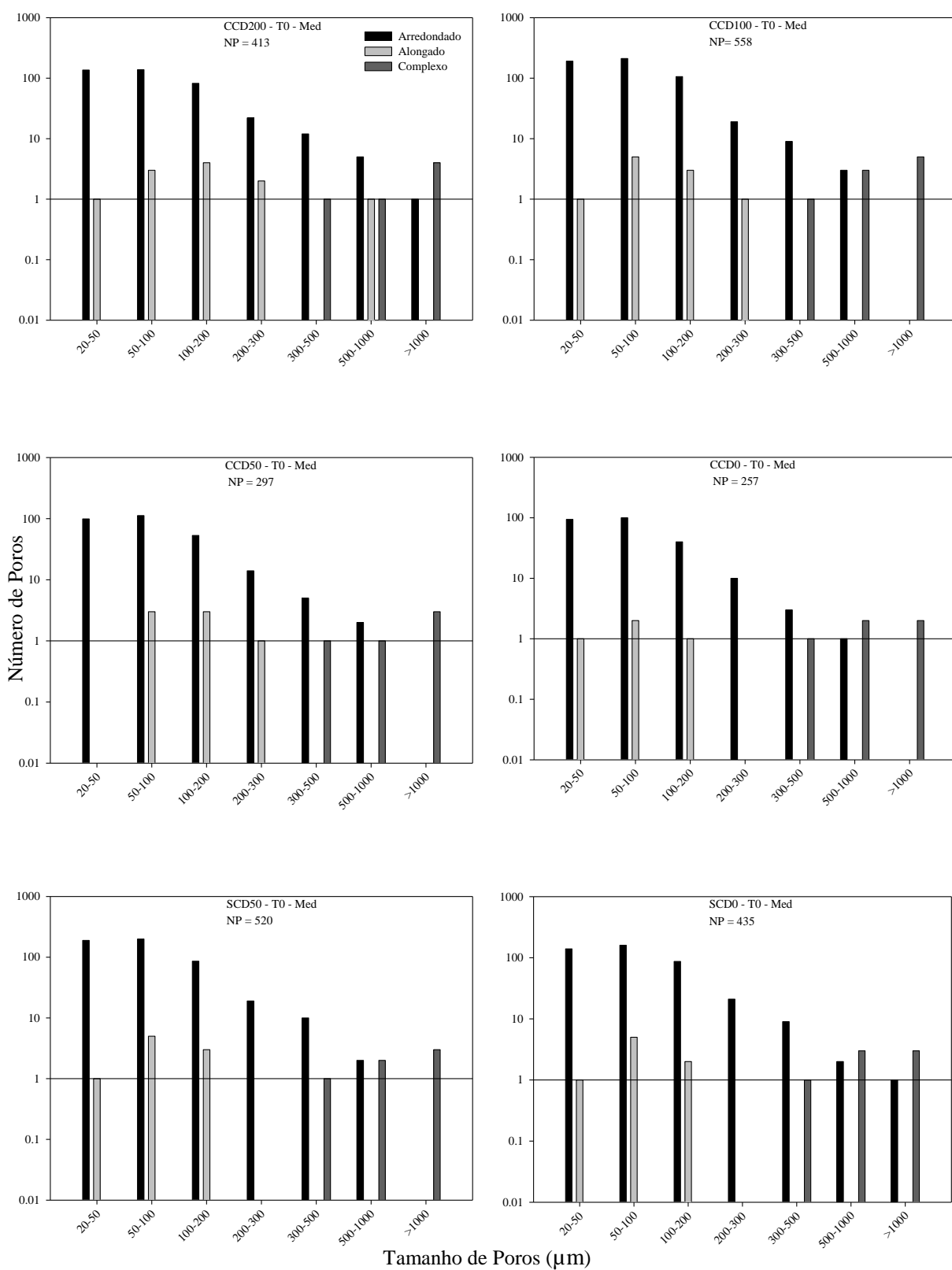
APÊNDICE AF - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



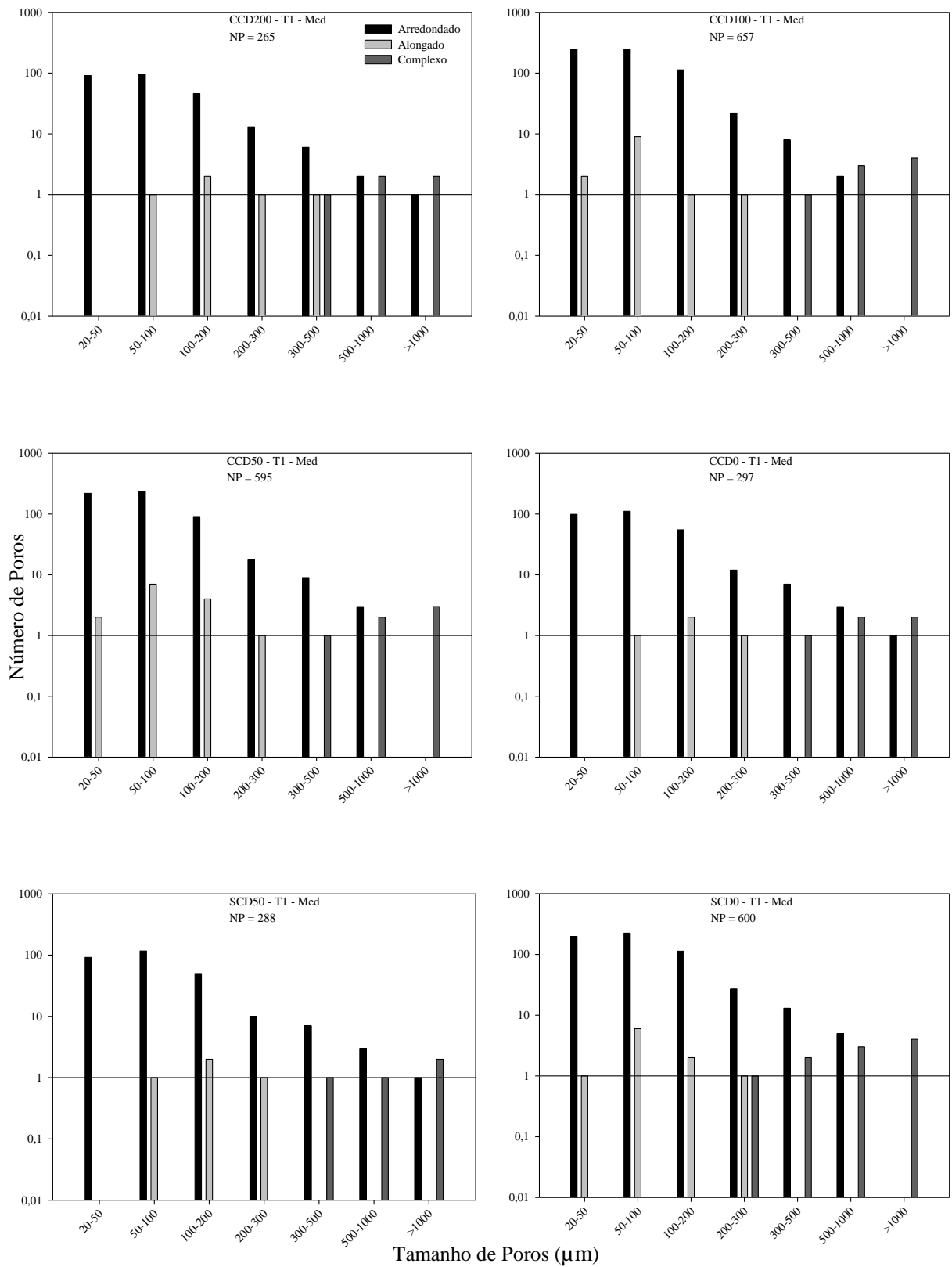
APÊNDICE AG - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



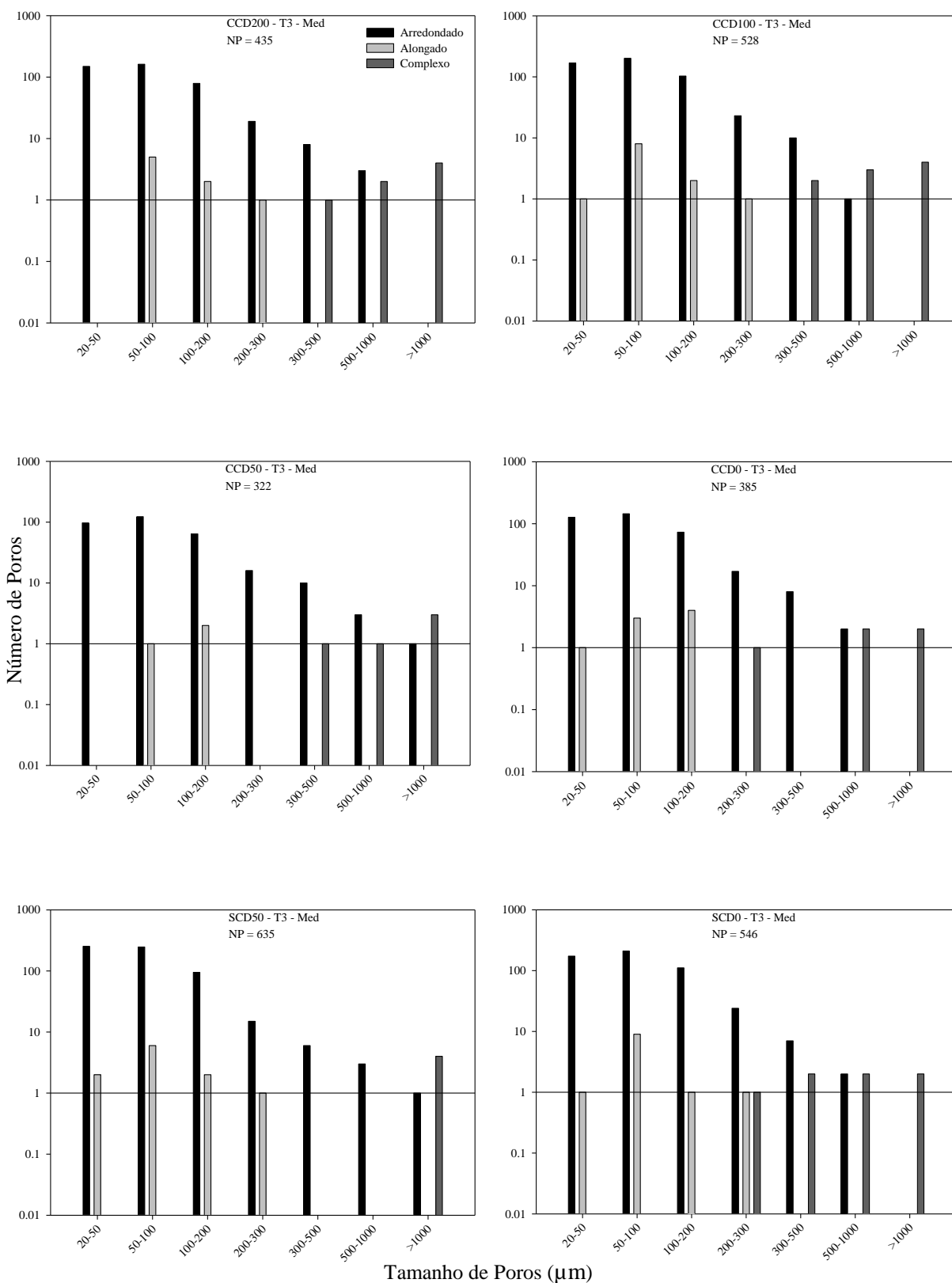
APÊNDICE AH - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



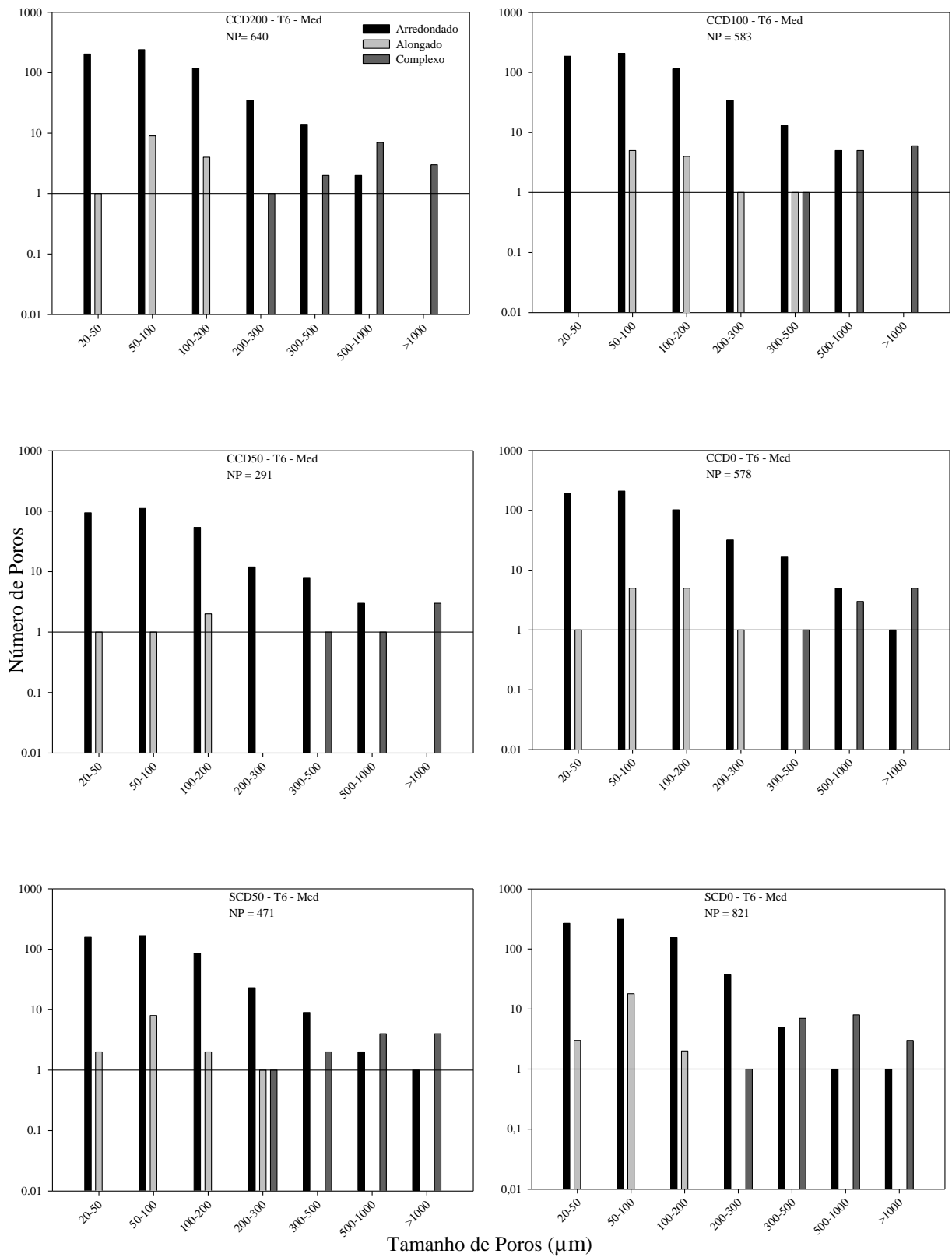
APÊNDICE AI - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



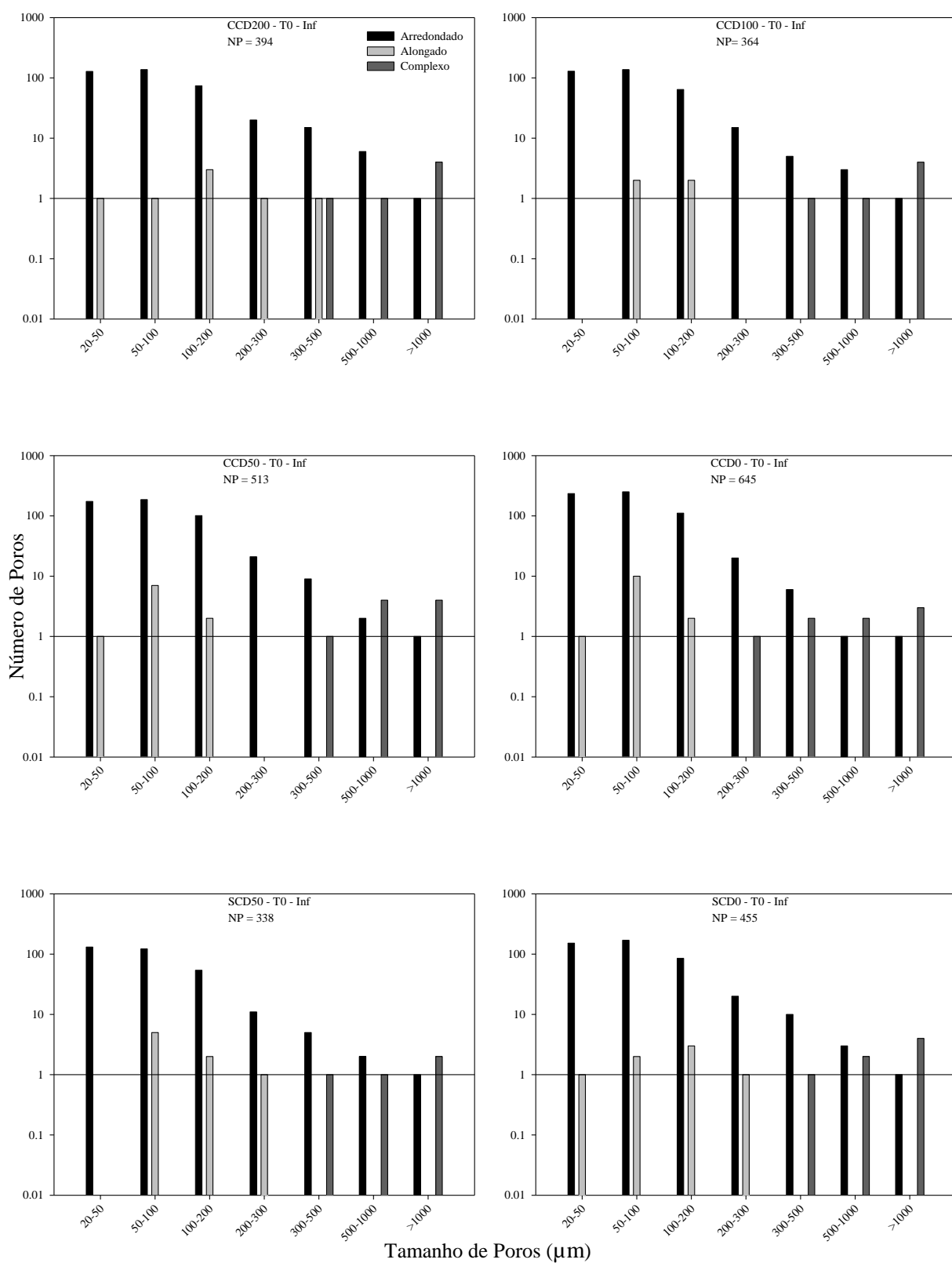
APÊNDICE AJ - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



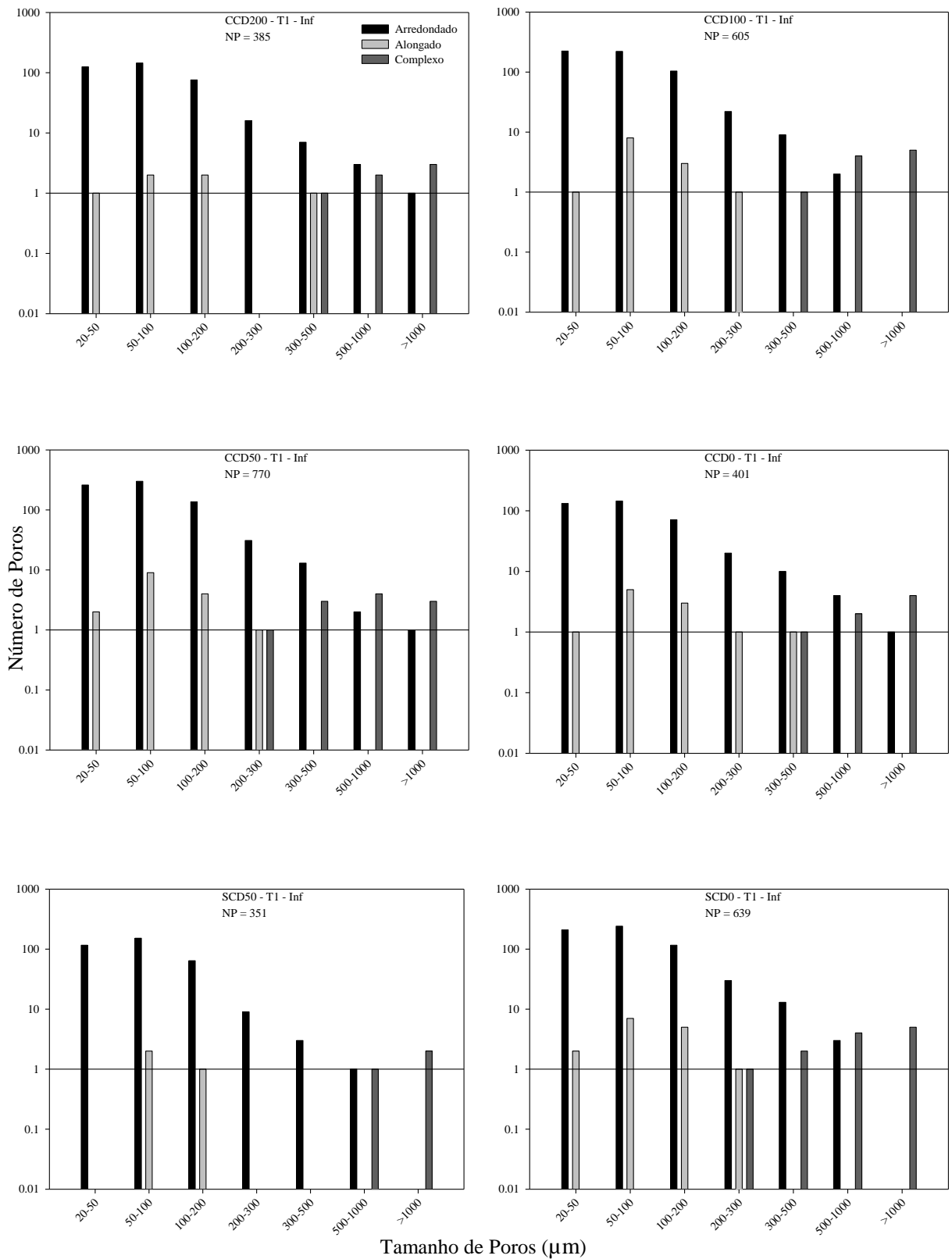
APÊNDICE AK - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



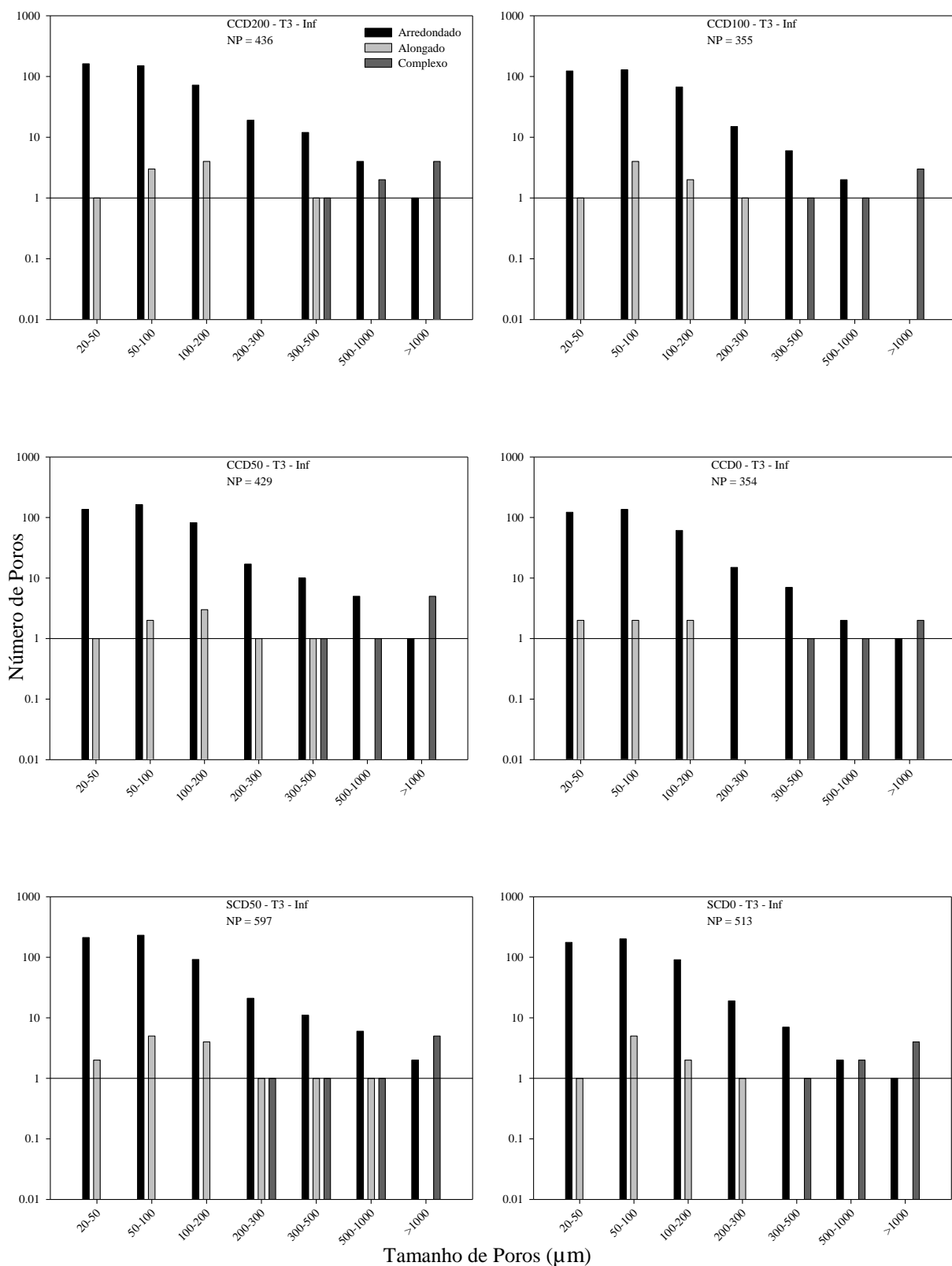
APÊNDICE AL - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



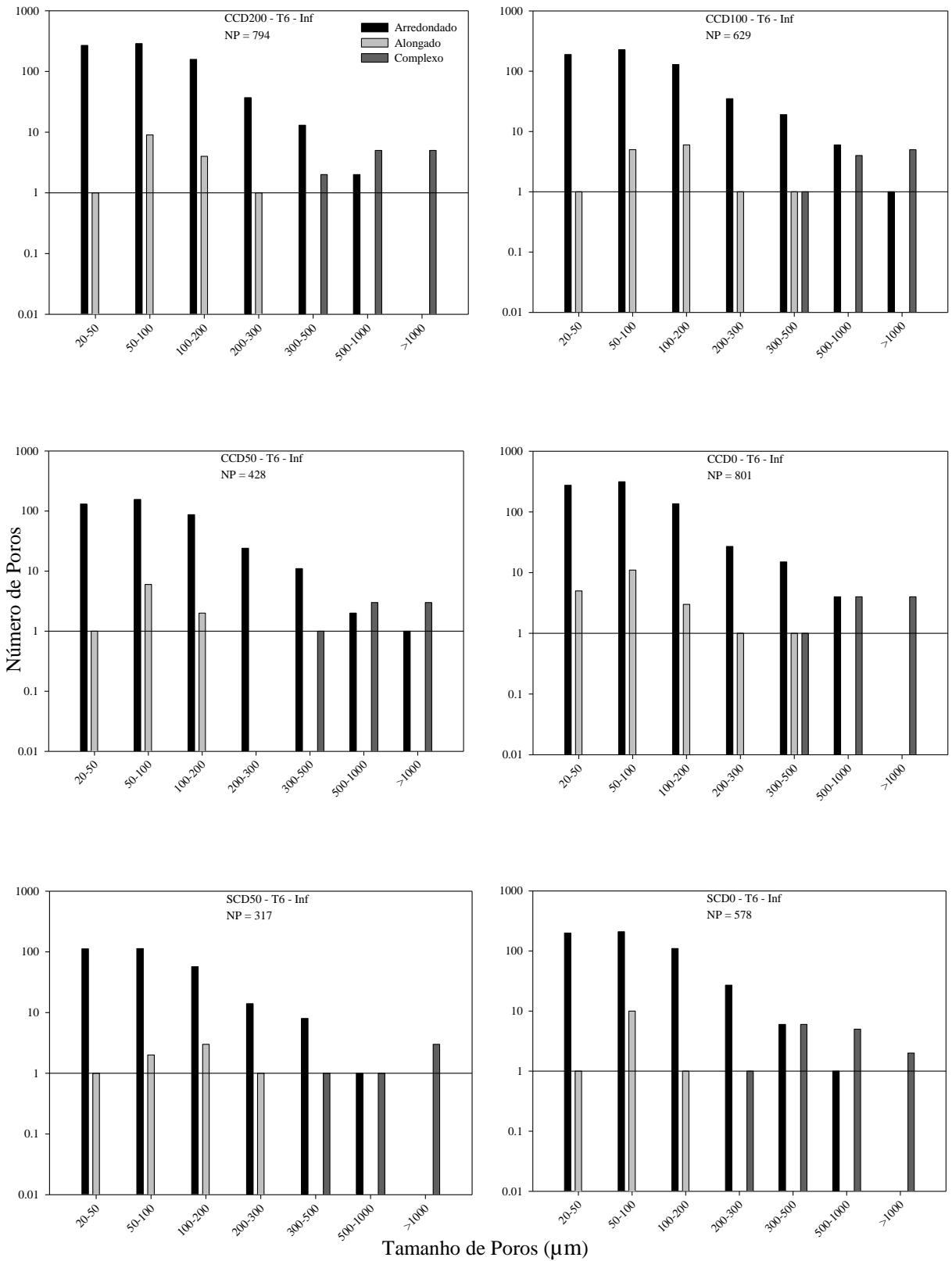
APÊNDICE AM - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



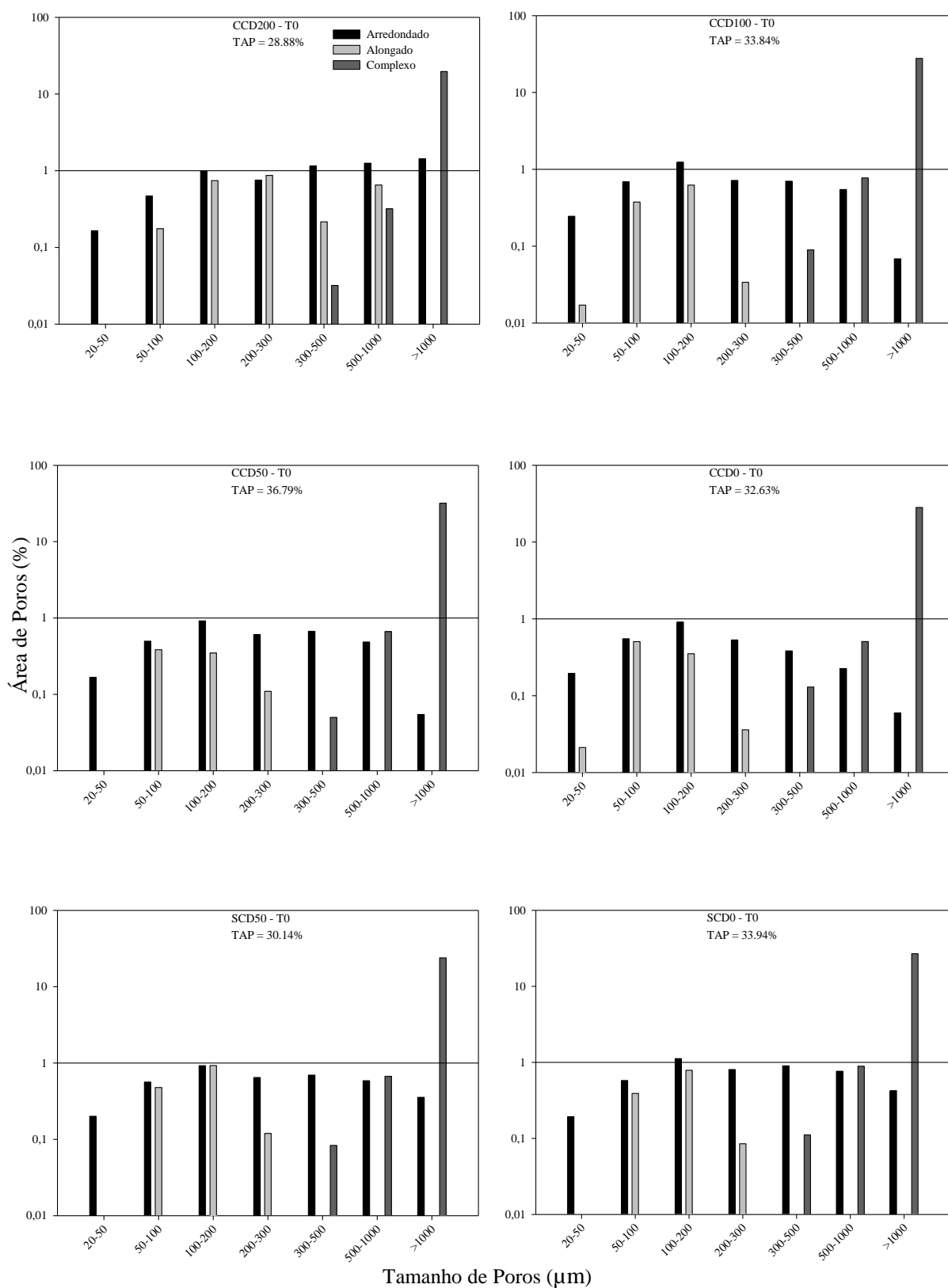
APÊNDICE AN - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



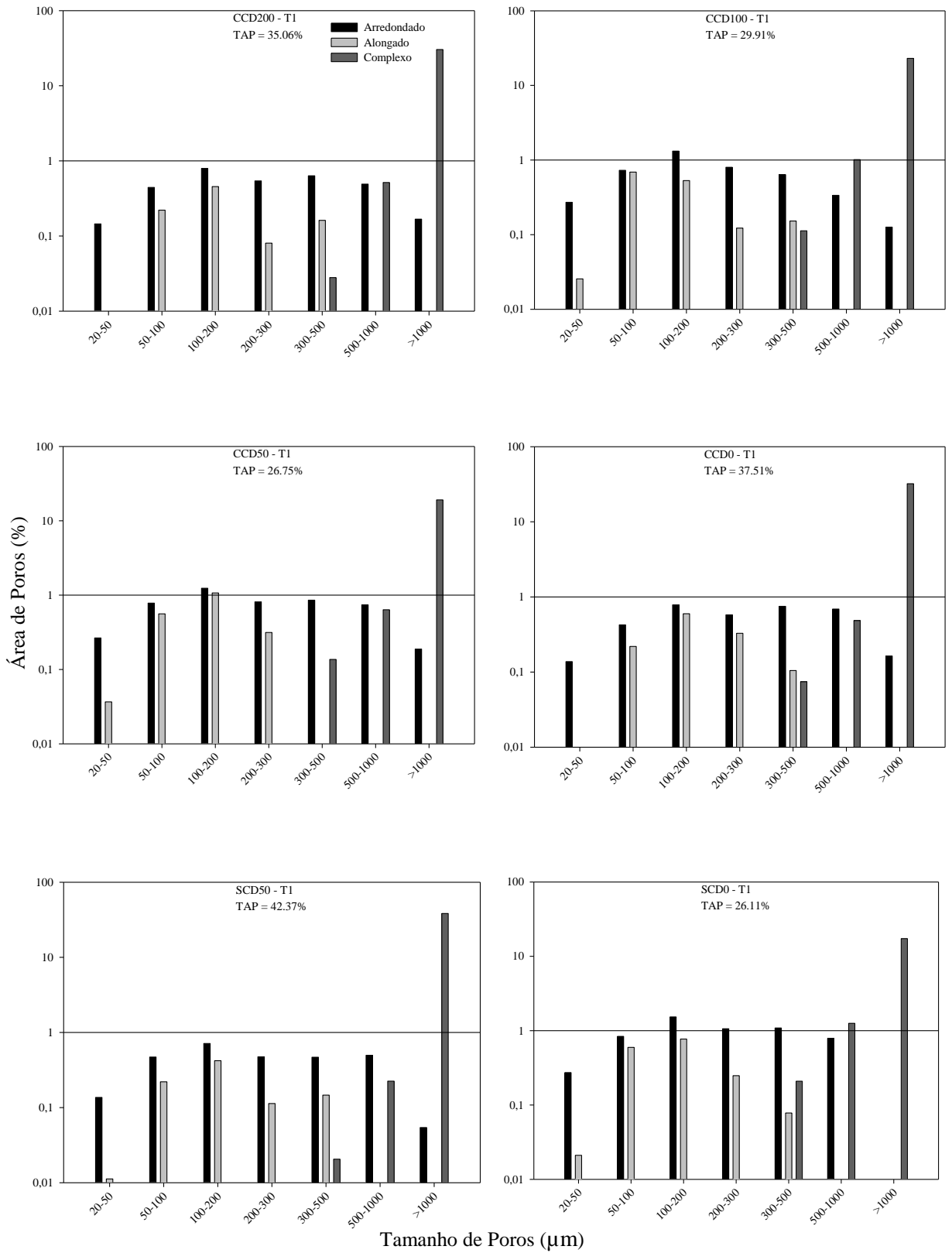
APÊNDICE AO - Número, tamanho e tipo de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



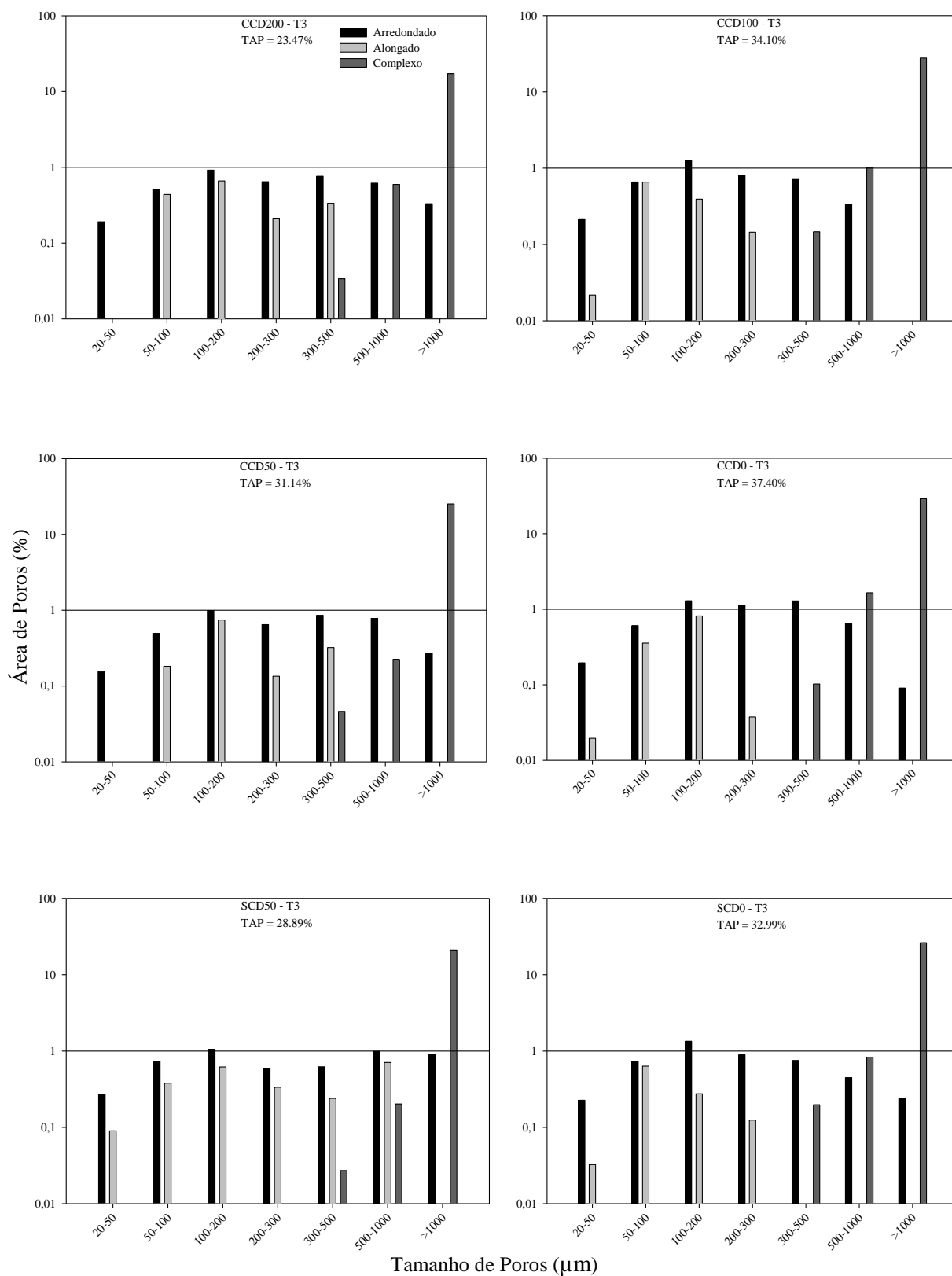
APÊNDICE AP - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada 0-5 cm



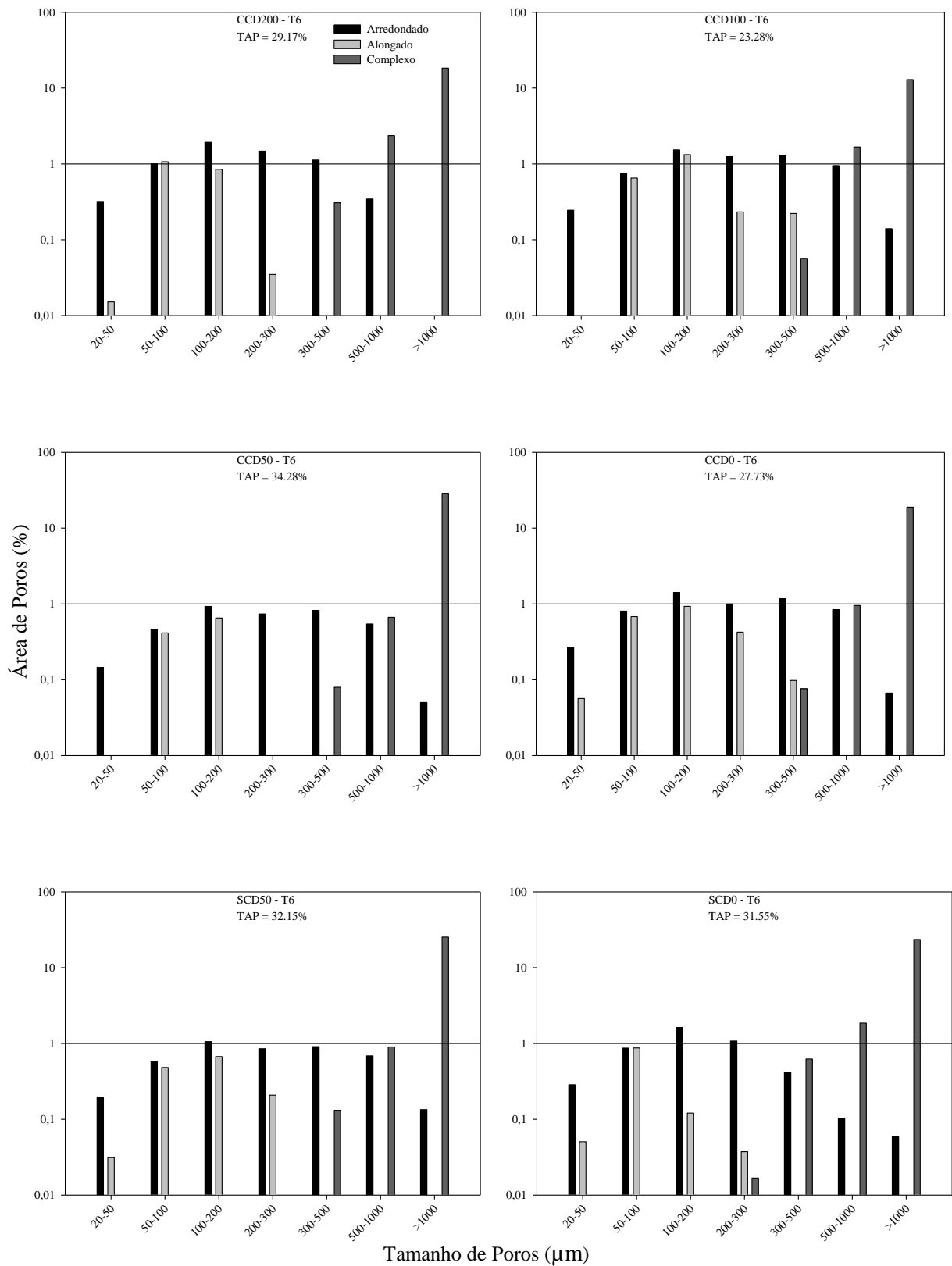
APÊNDICE AQ - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada 0-5 cm



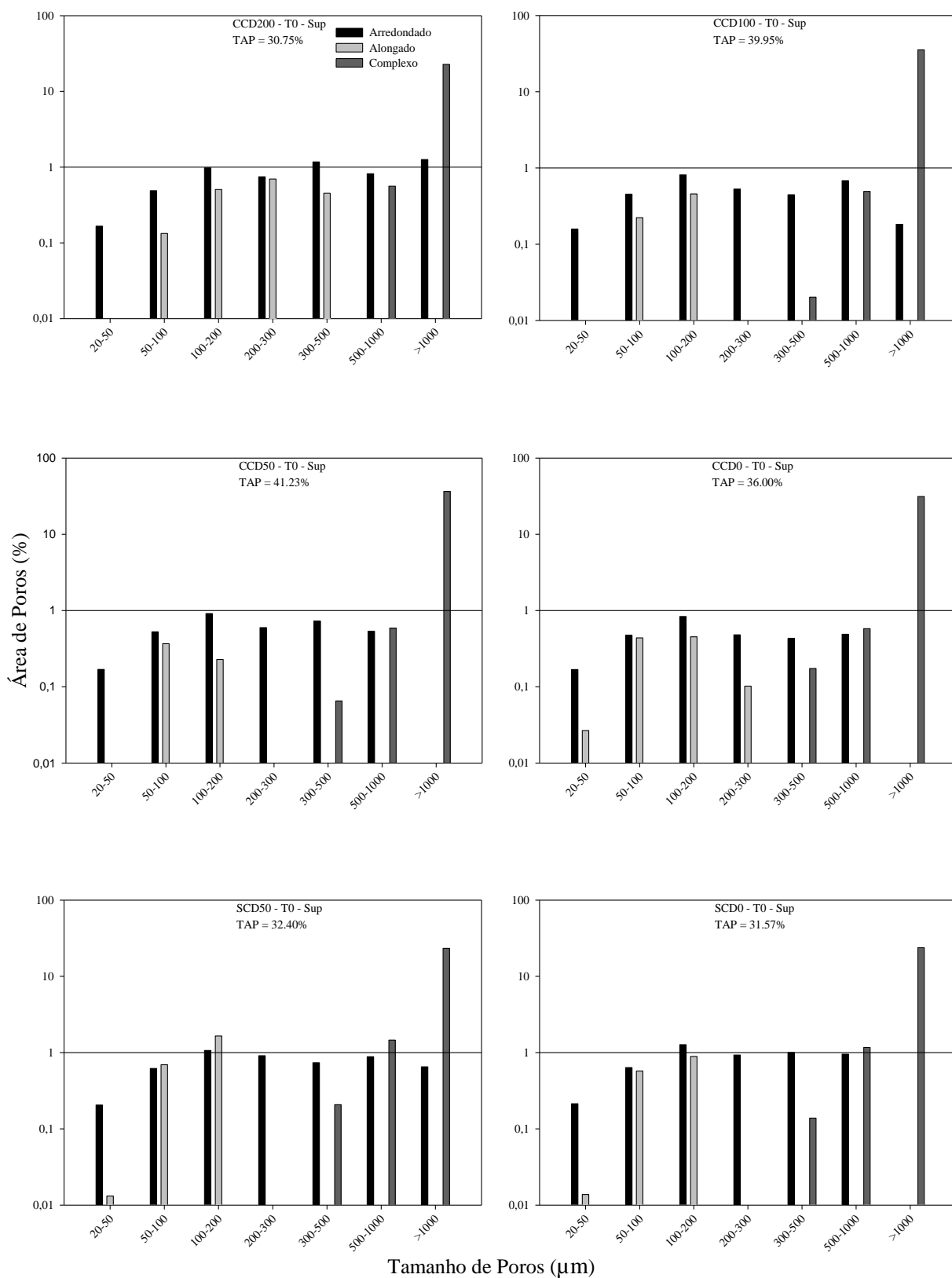
APÊNDICE AR - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada 0-5 cm



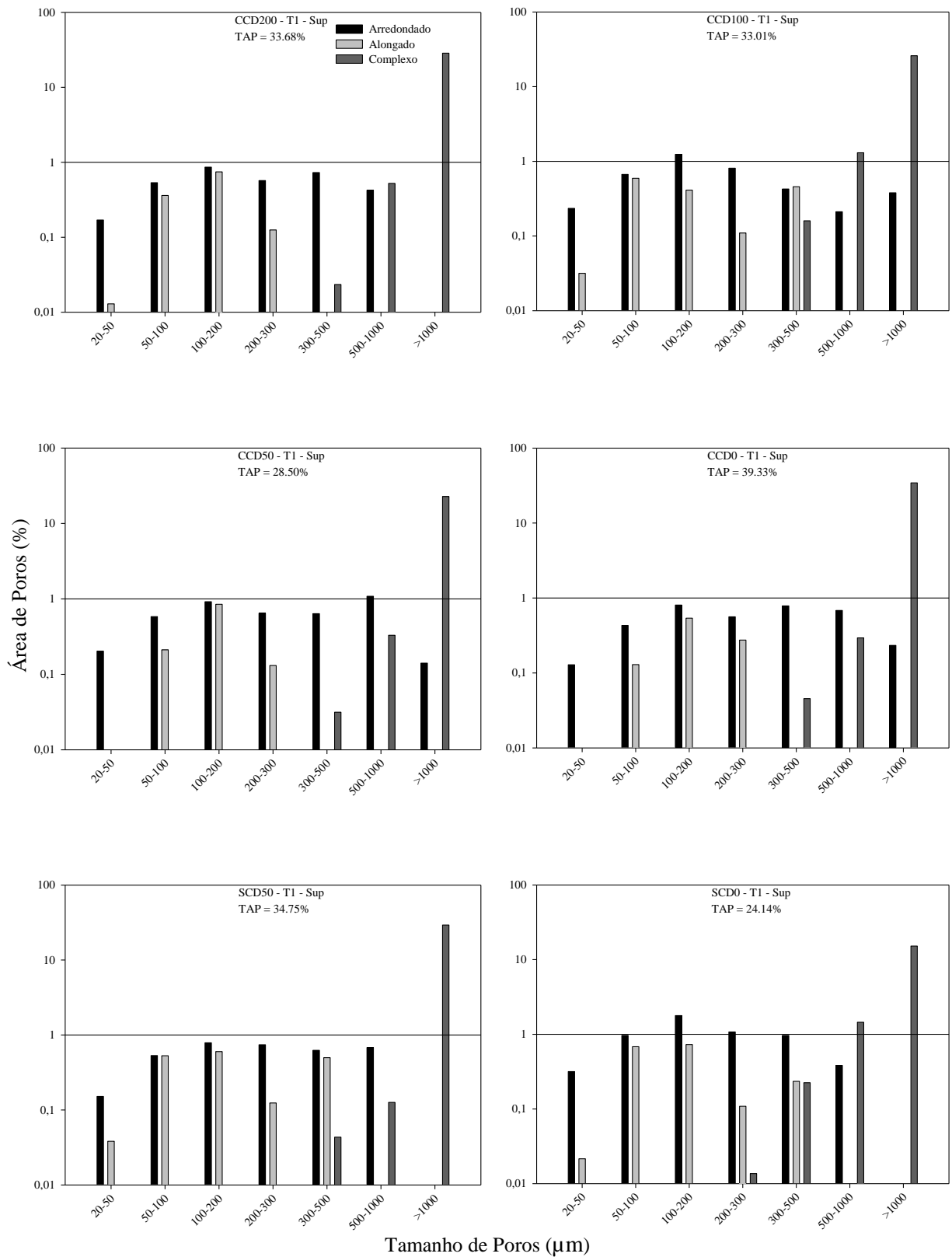
APÊNDICE AS - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada 0-5 cm



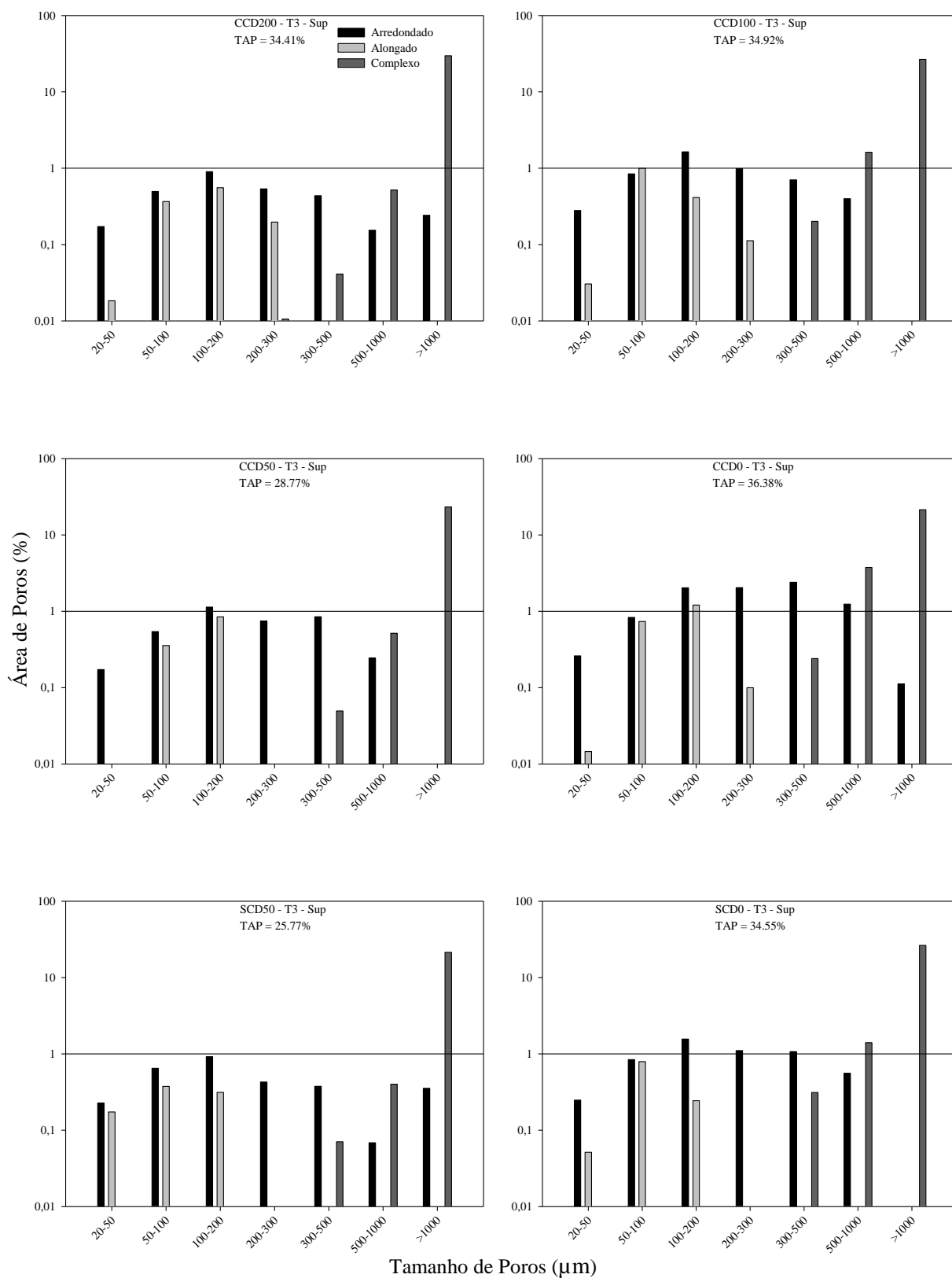
APÊNDICE AT - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



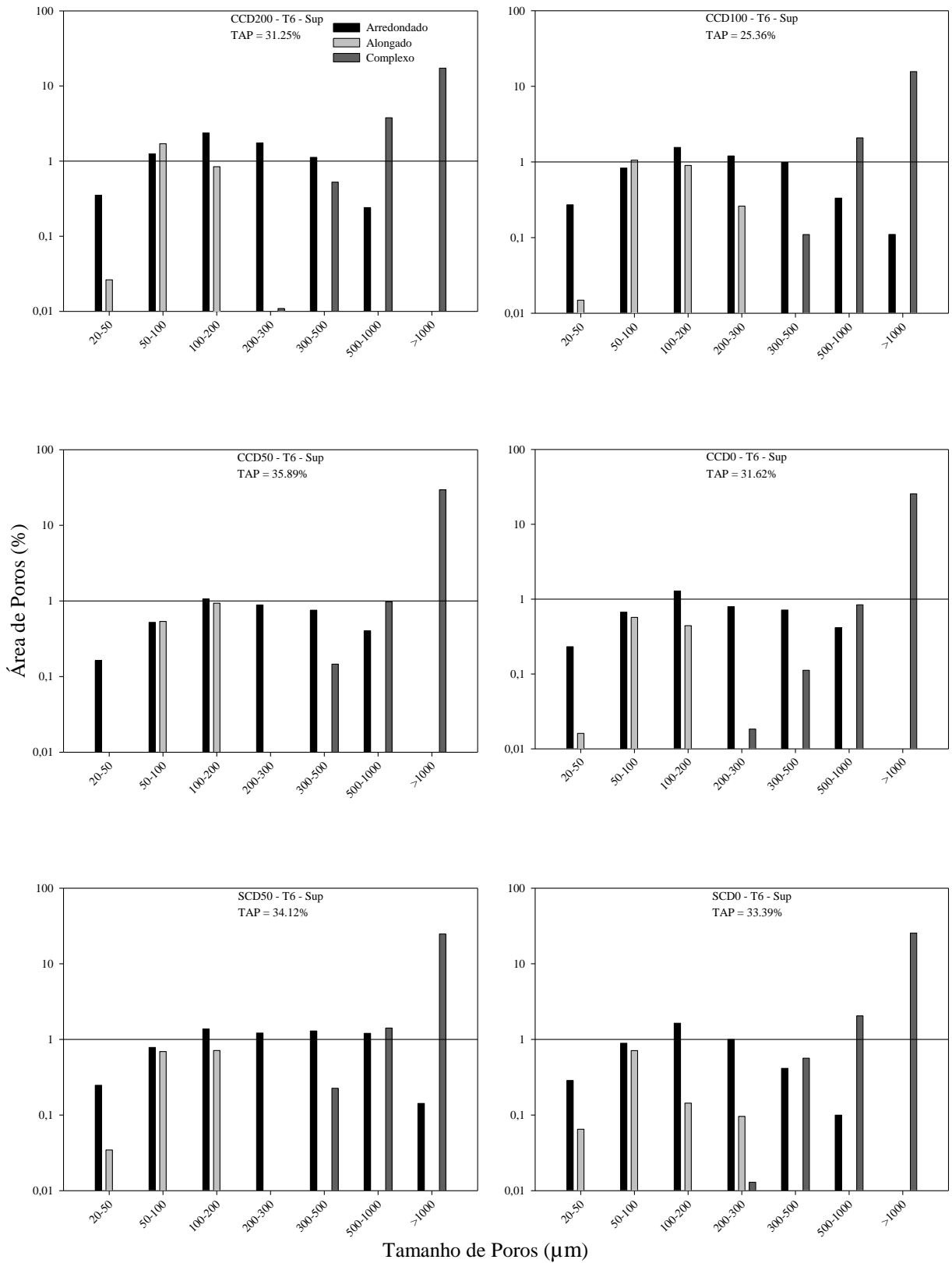
APÊNDICE AU - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



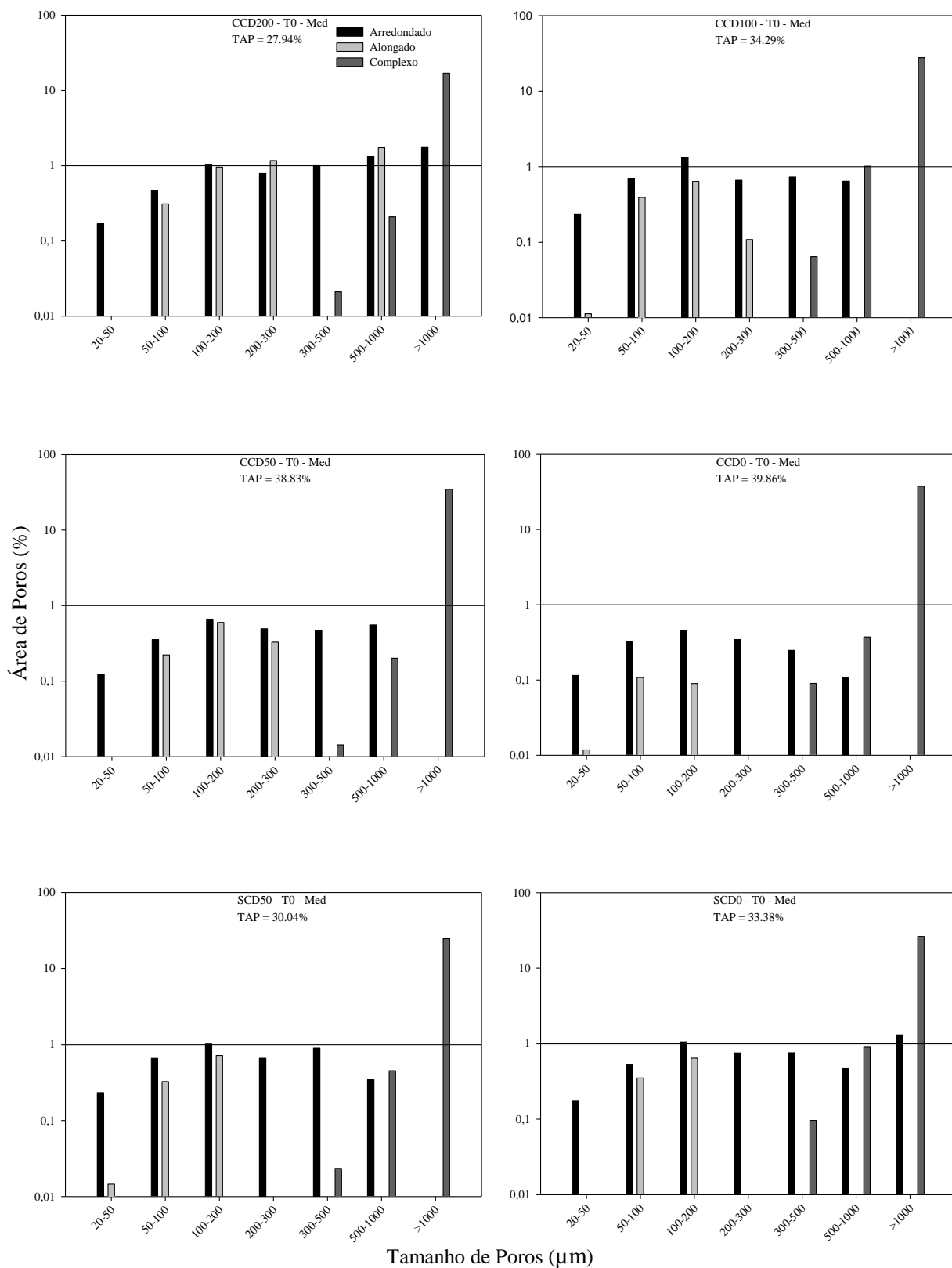
APÊNDICE AV - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



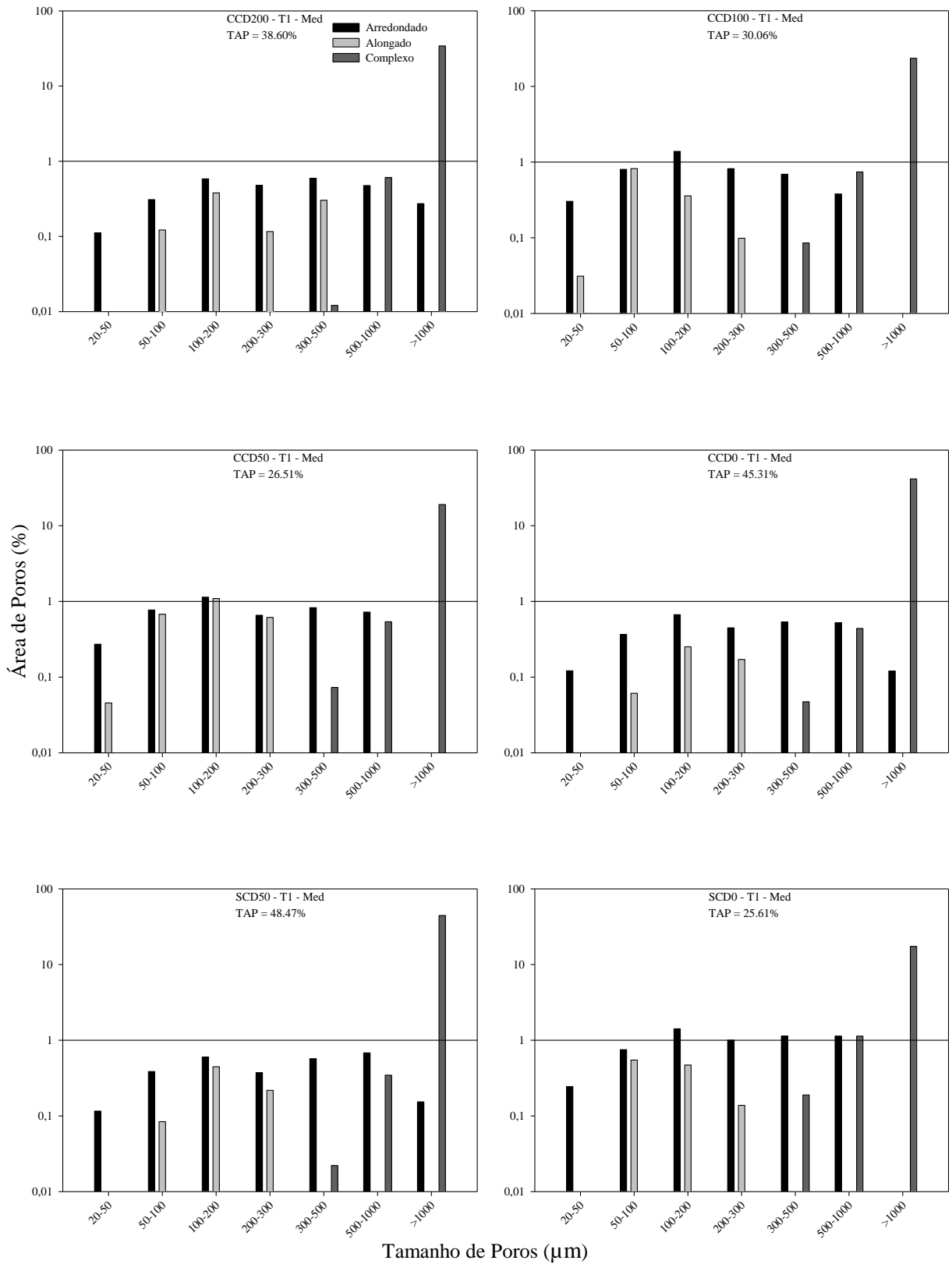
APÊNDICE AW - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada superior (0-1,67 cm) dos primeiros 5 cm do solo



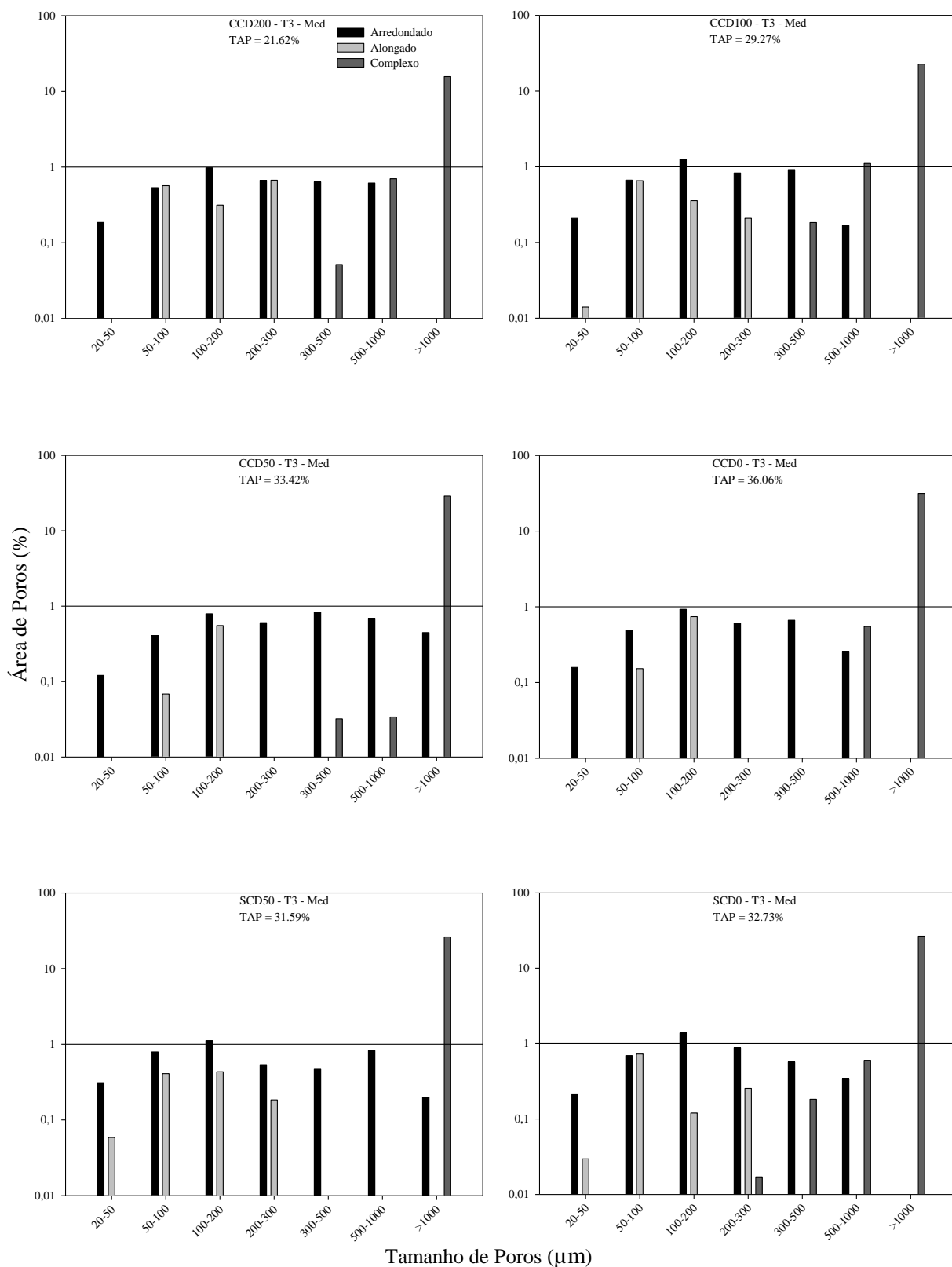
APÊNDICE AX - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



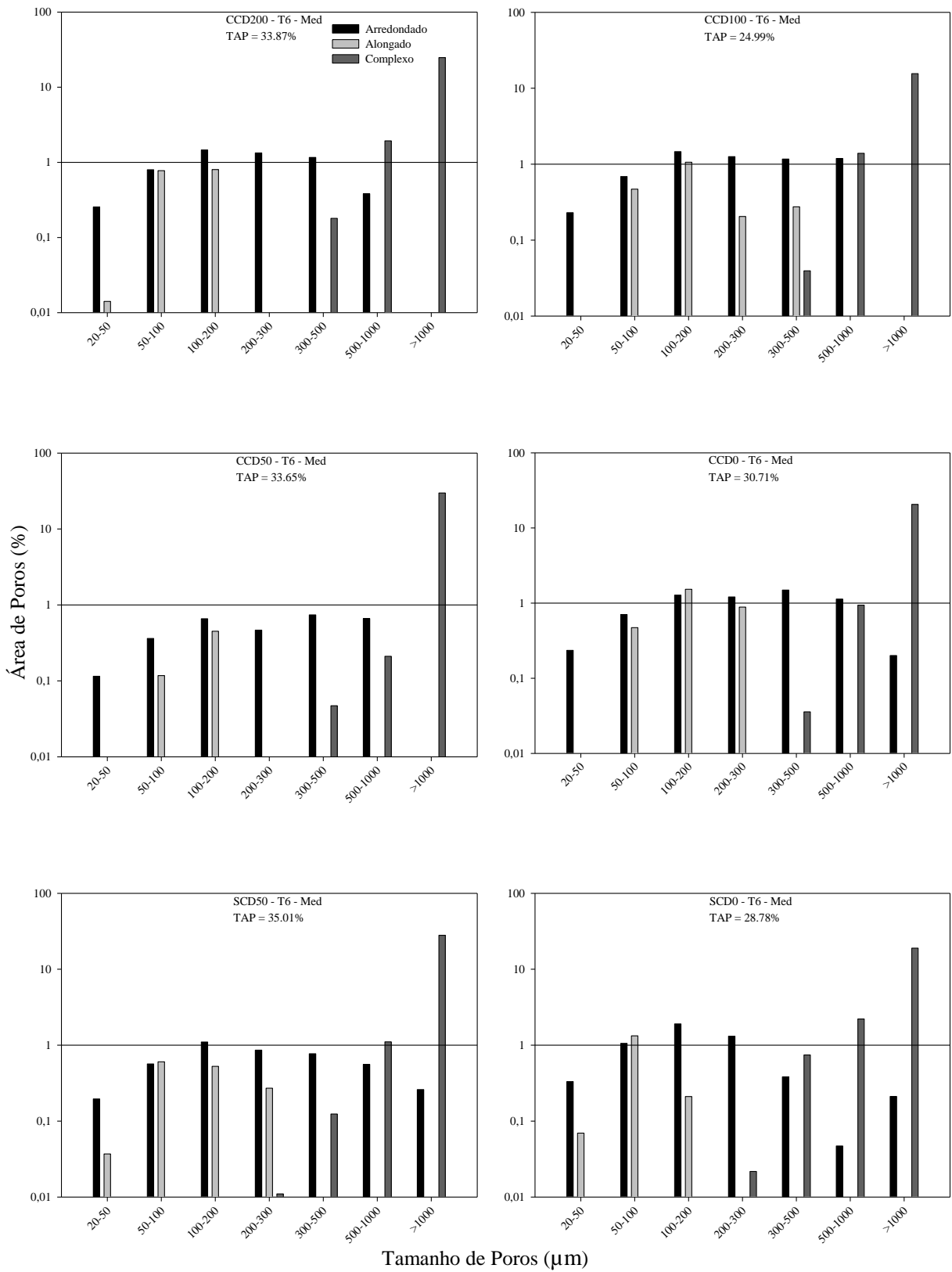
APÊNDICE AY - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



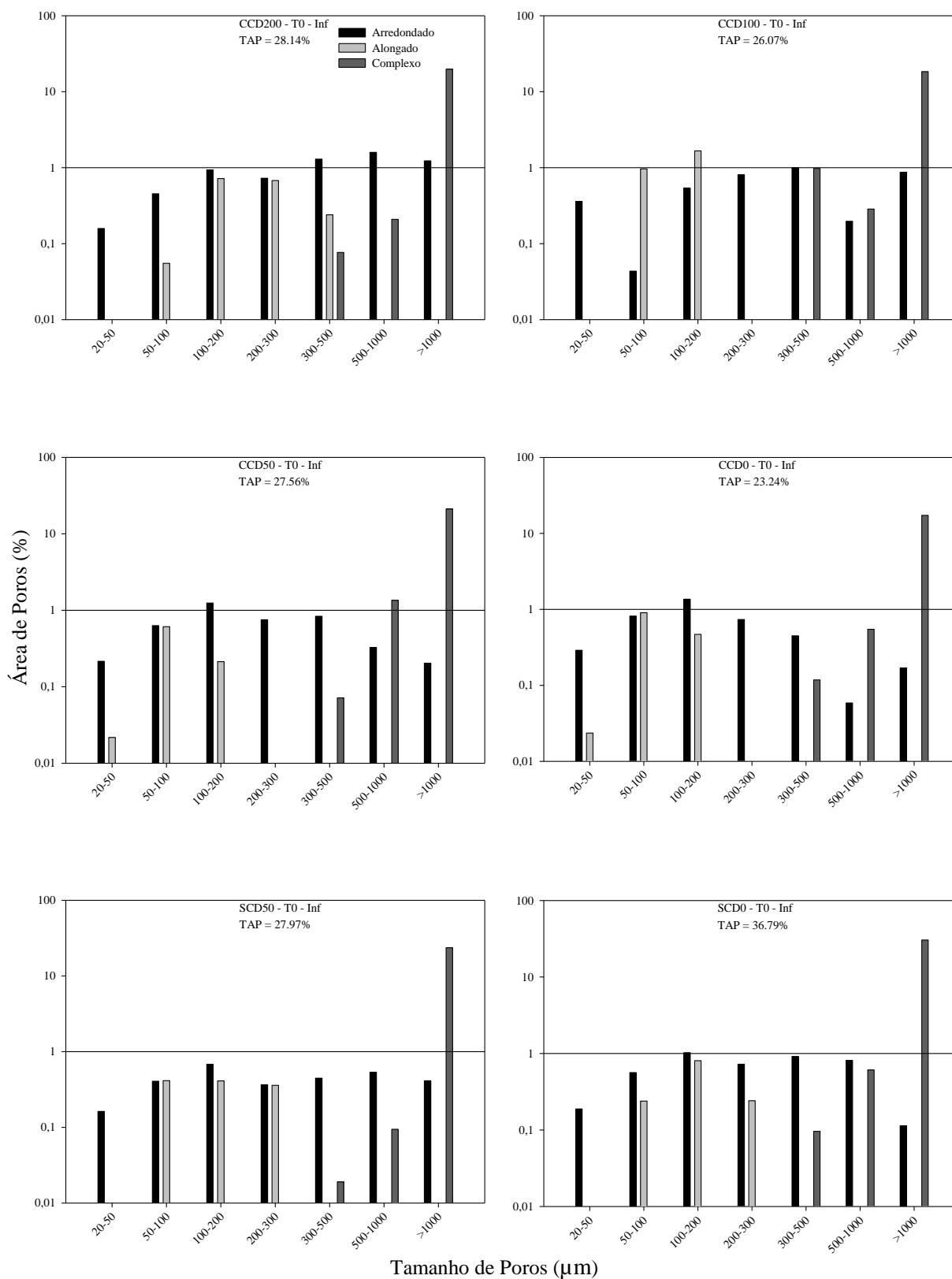
APÊNDICE AZ - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



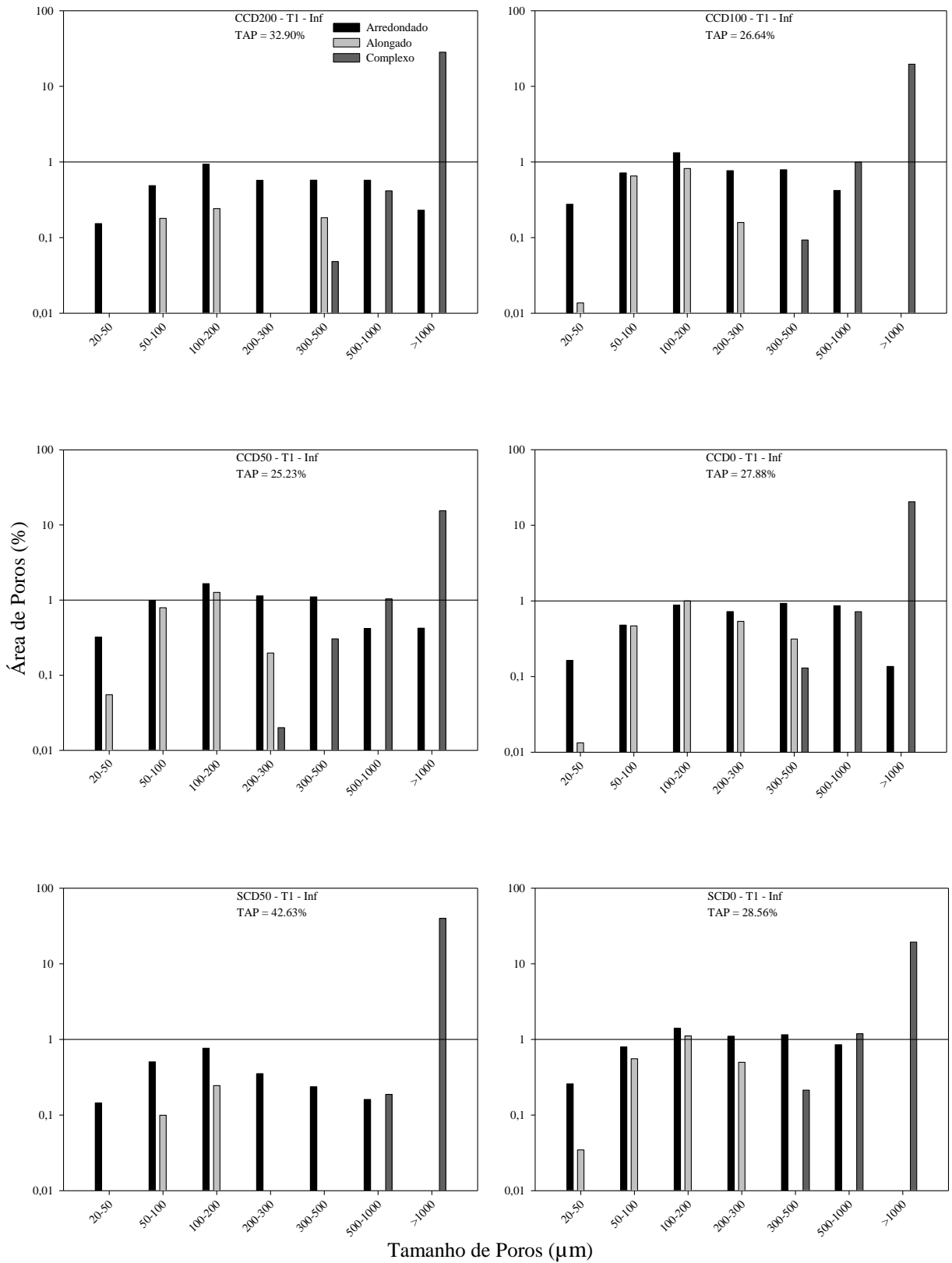
APÊNDICE BA - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada mediana (1,67-3,34 cm) dos primeiros 5 cm do solo



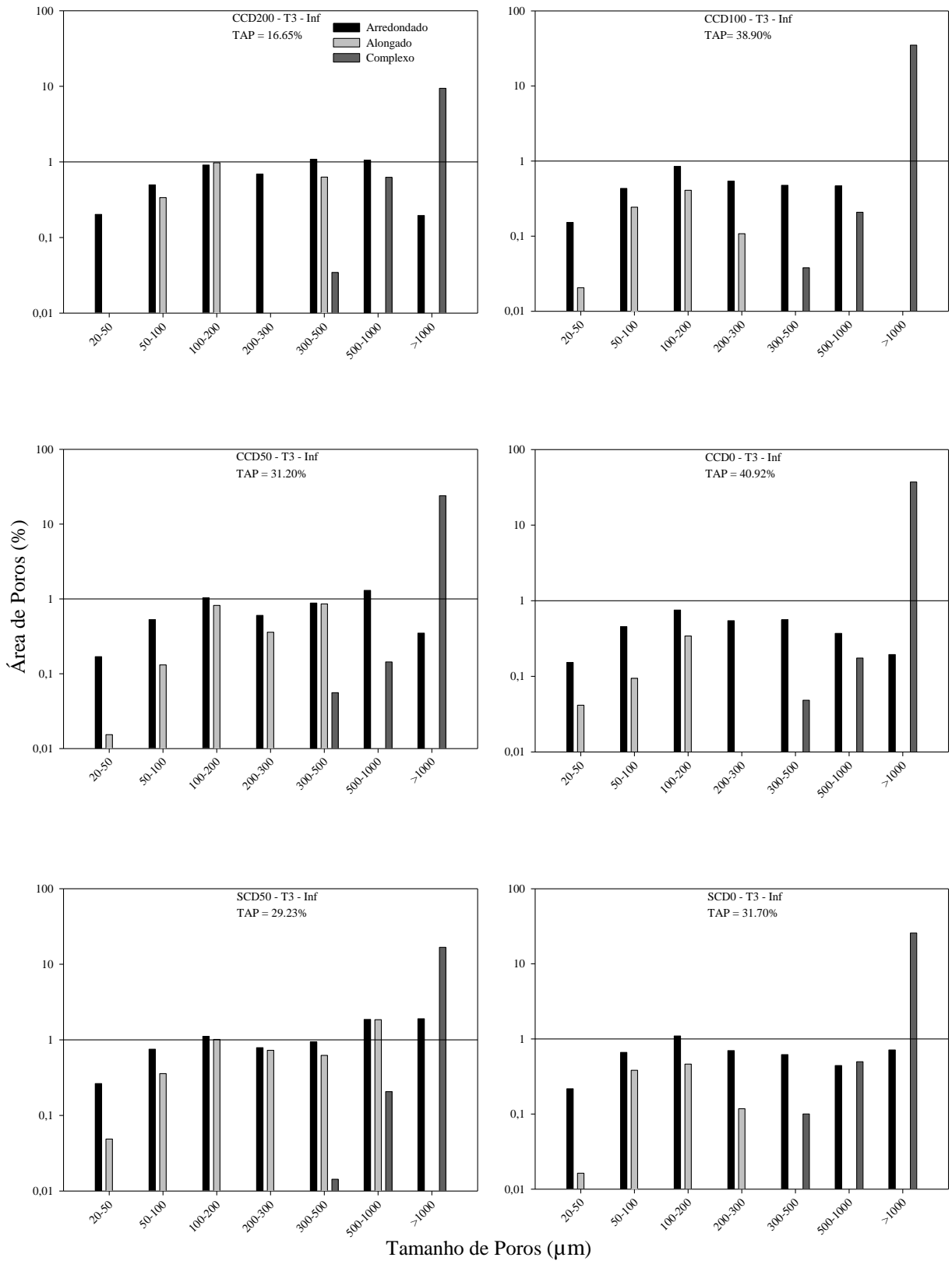
APÊNDICE BB - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS antes dos testes de chuva simulada (T0) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



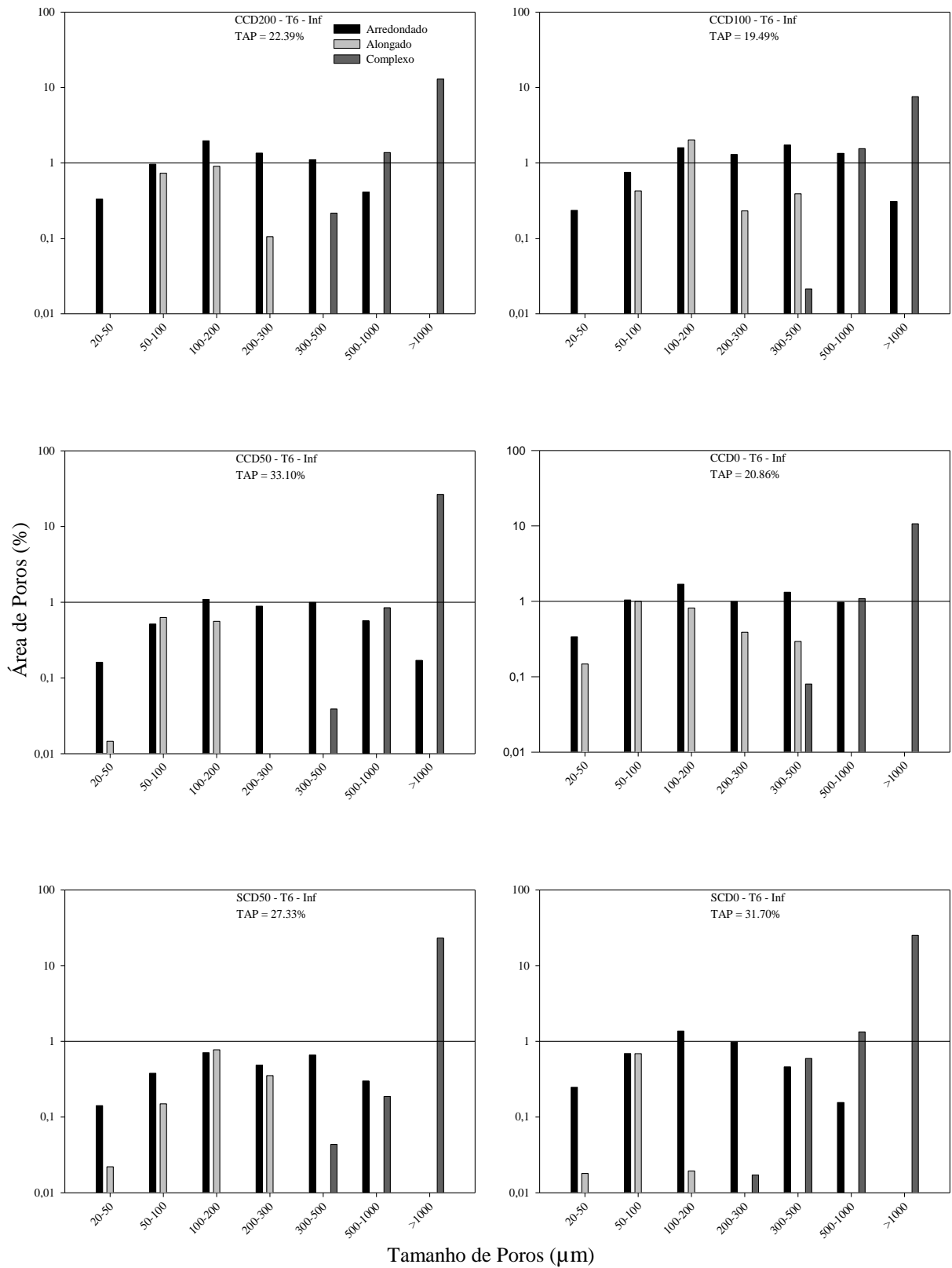
APÊNDICE BC - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o primeiro teste de chuva simulada (T1) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



APÊNDICE BD - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o terceiro teste de chuva simulada (T3) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



APÊNDICE BE - Distribuição da porosidade e classes de tamanho de poros em um Cambissolo Húmico submetido a doses de DLS após o sexto teste de chuva simulada (T6) na camada inferior (3,34-5 cm) dos primeiros 5 cm do solo



ANEXOS

ANEXO A - Caracterização do DLS aplicado sobre o Cambissolo Húmico Alumínico léptico em Lages, SC

Fração da Amostra	Sólida + Líquida	
pH	7,0	
MS (%)	0,38	
Fração da Amostra	Sólida (mg kg⁻¹)	Líquida (mg kg⁻¹)
NO ₃ ⁻	11905	7,23
NH ₄ ⁻	n.a.	31,82
NO ₂ ⁻	337	0,22
P	5444	21,31
K	26120	86,18

n.a. - não detectado pelo aparelho.

Fonte: Adaptado de Kaufmann (2017).