

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
DOUTORADO EM GEOGRAFIA

DIELY CRISTINA PEREIRA

APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS SUÍNOS E SEUS EFEITOS NAS
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

PONTA GROSSA

2020

DIELY CRISTINA PEREIRA

APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS SUÍNOS E SEUS EFEITOS NAS
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora
em Geografia na Universidade Estadual de Ponta
Grossa, na Área de Gestão do Território: Sociedade e
Natureza.

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria Ligia Cassol Pinto

PONTA GROSSA

2020

Pereira, Diely Cristina

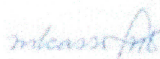
Orientadora: Profa. Dra. Maria Lúgia Cassol Pinto.

CDD: 910

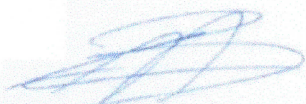
DIELY CRISTINA PEREIRA

APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS SUÍNOS E SEUS EFEITOS NAS
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Geografia,
no Programa de Pós-graduação em Geografia, Setor de Ciências Exatas e Naturais, na
Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:



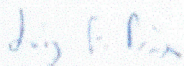
Prof. Dr.ª Maria Lígia Cassol Pinto - UEPG



Prof. Dr. Eduardo A. Agnellos Barbosa - UEPG



Prof. Dr. Valdemir Antoneli - UNICENTRO



Prof. Dr. Luiz Fernando Pires - UEPG



Prof. Dr. João Anésio Bednarz - UNICENTRO

Ponta Grossa, 11 de outubro de 2019

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Ponta Grossa pela oportunidade de cursar a toda a pós-graduação, pelo apoio de estrutura de laboratórios e equipamentos para a realização da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia pela acolhida, pela oportunidade de aprender com os professores e apoio financeiro para análises de solo.

À CAPES pelo apoio financeiro que foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade que permitiu a realização desta pesquisa na Unidade de Conservação.

À Floresta Nacional de Piraí do Sul e toda sua equipe pelo acolhimento, auxílio em campo, em especial Karina Ferreira Barros, Elaine Teixeira da Silva, João Leonardo Martins Bueno, Arnaldo Félix da Silva, João Batista, Elias dos Santos Pires, Adriana Woiczack, e voluntárias Tania Javorski e Leatrice Talita Rodrigues.

À Professora Dra. Maria Ligia Cassol Pinto que aceitou o desafio de me orientar, me apoiou nas minhas decisões e viveu comigo intensamente os altos e baixos da caminhada na pesquisa, fazendo dos trabalhos de campo momentos de grande aprendizagem. Agradeço também por me acolher em sua casa e ser nossa segunda mãe no LAGEF.

Aos membros da banca Valdemir Antoneli, Luiz Fernando Pires, Eduardo A. Agnellos Barbosa e João Anésio Bednarz pelas contribuições para melhoria do trabalho.

Aos colegas de Laboratório de Geografia Física Luciane Gryczak com quem dividi as angústias e alegrias da pesquisa em solos, e Marcos Marcondes Carneiro por todo apoio em campo, laboratório e por compartilhar a vida comigo.

À minha família que, mesmo distante, vibra com cada conquista minha. Meu pai, minha mãe e minha irmã, toda a gratidão.

RESUMO

O solo é um importante recurso natural, essencial para a manutenção da vida nos continentes, cujo equilíbrio depende, em grande parte, ao manejo e usos empregados. Tendo em vista boas práticas de manejo do solo pelas atividades agropecuárias, notadamente a suinocultura, esta pesquisa teve como objetivo principal avaliar o comportamento da movimentação de solutos, oriundos de DLS, em perfil do solo, em diferentes segmentos de vertente na Floresta Nacional de Piraí do Sul, Paraná. A hipótese levantada considera que as diferentes dosagens de DLS podem ter sua movimentação facilitada devido características físicas do solo, até os 60cm, alterando as características químicas de fertilidade e de disponibilidade de metais pesados. Assim, buscou-se reconhecer, ao longo da vertente os atributos físicos do solo que favorecem a dispersão dos solutos e determinar as propriedades químicas do solo que favorecem a sua nutrição e/ou degradação. Também se avaliou o escoamento superficial após a aplicação do DLS e o seu potencial para a degradação da qualidade ambiental, procurando reconhecer as implicações do uso do DLS nos solos como alternativa de destinação final quanto à conservação do solo/água. A metodologia está pautada, fundamentalmente, em experimentos de campo, com a aplicação de DLS em doses 76, 38 e 0 m³/ha determinadas com base na demanda do solo por nutrientes presentes nos dejetos e sua potencialidade em disponibilizar aos solos. Esta determinação foi baseada em análises físicas e químicas do solo que se referem ao espaço poroso e textura, características do complexo sortivo e teor de óxidos. Assim, após sondagens a trado, foram selecionadas 3 parcelas de solo, de 10 m², em uma vertente na Floresta Nacional de Piraí do sul, escolhida como área de estudo. Também foram instaladas calhas coletoras para o monitoramento do escoamento superficial após a aplicação do DLS. As análises anteriormente mencionadas foram novamente realizadas para entendimento dos processos porque passaram os solos. Na vertente estudada, os solos das parcelas foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico. Os atributos físicos do solo como a macroporosidade e microporosidade podem ser considerados fatores que favoreceram a dispersão dos solutos presentes no DLS, intensificando suas interações com o solo nas profundidades além do perfil cultural, principalmente no que diz respeito ao Al trocável, P e C_{orgânico} do complexo sortivo dos solos. P, K e C_{orgânico} favoreceram o enriquecimento nutricional dos solos, mas não foram suficientes para elevar seu estado de fertilidade, uma vez que CTC e pH, assim como Ca e Mg não tiveram contribuições efetivas para a melhoria da fertilidade. Constatou-se a existência do metal pesado Arsênio considerado contaminante, mesmo antes da aplicação do DLS. No entanto, a superdosagem de 76 m³/ha dispôs no solo os metais Cobalto, Cobre, Zinco em concentrações que podem ser considerados contaminantes do solo e degradantes da qualidade. A disposição do DLS nos solos é importante para a viabilização da suinocultura, no entanto, boas práticas de manejo dos solos devem levar em consideração a sua capacidade de receber os dejetos de acordo com a demanda nutricional do solo e sua capacidade de assimilação dos nutrientes e outros componentes inorgânicos como os metais pesados.

Palavras-chave: Latossolo; Escoamento Superficial; Metais Pesados; Floresta Nacional de Piraí do Sul.

ABSTRACT

Soil is an important natural resource, essential for the maintenance of life on the continents, whose balance depends, in large part, on the management and uses employed. In view of good soil management practices by agricultural activities, notably swine farming, this research had as main objective to evaluate the behavior of solutes movement, originating from pig slurry, in a soil profile, in different segments of the national Forest of Piraí do Sul, Paraná, Brazil. The hypothesis considers that the different dosages of DLS may have their movement facilitated due to physical characteristics of the soil, up to 60cm, modifying the chemical characteristics of fertility and availability of heavy metals. Thus, it was sought to recognize, along the hillside, the physical attributes of the soil that favor the dispersion of the solutes and determine the chemical properties of the soil that favor its nutrition and/or degradation. The superficial runoff was also evaluated after the application of the pig slurry and its potential for environmental quality degradation, seeking to recognize the implications of using DLS in soils as a final destination alternative for soil/water conservation. Fundamentally, the methodology is based on field experiments, with the application of DLS at doses 76, 38 and 0 m³/ha determined based on the soil demand for nutrients present in the pig slurry and its potential to make it available to the soil. This determination was based on soil physical and chemical analyzes that refer to porous space and texture, characteristics of the assortment complex and oxide content. Thus, after auger drilling, 3 experimental plots of 10m² were selected, in a slope in the Piraí do Sul National Forest, chosen as the study area. Gutters were installed for surface runoff monitoring after pig slurry application. The aforementioned analyzes were again performed to understand the processes because the soils passed. In the studied slope, the soils of the plots were classified as Oxisol. Soil physical attributes such as macroporosity and microporosity can be considered factors that favor the dispersion of solutes present in the DLS, intensifying their interactions with the soil at depths beyond the cultural profile, especially regarding exchangeable Al, P and C organic of the assortment complex of soils. P, K and C organic favored the nutritional enrichment of soils, but they were not enough to increase their fertility status, since CTC and pH, as well as Ca and Mg did not contribute effectively to the fertility improvement. The existence of the heavy metal Arsenic considered contaminant was verified, even before pig slurry application. However, the overdose of 76 m³/ha disposed Cobalt, Cuprum, Zinc metals in the soil in concentrations that can be considered soil contaminants and quality degradants. Disposal of pig slurry in soils is important for the swine viability, however, good soil management practices should take into account their ability to receive waste according to the nutritional demand of the soil and its ability to assimilate nutrients and nutrients other inorganic components such as heavy metals.

Key-words: Oxisol; Runoff; Heavy Metals; National Forest of Piraí do Sul.

Lista de Figuras

Figura 1 -	Diagrama de Movimentação e Concentração de Água Associadas aos Elementos de Vertente.....	26
Figura 2 -	Situação Hipotética dos Componentes do Potencial Total da Água no Solo.....	32
Figura 3 -	Localização da Floresta Nacional de Pirai do Sul e das Parcelas de Estudo.....	37
Figura 4 -	Precipitação pluviométrica Média Anual e Mensal Monitorada, em Pirai do Sul.....	39
Figura 5 -	Fluxograma sobre as Etapas da Pesquisa.....	40
Figura 6 -	Alocação das Parcelas de Runoff na Vertente de Estudo.....	41
Figura 7 -	Esboço das Parcelas Instaladas na Vertente.....	45
Figura 8 -	Materiais para Aplicação do DLS nas Parcelas.....	47
Figura 9 -	Diagrama da Vertente e Indicação das Parcelas de Estudo.....	50
Figura 10 -	Descrição Morfológica dos Solos da Vertente na Área de Estudo.....	51
Figura 11 -	Chuvas Diárias do Período de Avaliação do DLS nos Solos.....	53
Figura 12 -	Densidades dos Solos nas Três Parcelas de Estudo Antes e Depois das Aplicações de DLS.....	56
Figura 13 -	Porosidade Total dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.....	57
Figura 14 -	Macroporosidade dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.....	57
Figura 15 -	Microporosidade dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.....	58
Figura 16 -	pH dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.....	59
Figura 17 -	Acidez Potencial ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após a Aplicação do DLS.....	60
Figura 18 -	CTC ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após a Aplicação do DLS.....	61
Figura 19 -	Al Trocável ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.....	62
Figura 20 -	Ca ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.....	62
Figura 21 -	Mg ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.....	63
Figura 22 -	K ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.....	64
Figura 23 -	Concentração de P nos Solos Após a Aplicação do DLS.....	64
Figura 24-	C _{orgânico} (g/dm^3) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.....	65
Figura 25-	MgO (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.	68
Figura 26-	K ₂ O (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS...	68
Figura 27-	P ₂ O ₅ (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS..	69
Figura 28-	Comportamento do Al ₂ O ₃ nos Solos Após a Aplicação de DLS.....	69
Figura 29-	Comportamento do SO ₃ nos Solos após a Aplicação de DLS.....	70

Lista de Quadros

Quadro 1 -	Valores Orientadores de Substâncias Inorgânicas Limitantes para Solo...	33
Quadro 2 -	Relação de Atributos Físicos do Solo a Serem Investigados.....	42
Quadro 3 -	Relação de Atributos Químicos do Solo a Serem Investigados.....	44
Quadro 4 -	Estimativa dos Teores de Nutrientes da Matéria Seca do DLS Aplicado...	46
Quadro 5-	Material Escoado após a Aplicação do DLS nas Parcelas.....	49

Lista de Tabelas

Tabela 1 -	Teores Médios de Macronutrientes Presentes nos DLS em Função do Teor de Sólidos.....	19
Tabela 2 -	Caracterização Química dos Solos e Quantidade de Argila das Parcelas de Estudo nas Três Profundidades Analisadas.....	45
Tabela 3 -	Caracterização Físico-Química do DLS em Lagoa de Decantação.....	47
Tabela 4 -	Características Químicas dos Materiais Escoados em Cada Parcela.....	53
Tabela 5 -	Argila Dispersa em Água da Camada Superficial, Considerando os Diferentes Períodos com DLS.....	54
Tabela 6 -	CTC _{total} e CTC _{efetiva} dos Solos Após a Aplicação das Doses de DLS.....	61
Tabela 7 -	Principais Óxidos Constituintes dos Solos nas Camadas Analisadas...	67
Tabela 8 -	Substâncias Inorgânicas como Contaminantes do Solo Após a Aplicação de DLS.....	71

Lista de Abreviaturas e Siglas

CTC -	Capacidade de Troca Catiônica
DIRAM-	Diretoria de Controle e Recursos Ambientais
DLS -	Dejeto Líquido Suíno
Ds -	Densidade do Solo
EMBRAPA-	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FLONA -	Floresta Nacional de Piraí do Sul
IAC-	Instituto Agronômico de Campinas
IAP-	Instituto Ambiental do Paraná
ICMBIO -	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
MINEROPAR-	Minerais do Paraná-Serviço Geológico do Paraná

Lista de Símbolos

Al -	Alumínio	Al_2O_3 -	Óxido de Alumínio
Br -	Bromo	As_2O_3 -	Trióxido de Arsênio
Ca -	Cálcio	CO_2 -	Dióxido de Carbono
Co -	Cobalto	Fe_2O_3 -	Óxido de Ferro
Cu -	Cobre	K_2O -	Óxido de Potássio
Fe -	Ferro	MgO -	Óxido de Magnésio
Ga -	Gálio	Nb_2O_5 -	Óxido de Nióbio
K -	Potássio	P_2O_5 -	Pentóxido de Fósforo
Mg -	Magnésio	SO_3 -	Óxido Sulfúrico
Mn -	Manganês	Si_3O -	Óxido de Silício
N -	Nitrogênio	TiO_2 -	Óxido de Titânio
P -	Fósforo		
S -	Enxofre		
V -	Saturação por bases		
Zn -	Zinco		
ψ -	Potencial da água		

Sumário

1	Introdução.....	13
2	Objetivos	15
3	Referencial Teórico.....	16
3.1	Breve Contextualização da Suinocultura.....	16
3.2	Dejetos Suínos e sua Destinação na Agricultura: Os Nutrientes no Solo.....	18
3.3	Processos Hidro-Físicos: Relações Entre as Vertentes e os Solos.....	24
3.4	Propriedades Físico-Químicas do Solo e Dinâmica de Solutos.....	27
3.5	Transporte de Solutos no Solo: Modelos Matemáticos.....	29
3.6	Qualidade Ambiental dos Solos: Limitantes Legais.....	32
4	Caracterização da área de estudo.....	36
4.1	Floresta Nacional de Piraí do Sul como área de estudos.....	36
4.2	Características Físico-Naturais da Flona de Piraí do Sul.....	38
5	Materiais e Métodos.....	40
5.1	Caracterização da Vertente Experimental.....	40
5.2	Caracterização Físico-Química dos Solos.....	42
5.2.1	Análises físicas do solo.....	42
5.2.2	Análises químicas do complexo sortivo.....	43
5.3	Experimentos com DLS nas Parcelas.....	44
5.3.1	Determinação da dosagem de DLS.....	44
5.3.2	Procedimentos para aplicação de DLS.....	47
5.3.3	Procedimentos após a aplicação do DLS.....	48
5.4	Análises Estatísticas.....	49
5.4.1	Interpretação dos dados anteriores à aplicação do DLS.....	49
5.4.2	Interpretação dos dados posteriores à aplicação do DLS.....	49
6	Resultados e Discussões.....	50
6.1	Vertente e os Solos.....	50
6.2	Perdas e Escoamento Superficial.....	52
6.3	Os Espaços Porosos dos Solos e o DLS.....	55
6.4	Características Químicas do Complexo Sortivo.....	58
6.5	Teor de Óxidos.....	66
6.6	Limites Ambientais.....	70

7	Conclusões.....	72
	Referências.....	75
	Apêndice A - Resultados das análises físico-químicas dos solos anteriores à aplicação de DLS.....	81

1 Introdução e justificativa

O solo é considerado um importante componente para a manutenção dos ecossistemas em equilíbrio. Porém, a sua degradação é resultado das ações antrópicas que causam alterações adversas e, portanto, negativas nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, interferindo na sua qualidade e funções. Tais alterações podem proporcionar uma nova dinâmica de processos, assim como potencializar os riscos à contaminação das águas destinadas ao abastecimento público e os mais diversos usos.

Esta configuração tem relação direta com atual estágio de crescimento econômico e populacional resultou na necessidade de ampliação da produção de alimentos, mas particularmente fomenta a demanda por proteína animal. A produção de carnes e seus derivados, oriundos da suinocultura, tem gerado preocupação principalmente no que se refere a disposição de resíduos. Embora as legislações - como Resolução CONAMA Nº 420/2009 e a Instrução Normativa Estadual IAP/DIRAM 105.006 - regulamentem o licenciamento ambiental dos empreendimentos e sua operação, o manejo e a disposição final dos dejetos podem incorrer em danos ambientais.

Devido às dificuldades em armazenar e descartar os dejetos líquidos suínos (DLS) cresce a preocupação, por parte dos setores governamentais, privados e sociedade civil a destinação desses dejetos. Em parceria com os produtores rurais, pesquisadores de diferentes instituições de ensino e pesquisa, têm gerado novos conhecimentos nas áreas de ciência e tecnologia - das agrárias e de alimentos e meio ambiente-, subsidiando tanto a geração de renda aos proprietários bem como a qualidade ambiental no campo.

Esforços têm sido direcionados para que a destinação final dos resíduos da produção agropecuária esteja em conformidade com a legislação ambiental vigente no país, seja pelo aproveitamento adequado em biodigestores, seja racionalmente utilizado como fertilizante na agricultura, evitando possíveis contaminações da água ou do solo.

Assim, atentando aos problemas inerentes do uso e da vulnerabilidade dos solos e da água que por ele circula, o objetivo desta pesquisa avaliar a influência dos solutos, oriundos de dejetos líquidos suínos (DLS) e suas implicações nas propriedades químicas e físicas do solo, bem como o escoamento superficial, a partir de uma única aplicação.

A pesquisa foi baseada em experimentos de campo, em áreas cujos solos que passaram por deflorestamento e nunca antes expostos aos efeitos DLS. A hipótese levantada é que: aplicação de diferentes dosagens de DLS tem sua movimentação facilitada pelas propriedades

físicas do solo, até os 60 cm, alterando as características químicas de fertilidade e de disponibilidade de metais pesados.

A área escolhida para os experimentos foi a Floresta Nacional de Piraí do Sul (Flona de Piraí), uma Unidade de Conservação da Natureza (UC), situada no município de Piraí do Sul, componente da mesorregião centro-oriental do Estado do Paraná. Este município possui especialização agroindustrial: sua economia baseia-se nas atividades agrossilvipastoris, em especial, nas lavouras temporárias, produção florestal e pecuária de corte, com a suinocultura como principal rebanho. A atividade pecuária está em 556 estabelecimentos agropecuários para um total de 1069, presentes no município, correspondendo a 52% deles (IPARDES, 2018).

A atual área da Flona de Piraí já fez parte desta conjuntura agroeconômica, desde a sua instalação, na década de 1940, como posto de experimentos agropecuários. Ao ser decretada uma Floresta Nacional (Decreto s/nº, de 02 de junho de 2004), a Flona de Piraí assumiu, dentre muitos objetivos, promover a proteção do sistema hídrico da Flona e seu entorno, gerando modelos que possam ser aplicados especialmente em pequenas propriedades, e contribuir para o desenvolvimento socioambiental da região (ICMBIO, 2016). Diante do histórico de uso e ocupação, a Flona revela-se uma importante área de estudos científicos, pois pode ser considerada um exemplar de credibilidade para proposições de novas técnicas conservacionistas no município de Piraí do Sul.

Neste contexto, justifica-se a escolha desta área para a investigação sobre o uso de dejetos de suínos em solos, uma vez que suas características físico-naturais são representativas da porção leste do município e, a suinocultura tem sido significativa à manutenção e ao crescimento da economia municipal e regional.

2 Objetivos

Esta pesquisa teve como objetivo geral avaliar a influência dos solutos, oriundos de dejetos líquidos suínos (DLS) e suas implicações nas propriedades químicas e físicas do solo, com uma única aplicação.

Os objetivos específicos são:

1. Reconhecer, ao longo da vertente, as propriedades físicas do solo que favorecem a movimentação dos solutos e suas interações com o solo.
2. Determinar, no perfil do solo, as propriedades químicas do solo que favorecem a sua fertilidade e/ou degradação.
3. Avaliar o escoamento superficial após a aplicação do DLS e o potencial para a degradação da qualidade ambiental.
4. Discutir as implicações do uso do DLS nos solos como alternativa de destinação final quanto à conservação do solo/água.

3 Referencial Teórico

3.1 Breve Contextualização da Suinocultura

As atividades econômicas praticadas no território brasileiro, desde os tempos coloniais, mantêm o formato agroexportador e, quase sempre, baseadas em um único produto, haja visto os ciclos do pau-brasil, dos minérios, da cana-de-açúcar, do café e, mais recentemente, da soja. Este modelo produtivo fez com que a criação de animais ficasse, inicialmente, restrita ao consumo interno, sendo direcionada à força motriz e à alimentação das famílias.

A criação de suínos ganhou importância econômica quando da chegada de imigrantes europeus, em meados do século XX, notadamente dos alemães, italianos, especialmente localizados no Centro-sul do país. Deste momento em diante, a produção de suínos tipo carne ganhou valor no mercado, modificando os modos de produção e a produção de banha passou a ser secundária na atividade, sendo destinada à conservação de alimentos (THERHORST; SCHMITZ, 2007).

Com o crescimento do mercado consumidor, a cadeia produtiva exigia melhoramentos em relação à alimentação dos animais, às instalações nas granjas e, em especial, os melhoramentos de raças e alternativas para a comercialização da carne. A Revolução Verde (1960-1970) impulsionou a tecnificação da produção, projetando os modelos de manejo aprimorados atualmente.

O aumento do consumo de carne suína pela população mundial tem como um dos fatores principais o crescimento demográfico e econômico verificados nas últimas décadas. O Brasil acompanha este crescimento e, de acordo com a Associação Brasileira dos Criadores de Suínos-ABCS (2016), o preço competitivo em relação a outras carnes, a variedade de cortes magros e melhoria das condições de salubridade e segurança alimentar na produção dos animais são motivações para projeções positivas em relação ao consumo de carne suína.

De acordo com ABCS (2016), o consumo de carne per capita no Brasil é de aproximadamente 15 kg/ano, se configurando o sexto maior mercado consumidor mundial. A expectativa é que, até 2024, o consumo mundial anual de carne suína alcance 35,5 kg/per capita, estando o Brasil alinhado a essa tendência global.

A Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento do Estado do Paraná (2019), revela que a produção de carne suína no Paraná corresponde a 21,3% da atividade no Brasil, com mais de 7 milhões de animais (IBGE, 2016). No entanto, apresenta-se concentrada nos núcleos regionais de Toledo e Cascavel (Oeste), que representa 65,4% da produção, e Ponta Grossa (Centro-oriental) que corresponde a 13,4% da produção do estado. Quanto ao consumo per capita é estimado em 14,58 kg/ano, acompanhando as tendências de aumento nacional e global.

As expectativas de aumento de consumo impulsionam o aumento da produção, que é extremamente tecnificada. Ainda que persistam os suinocultores independentes, aqueles que controlam todas as etapas da produção - nascedouro ao abate -, os sistemas de produção intensivo com alta divisão e especialização do trabalho predominam nas agroindústrias. Essa cadeia produtiva abrange unidades de melhoramento e difusão genética, produção de sêmen, granjas multiplicadoras (produtoras de leitões, crechários, terminação) até o abate, processamento e distribuição.

Apesar da tecnificação no sistema de produção, ressurte-se deste setor, de investimento na tecnologia dos resíduos da suinocultura, como os dejetos. O modelo de manejo adotado na criação dos animais e no armazenamento dos dejetos influenciam na sua constituição, quantidade e alternativas de destinação final. Toma-se como exemplo: os manejos convencionais de produção praticados com edificações em que animais são confinados e utilizam a lavagem constante das instalações. Nesse modelo há um acréscimo de água aos dejetos, deixando-os mais líquidos; as lagoas de armazenamento necessitam ser grandes o suficiente para todo o volume produzido e a disposição final na agricultura requer diminuição da carga de nutrientes e estabilização das formas químicas. Tecnologias de manejo de dejetos têm sido incentivadas dadas as suas potencialidades de diminuição dos passivos ambientais, que viabilizem a atividade econômica e que sejam soluções ambientais.

O MAPA (2016) recomenda o uso de técnicas como a compostagem que aumentem a massa seca adicionando aos dejetos um substrato orgânico; a cama sobreposta com adição do substrato em meio os animais. Também são estimuladas técnicas baseadas na decantação e separação das fases do DLS aliadas aos biodigestores e formação de biogás. Há ainda técnicas avançadas como descritas por Christel et al. (2014) que demonstraram o melhor aproveitamento do fósforo quando da compostagem e separação da fração sólida do dejetos, resultando em maior disponibilidade de P e liberação lenta deste nutriente no solo.

A região Centro Oriental Paranaense produziu, em 2017, aproximadamente 860 mil suínos que corresponde a 12,5% da produção do Estado do Paraná. Em Piraí do Sul, a atividade pecuária é realizada em aproximadamente 556 estabelecimentos agropecuários para um total de 1069, correspondendo a 52% deles (IPARDES, 2018).

O município conta com um rebanho suíno de aproximadamente 90,3 mil animais, os quais correspondem a 10,4% da produção regional, que movimentaram recursos de financiamentos a pecuária em aproximadamente 20 milhões de reais, entre custeio e investimentos (IPARDES, 2019). Este montante corresponde a 22,5% dos financiamentos para agropecuária no município e 32,4% dos contratos celebrados.

Tais dados demonstram a diminuta expressividade da suinocultura de Piraí do Sul frente a produção regional e estadual. No entanto, é notável que a maioria dos estabelecimentos agropecuários se dedicam à suinocultura no município e os proprietários desenvolvem tal atividade com poucos incentivos financeiros, tecnológicos e técnico especializado.

Diante deste contexto econômico, observa-se que a suinocultura no município é realizada majoritariamente com manejo convencional de produção. As técnicas utilizadas pelos proprietários consistem em acrescentar água durante os processos, como lavagem das pocilgas, tendo as lagoas de decantação como armazenamento dos dejetos até a disposição final em as áreas agricultáveis. Constata-se ainda que, as lagoas de decantação não contêm sistemas de coleta de água pluvial, que aumentam o volume dos dejetos e diminuem a vida útil das lagoas. Neste caso, a destinação em áreas de lavouras e pastagens viabilizam a atividade suinícola, ficando em segundo plano as questões ambientais ou agrônômicas.

3.2 Dejetos Suínos e sua Destinação na Agricultura: Os Nutrientes no Solo

O crescimento da produção e do consumo de suínos gera uma grande quantidade de dejetos com alto potencial poluente, os quais têm sido tratados como um problema ambiental. A produção de biogás, o processamento em adubos, a utilização na alimentação de outros animais têm sido maneiras de destinação dos dejetos, mas muitas vezes são onerosas ao suinocultor.

O Mapeamento da Suinocultura Brasileira, lançado em 2016 pela Associação Brasileira dos Criadores de Suínos, aponta que a criação dos animais ocorre de maneira intensiva e espacialmente concentrada, o que explica a constatação de Segnfredo e Giroto (2004) no que diz respeito a destinação final de dejetos líquidos suínos (DLS) em áreas

agrícolas. A dificuldade de armazenamento e transporte dos DLS para áreas longínquas faz com que seja viável economicamente a sua utilização em lavouras e pastagens próximas aos criadouros.

Em geral, os dejetos são resultados do metabolismo animal, como fezes, urina, pelos, e outros componentes como restos de ração, resíduos de medicamentos, águas de lavagem das instalações. Na sua composição existem uma série de elementos como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), entre outros.

Os teores dos nutrientes no DLS dependem essencialmente do manejo das granjas e trato com os animais e sua fase de vida. Entretanto, a concentração varia de acordo com o armazenamento e tratamentos que influenciam a sua diluição e consistência física. Os manuais de utilização de DLS na agricultura admitem que a composição de macronutrientes sejam aquelas apontadas na Tabela 1 a seguir, baseado em (MIRANDA, ZARDO, GOSMANN;1999).

Tabela1. Teores Médios de Macronutrientes Presentes nos DLS em Função do Teor de Sólidos.

Teor de sólidos (%)		0,27	0,72	1,63	2,09	2,54	3,46	4,37	5,28
Kg m ⁻³ de dejetos									
Macronutriente	N _{total}	0,98	1,29	1,91	2,21	2,52	3,13	3,75	4,36
	P ₂ O ₅	0,52	0,83	1,45	1,75	2,06	2,68	3,29	3,91
	K ₂ O	0,75	0,88	1,13	1,25	1,38	1,63	1,88	2,13

Fonte: Adaptado de Miranda; Zardo; Gosmann (1999).

Quando bem manejados, os DLS oferecem nutrientes que são essenciais para o crescimento de plantas, melhorando a qualidade físico-química do solo o que é significativamente benéfico para seu uso agrícola. Miyazawa e Barbosa (2015) recomendam a utilização de DLS e apontam as vantagens do uso de dejetos suínos em lavouras e pastagens, como a diminuição do uso de fertilizantes minerais, redução dos custos de produção, redução dos riscos de poluição ambiental além da disponibilização de água e nutrientes às plantas.

Neste sentido, resultados positivos têm sido relatados no que diz respeito a melhoria da produtividade agrícola quando as culturas são submetidas a disposição de dejetos suínos. A exemplo, Cassol et al. (2012) compararam a adubação convencional aliada a aplicação de DLS, por 9 anos, na cultura do milho sob Latossolo Vermelho distroférico. Os autores concluíram que o dejetos suíno aplicado em doses anuais de até 200 m³ ha⁻¹, não modificou o pH do solo,

mas em doses de 100 e 200 m³ ha⁻¹ diminui o teor de Al⁺³ na camada de 20-40 cm e aumenta acentuadamente o teor de P disponível, aumenta Ca⁺² de K disponível até os 5 cm de profundidade do solo.

Quanto a produtividade do milho, Cassol et al. (2012) consideram que para um rendimento próximo aos 90% do máximo esperado são necessárias doses superiores a 50 m³ ha⁻¹, limite de aplicação anual de DLS admitido pela legislação ambiental do Estado de Santa Catarina. A viabilidade econômica de aplicação de DLS no cultivo do milho equivaleria a uma aplicação 44 m³ ha⁻¹ e o rendimento da cultura seria de 72% do máximo esperado. Assim, a aplicação de DLS complementada pela adubação convencional teria efeitos semelhantes as doses de 100 e 200 m³ ha⁻¹ do dejetos isoladamente, o que beneficiaria os aspectos ambientais e econômicos da atividade.

A ciclagem e transformações biogeoquímicas destes nutrientes naturalmente disponíveis no sistema solo-planta-atmosfera são amplamente reconhecidas como essenciais para a manutenção dos fluxos de matéria e energia que regulam os ecossistemas, necessitando de entendimento sobre os processos quando se adicionam materiais. Contudo, a diversidade química presente no DLS é considerada maléfica pelo seu potencial poluidor, principalmente quando há um desequilíbrio entre os nutrientes já existentes no solo, a capacidade de utilização pelas plantas e quantidade aplicada.

Cardoso, Oyamada e Silva (2015, p. 133) destacam que a “contaminação do lençol freático, acumulação de elementos tóxicos, salinização, impermeabilização, desequilíbrio dos nutrientes no solo e contaminação das culturas por meio da transmissão de patógenos e parasitas” são os principais riscos oferecidos pelos dejetos suínos.

De maneira geral, a contaminação do lençol freático e acumulação de elementos químicos no solo estão relacionadas as propriedades iônicas dos elementos (solubilidade, dissolução, degradação), do nível de interação com as partículas do solo e das propriedades hidrológicas na vertente, principalmente no que se refere ao escoamento subsuperficial. Neste sentido, a comunidade científica voltada às pesquisas agrárias busca o entendimento da dinâmica dos elementos contidos nos dejetos suínos quando são dispensados no solo.

Maggi et al. (2011) avaliaram os efeitos da água residuária da suinocultura percolada em lisímetros de drenagem, a 0,9 m de profundidade, em Latossolo Vermelho distroférico típico, cultivado com soja adubada convencionalmente. Foi realizada 1 aplicação em quatro parcelas, sendo as concentrações 0, 100, 200 e 300 m³ de água residuária da suinocultura ha⁻¹, analisando o pH, Ca, Mg, K, P e N. Os autores constataram que a aplicação de água residuária

da suinocultura e a adubação não influenciaram significativamente os valores do pH, P e Mg no percolado. Já os teores de Ca, K, N e P aumentaram conforme aumento das concentrações de água residuária da suinocultura aplicadas.

Os autores supracitados argumentam que embora o Ca seja fortemente adsorvível nas partículas de solo, uma elevação de pH poderia favorecer a mineralização e a sua lixiviação. Em relação as taxas de K foram observados que a lixiviação será maior quanto mais expressiva for a presença em solução de ânions, com menor capacidade de adsorção, neste caso confirmada com a utilização de água residuária da suinocultura e adubação (a base de KCl). Quanto as taxas de N no percolado, verificaram se que os aumentos não obtiveram concentrações que signifiquem perdas por mobilidade, assim como P, que embora tenham aumentado no percolado, não foram significativamente importantes quando se considera a lixiviação, dado a sua baixa mobilidade.

Ceretta et al. (2012) avaliaram os teores de carbono orgânico, N total, P e K disponíveis, Ca, Mg e Al trocáveis e pH em água, das amostras de solo sob pastagem natural que recebeu DLS em doses 0, 20 e 40 m³ ha⁻¹, por 4 anos, aplicado em intervalos de 45 a 60 dias, o que corresponderia ao tempo de recarga dos tanques de armazenamento. Os autores observaram que há relação entre as doses aplicadas e a profundidade do solo, excluindo o pH que não se alterou. As aplicações incrementaram os teores de C orgânico e N total nas camadas mais profundas, até 40cm, devendo, provavelmente, ao aumento da atividade microbiana motivada pelo DLS e sua rápida transformação; por perdas de N por volatilização de amônia, escoamento superficial ou lixiviação na forma de nitrato (N-NO₃⁻).

Neste sentido, os valores de P disponível alcançaram níveis extremamente altos, principalmente nas doses aplicadas de DLS mais altas. O teor de K disponível no solo diminuiu com a aplicação de DLS, demonstrando que K pode ter sido exportado para a pastagem ou pode ter lixiviado além das camadas amostradas. Para Ca e Mg, os autores constataram aumentos, mas pouco significativos, em seus teores no solo apenas nas camadas de 0-20cm. Tais fatos justificam-se pela pequena concentração no DLS ou mesmo pela sua adsorção à matéria orgânica do solo. O teor de Al trocável no solo diminuiu com DLS, principalmente na dose de 40m³ ha⁻¹ e nos primeiros 5cm de profundidade, sendo justificável pelas reações entre a matéria orgânica e o C-orgânico adicionado pelo DLS na superfície do solo.

A recomendação dos autores citados anteriormente é que não se aplique altas doses de DLS em pequenas áreas, já que se aumenta o risco de lixiviação e carreamento dos nutrientes pelo escoamento superficial. Desta maneira, os usos do solo devem levar em conta a técnicas

que favoreçam a infiltração de água no solo, a de resíduos vegetais sobre a superfície, a fim de diminuir o escoamento superficial.

Para áreas que recebem os dejetos líquidos suínos por períodos contínuos, Veiga et al. (2012) avaliaram as características químicas como o complexo de troca do solo e os teores de nutrientes, de amostras de solo de camadas de 0-0,6m de profundidade de um Latossolo Vermelho distroférico típico, que recebeu DLS em 18 aplicações por 9 anos nas dosagens 0, 50, 100 e 200m³ ha⁻¹. Os autores verificaram uma redução do pH, acidificando as camadas superficiais e aumento os teores de Al, P, Cu e Zn, a 0,20 m de profundidade, e os de K a 0,60 m de profundidade. A redução de pH está relacionada diretamente as doses dos dejetos aplicados, que resultaram num aumento de Al extraível, saturação por Al, e aumento de Ca⁺, Mg⁺, K⁺ e P extraível.

As observações sobre o P extraível demonstraram que a concentração deste nutriente aumenta proporcionalmente as doses aplicadas. O P adicionado pelos DLS é acumulado nas camadas superficiais na sua forma inorgânica e representa um risco de contaminação por escoamento superficial para os canais fluviais. Neste sentido, os autores observaram que Zn e Cu aumentaram no solo em suas formas biodisponíveis e, também, podem ser transferidos para as águas superficiais, assim como são facilmente excedidos os limites de contaminação pela Resolução CONAMA N° 420/2009.

Em complemento a discussão, Sacomori et al. (2016) avaliaram as concentrações dos nutrientes N nas formas minerais, P, K, Ca e Mg em Latossolo Vermelho distroférico, que recebeu DLS por 13 anos em doses demandas pelo milho, além da complementação da adubação mineral. As concentrações nos lisímetros de sucção, situados a 0,4m e 0,8m, demonstraram que doses a partir de 100 m³ ha⁻¹ aumentam a concentração de N mineral na solução do solo, principalmente na forma do ânion N-NO₃⁻, promovem a movimentação de cátions básicos (K⁺, Ca⁺² e Mg⁺²) para camadas inferiores, que resultam em perdas expressivas desses nutrientes por lixiviação, fato que não ocorre com o P.

Os autores explicaram que a movimentação dos cátions ocorre devido a suas quantidades expressivas no DLS que não são acompanhadas por aumento de ânions no solo na mesma proporção. Embora o N-NH₄⁺ seja mais frequente no DLS, o contrário ocorreu na solução do solo, justificada pela menor mobilidade e alta taxa de nitrificação. Ainda assim, a lixiviação de N na forma N-NH₄⁺ pode ser favorecida pelo aumento de Ca⁺² e Mg⁺² que ocupam as cargas negativas, enquanto N-NO₃⁻ em altas doses permanecem na solução do solo, podendo ser lixiviado em função da quantidade de água no perfil do solo. Os cátions K⁺ do DLS são

encontrados em sua forma solúvel, em que as altas concentrações favorecem a lixiviação. O P não foi detectado na solução do solo, mesmo em altas concentrações de DLS.

O fósforo adsorve-se fortemente aos coloides das camadas superficiais do solo, principalmente quando estas possuem baixo pH, comum em solos desenvolvidos. Nesta situação, o escoamento superficial das partículas pode mobilizar o P e sua entrada nos canais fluviais se dará pela adsorção às partículas de solo carregadas. Capoane et al. (2015) avaliaram as concentrações de P solúvel na forma PO_4^{3-} e N-NO_3^- em amostras das águas de uma bacia hidrográfica que abriga a pecuária intensiva de suínos.

As concentrações de P solúvel e de nitrato foram maiores nos pontos próximos a estrebrias, granjas de suínos e lavouras e menores em canais fluviais com matas ciliares bem preservadas. Os autores também observaram que nas amostras coletas posterior a chuvas as concentrações de nitrato foram superiores, assim como o P solúvel, demonstrando uma correlação positiva com o escoamento nas vertentes pelas águas pluviais.

O mecanismo de adsorção do P ocorre pela ligação de cargas, tanto na solução do solo entre OH^- quanto nos argilominerais e matéria orgânica do solo. Com a aplicação contínua de DLS ao longo dos anos, espera-se que o P ocupe as superfícies de adsorção e aumente a sua disponibilidade para movimentação. Neste sentido, Guardini et al. (2012), procuraram identificar o acúmulo e o potencial de contaminação de P até a profundidade de 30cm de um Argissolo Vermelho, avaliando a sua máxima capacidade de adsorção pela estimativa entre a quantidade adicionada e a adquirida quando do equilíbrio da solução.

As aplicações realizadas por 7 anos corresponderam às doses de 694 e 1.890 kg de $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ com dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta, respectivamente. Os autores verificaram que parte do P adicionado ao solo acumula preferencialmente na sua forma orgânica, portanto disponível as plantas. Os dois tratamentos promoveram a acumulação do P extraível, no entanto, os resíduos de cama sobreposta resultaram em menores valores de capacidade máxima de adsorção de P, indicando a ocupação de parte dos sítios de adsorção das partículas nas camadas. Deve se considerar que os baixos valores de capacidade máxima de adsorção P são justificados pelo histórico de aplicação de DLS, num solo submetido ao plantio direto. Os autores acrescentam que perda de absorção de P pode estar relacionada ao baixo conteúdo de argila nas camadas superiores do solo, além da presença de minerais 1:1 e quantidade de óxidos (não avaliados no experimento).

A destinação final dos DLS como fertilizantes levam em conta os teores de macronutrientes, os quais muitas vezes superam a capacidade de absorção das plantas e de

ciclagem do solo, como visto anteriormente. Os outros constituintes dos DLS também são adicionados ao solo e não raro, são acumulados excessivamente. Basso et al. (2012) discutiram esta questão avaliando amostras de Latossolos Vermelhos de 13 propriedades em Santa Catarina, que receberam DLS entre 4 e 22 anos. Foram determinados os teores totais de Zn, Cu, cromo (Cr), níquel (Ni), manganês (Mn) e cádmio (Cd), nos DLS, nas rochas de origem basáltica e nas amostras de solos.

Os autores constataram que Zn e Cu apresentaram um teor maior quando da aplicação de DLS demonstrando uma tendência de acúmulo desses elementos no solo com o passar dos anos e aumento do número de aplicações. Juntamente com o Mn, estes elementos são importantes para a nutrição dos animais e são os mais abundantes na matéria seca dos DLS. A maioria das amostras apresentaram teores de Cr, Cd e Ni maiores que solos sem aplicações de DLS. Os resultados comparados aos teores das rochas matriz revelam que estes solos possuem em sua constituição minerais ferromagnesianos intemperizados, que originam argilominerais e óxidos ricos em metais.

Embora os teores não tenham excedido os limites impostos pelo Ministério do Meio Ambiente, pela Resolução N° 420 do CONAMA, se ressalva a adição contínua de DLS em solos que, de origem, já possuem metais pesados. A baixa reatividade destes metais pode ser considerada positiva com relação a disponibilidade às plantas, mas sua estabilidade não permite a sua remoção do solo, se os níveis de retenção forem atingidos.

Carneiro et al. (2011) discutiram os efeitos da aplicação de DLS na salinidade em Latossolos Vermelhos típicos, avaliando a condutividade elétrica das soluções do solo captadas por lisímetros que receberam DLS nas dosagens 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹. Os autores observaram que houve tendência de acúmulo de sais ao longo do tempo, sendo que as dosagens de até 300 m³ ha⁻¹, combinadas com níveis de 50 e 75% da necessidade da cultura, não causaram problemas de salinidade do solo. Acrescentaram que o não fornecimento de nutrientes via adubação mineral para a cultura da aveia ocasionou uma redução significativa na quantidade de sais lixiviados, portanto, a combinação de DLS e adubação mineral tem potencial a elevação da salinidade dos solos quando não adequadas.

3.3 Processos Hidro-físicos: Relações Entre as Vertentes e os Solos

O solo é um sistema dinâmico em que seus constituintes minerais, orgânicos e biológicos estão susceptíveis às trocas de materiais, que proporcionam a ele uma morfologia.

O entendimento da constituição do solo, da sua gênese e da relação com o clima requer um reconhecimento dos processos responsáveis pela sua distribuição ao longo da superfície, em especial quando se considera a unidade de relevo vertente.

Os constituintes do solo encontram-se organizados em horizontes, cujos arranjos verticais e laterais mantêm relações entre si. Trata-se, portanto, de uma cobertura pedológica que é estruturada, organizada e em constante transformação. Esta compreensão é trazida por Boulet, Chauvel e Lucas (1984) em que a análise estrutural da cobertura pedológica permite o entendimento da distribuição espacial e temporal do solo como sendo um *continuum* na vertente.

Dadas as suas relações e distribuição ao longo da vertente, Ruellan e Dosso (1993) denominaram os volumes pedológicos organizados em horizontes, na unidade de relevo, como sistemas pedológicos. Para os autores, um sistema pedológico é descrito pela organização de seus horizontes vertical e lateralmente e, também, em si próprio, considerando os seus limites naturais, as variações morfológicas e as características físico-químicas.

Para Queiroz Neto (2011), a abordagem dos sistemas pedológicos em transformação mostra o desencadeamento de processos que diferenciam as classes de solos, mas que são influenciadas pelo relevo. A exemplo, o autor apresenta a sucessão de horizonte B latossólico em B textural, cuja transformação ao longo da vertente, incluindo mudanças de cor, textura, porosidade, mineralogia, estaria relacionada a alteração do nível de base local que aceleraria os fluxos internos das soluções na vertente.

Dentre os processos pedogenéticos e morfogenéticos, certamente a água (e os solutos) funciona como a principal agente de transporte e redistribuição de materiais e energia nos solos. Neste contexto, Schoeneberger e Wysocki (2005) argumentaram que a hidrologia de subsuperfície é fundamental para compreensão das características morfológicas e da distribuição geográfica dos solos.

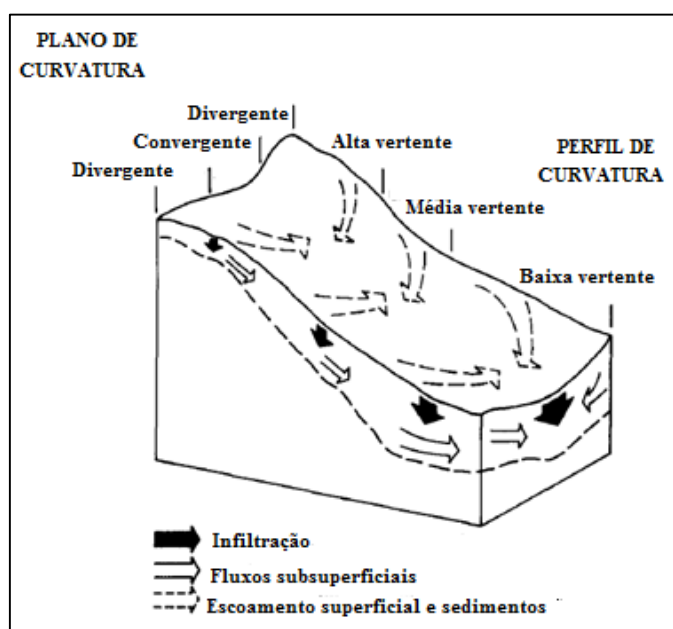
Schoeneberger e Wysocki (2005) explicaram que a combinação de fatores climáticos, estratigrafia das rochas/regolito e a macro e microtopografia podem predizer o movimento da água. A disponibilidade hídrica está ligada ao clima regional, comandado pelas condições climáticas o qual determina a intensidade e a duração das precipitações.

O movimento interno da água é influenciado pela estratigrafia, composição, porosidade, espessura e orientação de materiais regolíticos tendo, portanto, uma estreita inter-relação das propriedades físicas do solo com o a circulação de água e solutos.

Em relação aos fluxos superficiais, Morais (2012) apontou que as formas de vertente e seus segmentos determinam as áreas de convergência e divergência de fluxos, definindo maior ou menor infiltração e, conseqüentemente exfiltração. Dentro desta lógica, os segmentos côncavos, curtos e suaves convergem os fluxos e diminuem a capacidade de infiltração do solo, tornando-se pontos de exfiltração.

O modelo clássico desenvolvido por Pennock, Zebarth e Jong (1987) explica os possíveis movimentos da água em superfície e em subsuperfície a partir das relações entre o plano de curvatura e o perfil de curvatura da vertente, como se observa na Figura 1.

Figura 1. Diagrama de Movimentação e Concentração de Água Associadas aos Elementos de Vertente.



Fonte: Adaptado de Pennock; Zebarth; Jong (1987)

Os segmentos de vertente divergentes em segmentos convexos favorecem a movimentação da água sobre o plano de curvatura e diminui a infiltração e percolação de água e outros solutos, aumentando o escoamento superficial. Contrariamente, os segmentos convergentes favorecem a concentração destes materiais tanto em superfície quanto em subsuperfície, formando zonas de acumulação na concavidade.

Entretanto Schüller (2006) argumenta que como os processos de escoamento são dependentes das condições de precipitação, cobertura vegetal e características físicas dos horizontes do solo, deve-se considerar para além do fluxo hortoniano, quando a capacidade de infiltração é superada pela quantidade de chuva precipitada. O excedente de água, após preencher as pequenas depressões na superfície, se move por influência da inclinação

(HORTON, 1936), levando em conta a interação de fatores como o espaço poroso do solo e outras propriedades físicas que estão relacionadas à retenção e armazenamento de água.

3.4 Propriedades Físico-Químicas do Solo e Dinâmica de Solutos

O sistema solo é composto por água, ar e as partículas sólidas, e possui certas propriedades físicas. Lista-se, por exemplo, a textura, estrutura, porosidade, entre outros. Estas propriedades quando somadas as características de matéria orgânica, atividade da argila, e mais aquelas químicas e biológicas, determinam o desenvolvimento da fauna do solo, das plantas, aeração e, principalmente, de toda a dinâmica dos solutos no solo e dos processos pedogenéticos.

Quando se trata da dinâmica de substâncias que podem ser degradantes da qualidade do solo, estes atributos também definem níveis de interação entre as partículas do solo e os materiais adicionados. Assim, é necessária uma avaliação complexa e integrada destes atributos para que se determine o quão susceptível é o solo à perda de qualidade, frente aos usos e manejos.

Inicia-se a discussão tratando-se da distribuição dos tamanhos de partículas sólidas, que caracterizam a propriedade textura do solo. Dificilmente a textura é afetada por agentes externos ao sistema solo, pois é resultado de intemperismo do material de origem e de processos pedogenéticos, mantendo-se constante ao longo do tempo antrópico (FERREIRA, 2016).

Os tamanhos das partículas podem ser agrupados de acordo com as suas proporções na matriz do solo, considerando sua constituição, o que confere ao solo uma natureza e um comportamento específico. Thien (1979) elencou as três frações do solo, a saber: a areia, as maiores partículas visíveis a olho nu, estão classificadas entre 2 e 0,05 mm de diâmetro; o silte, que são partículas médias com diâmetros entre 0,05 e 0,002 mm; e a argila com diâmetro menores que 0,002 mm.

A distribuição de tamanhos das partículas revela a natureza química ativa do solo, que se deve à propriedade de superfície específica. Grohmann (1972) constatou que a área exposta pelas partículas de solo será tanto maior quanto menor forem essas partículas, resultando em uma maior possibilidade de reação química com outros materiais, como exemplo a matéria orgânica. Grohmann (1972) argumenta que a superfície específica é correlacionada com o teor de argila, mas varia significativamente com o tipo de mineral constituinte nesta fração do solo.

As classes areia, silte e argila e sua distribuição nos horizontes do solo interferem diretamente nos caminhos preferenciais de movimento da água e dos solutos. Isto porque os tamanhos das partículas refletem nos arranjos estruturais dos agregados do solo e, conseqüentemente na formação de poros.

Danielsen e Sutherland (1986) esclareceram que na matriz do solo os poros estão presentes tanto entre agregados quanto intra-agregados, os quais apresentam complexidade de tamanho, forma, tortuosidade e continuidade. Os macroporos e mesoporos estariam entre agregados, sendo importantes para a movimentação da água por gravidade, acomodação de fauna, raízes e aeração do solo. Os microporos têm função principal na retenção de água nos espaços intra-agregados e disponibilização para os processos biogeoquímicos (SSSA; 2008, HILLEL; 1998)

Os processos físico-químicos que ocorrem no solo envolvem a matriz, de maneira mais importante as partículas menores, e os solutos basicamente pela sua atividade elétrica. As trocas de cargas entre os compostos do solo são responsáveis pela retenção ou movimentação dos materiais, entre eles os nutrientes, óxidos e ácidos, matéria orgânica, resíduos e efluentes.

Embora a matéria orgânica esteja em menor quantidade no solo, quando comparada aos outros componentes do solo, seus efeitos químicos no solo são relevantes quando se trata da ciclagem do carbono, nitrogênio, água. A composição, o acúmulo e os processos bioquímicos da matéria orgânica do solo são muito complexos, no entanto, sabe-se que esta mistura de substâncias tem alta capacidade de trocar cargas (BRADY; WEIL, 2013).

Como todo material orgânico pode dar origem a matéria orgânica, é difícil atrelar a sua distribuição à agentes orgânicos degradadores solo. Ainda assim, as concentrações e natureza da matéria orgânica no perfil do solo podem ser indicadoras de processos de movimentação e retenção de substâncias nocivas.

A matéria orgânica e outros constituintes presentes no solo (como argilominerais) passam por processos físico-químicos e podem estar disponíveis para serem ligados a outros elementos. Estes íons, cátions ou ânions, trocam cargas com outros íons livres, sendo estes de argilas ou compostos orgânicos e inorgânicos. Uma alta capacidade do solo de trocar íons revela um solo quimicamente ativo, capaz de interagir com os contaminantes mediante vários processos como dispersão, quelação, precipitação, entre outros.

Esta propriedade está relacionada com a disponibilidade de íons no solo, mas também com quantidade de argila (que são fonte de cargas negativas), e suas mineralogias,

demonstrando uma relação em que quanto mais argilas e mais ativas forem maiores será a capacidade de troca iônica.

As reações químicas serão mais ou menos intensas de acordo como a acidez ou alcalinidade do solo. Este balanço de cargas de H^+ do que OH no solo responde aos elementos considerados tóxicos às plantas, à disponibilidade de nutrientes e à perda de qualidade do solo.

3.5 Transporte de Solutos no Solo: Modelos Matemáticos

A movimentação dos solutos no solo é fruto das interações físico-químicas que ocorrem entre as fases sólida, líquida e gasosa. Os processos químicos, de maneira geral, atenuam as concentrações da solução, haja visto adsorção-sorção, biodegradação, volatilização, dissolução, precipitação. Sendo assim, os processos físicos que movimentam os solutos no perfil do solo ou subsuperficialmente na vertente, ganham relevância, principalmente no que se refere as condições de fluxo e propriedades hidráulicas do solo (SMITH, 2002).

Tendo claro que a água do solo é uma solução aquosa composta por vários íons, sua movimentação é afetada por fatores como o grau de interação com a matriz do solo, geometria do espaço poroso, intensidade de absorção pelas plantas, concentração dos solutos, como argumentaram Ruiz et al. (2016).

A parametrização da movimentação dispersiva de fluídos em meios porosos - e consequentemente o transporte de solutos no solo - envolvem as relações físicas de fluxo de massa e difusão-dispersão. Estes modelos de transporte de solutos assumem a validade da Lei de Fick¹, que descreve a difusão de matéria em um meio em que não há equilíbrio químico, como demonstrou Schlindwein (1998).

A massa de soluto deslocada por um meio é proporcional a relação entre o gradiente de concentração e ao coeficiente de difusão do soluto. O sinal negativo demonstra que o sentido do fluxo ocorre do ponto de maior concentração para o ponto de menor concentração. Os processos ocorrem espontaneamente: os solutos tendem a espalhar pelo meio poroso do solo devido a diferença de concentração na solução

O fluxo de escoamento ocorre entre soluto e o solvente de maneira conjunta, ou seja, os solutos dissolvidos movem-se à mesma velocidade, determinando o transporte convectivo

¹ Lei de Fick: descreve diversos casos de difusão de matéria ou energia em um meio no qual inicialmente não existe equilíbrio químico. $\vec{j} = -D \vec{\nabla} C$ em que: D é o coeficiente de difusão e ∇C é o gradiente de concentração.

ou de massa. A movimentação acontece nas linhas de fluxo, resultante dos gradientes de energia entre as regiões do espaço poroso. Quando se considera que os solutos na solução aquosa percorrem poros de diferentes tamanhos e formatos assume-se que a velocidade de escoamento não é uniforme nas frentes de espalhamento, portanto, este movimento é chamado de dispersão, resultante das variações de velocidade do fluxo. Neste sentido, os processos de transporte de massa, por um meio poroso, são resultado dos componentes difusivo, convectivo e dispersivo e, resguardam-se os princípios teóricos para a movimentação dos solutos no espaço poroso do solo.

Adaptando a equação de Fick para um determinado volume de solo, por uma unidade de área, entendendo que a concentração dos solutos se refere apenas a fase líquida, tem-se que:

$$j_d = -D_s \theta \frac{dC}{dx} \quad (1)$$

em que:

j_d = quantidade de massa de soluto transferida por unidade de tempo, $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$;

D_s = coeficiente de difusão do soluto na solução pura, $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$;

θ = conteúdo de água no solo, base volumétrica, $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$;

$\frac{dC}{dx}$ = gradiente de concentração do soluto, kg m^{-4} .

Entretanto, a quantificação da movimentação dos solutos e a relação com o meio poroso do solo saturado pode ser descrita pela Lei de Darcy, definida para experimentos de infiltração de água comum em colunas de areia, após atingido o equilíbrio dinâmico, cuja

$$Q = -KA \frac{h_1 - h_2}{L} \quad (2)$$

em que:

Q = vazão da solução, volume da solução que atravessa a coluna por unidade de tempo, $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$;

$h_1 - h_2$ = gradiente da carga piezométrica que atuam nas extremidades da coluna, m;

L = comprimento da coluna de areia, m;

A = área da secção transversal, m^2 ;

K = condutividade hidráulica, m s^{-1} ;

Relacionando os conceitos expressos nas equações (1) e (2), percebe-se que o coeficiente de difusão D_s (1) pode ser entendido como similar à condutividade hidráulica K

(2) do solo, pois são propriedades do meio poroso que determinam fluidez do líquido através do meio. Levando em conta que a água do solo se refere a solução aquosa do solo, a qual possui uma concentração C (equação 1), relaciona-se, então, ao gradiente piezométrico $h_1 - h_2$ (equação 2) que é fator de movimentação explicado pelo potencial total da água no solo.

A este respeito cabe esclarecimento apoiado em Reichardt e Timm (2014), assim como Libardi em 2005. O movimento da água no solo é extremamente lento, a energia cinética é desprezível, sendo importante o estado de energia em relação a uma posição. O movimento da água no solo - assim como de qualquer outro corpo - é no sentido de diminuição da energia potencial: ponto de maior energia potencial total para o ponto de menor energia potencial total.

A tendência do movimento é assumir um estado de energia mínima (estado de equilíbrio), no sentido de diminuir o seu potencial. A diferença de potencial total da água em diferentes pontos do sistema dá origem ao movimento da água. Portanto, não é necessário individualizar o ponto de energia potencial total, mas a diferença entre elas.

O potencial total da água no solo é composto por campos de forças que atuam no seu estado de energia. Tais forças são resultantes do campo gravitacional terrestre, carga hidrostática, da carga de solutos, da interação fase líquida-fase sólida. Matematicamente, o potencial total pode ser expresso por

$$\psi = \psi_g + \psi_p + \psi_{os} + \psi_m \quad (3)$$

em que:

ψ_g = componente gravitacional, o qual todos os corpos estão sob ação;

ψ_p = componente de pressão, o qual existe pela diferença de pressão da água em relação aos pontos de referência;

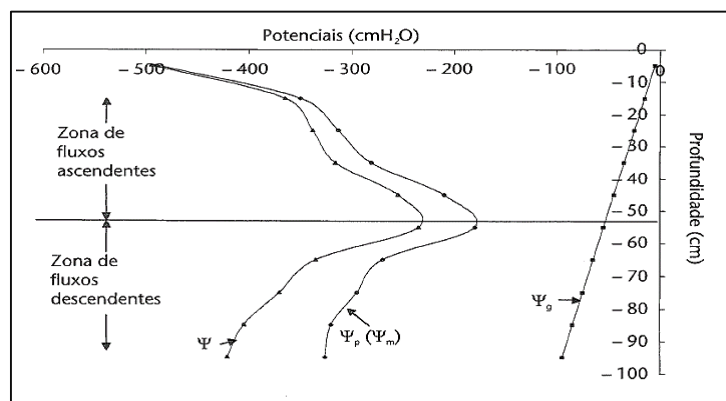
ψ_{os} = componente osmótica, existente por conta dos íons presentes nos solutos;

ψ_m = componente matricial, que tem ação pelas relações entre a matriz do solo e a água.

Considerando como referencial a superfície do solo, tem-se os potenciais componentes atuam em função de uma posição h e de um conteúdo de água θ no solo. O potencial gravitacional pode ser obtido com uma régua que indique a posição em relação a um referencial. O componente osmótico pode ser estimado pela concentração da solução do solo. A Figura 2, ilustra o comportamento hipotético dos componentes do potencial total da água no solo e as direções do fluxo.

Os componentes de pressão e matriciais podem ser obtidos quando o solo estiver sujeito a uma carga hídrica ou a uma tensão, que também estão relacionados a uma altura h de coluna de água.

Figura 2. Situação Hipotética das Componentes do Potencial Total da Água no Solo.



Fonte: Adaptado Reichardt, Timm (2014)

Observa-se que ψ e ψ_g variam em função da profundidade. Os valores de ψ negativos demonstram que o solo está submetido a uma tensão e, portanto, ψ_m é atuante. O acréscimo de água, seja por chuvas ou irrigação, diminui ψ_m e ψ_p torna-se mais atuante quando alcançar a saturação. Como o fluxo move-se de pontos de maior ψ para pontos de menores ψ a situação caracteriza-se por fluxos ascendentes.

Para zonas de fluxo descendentes, observa-se o contrário. O ψ é regido por ψ_p e a medida que há perda de água no sistema (para o lençol freático, por exemplo), ψ_m atua diminuindo ψ_p e, por consequência ψ .

Desta forma, os comportamentos de ψ_m e ψ_p demonstram, com suficiência, o comportamento de ψ , indicando as direções de fluxos pelas diferenças de potenciais em cada posição do solo, considerando θ no solo.

3.6 Qualidade Ambiental dos Solos: Limitantes Legais

Os sistemas intensivos de produção da suinocultura geram uma grande quantidade de resíduos que necessitam de destinação final que viabilizem a atividade economicamente, mas os quais não degradem a qualidade dos ambientes que os recebam. A partir da Política Nacional de Meio Ambiente, instituída pela Lei N° 6.938 de 31 de agosto de 1981, a preocupação com a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental tem sido norteadora para o desenvolvimento das atividades econômicas com potencial poluidor.

Cabe esclarecer para fins legais e de responsabilidade de adequação a legislação ambiental o entendimento a respeito da qualidade ambiental. De acordo com a definição da BRASIL (1981) a degradação da qualidade ambiental é a alteração adversa das características do meio ambiente, resultante de alguma atividade poluidora que, direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

As atividades que possam causar a contaminação² do solo e das águas subterrâneas, incorrendo na degradação da qualidade ambiental, têm na Resolução N° 420 de 30 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente a regulamentação sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas.

Os limites para as substâncias inorgânicas, dispostas no Quadro 1, são fixados com base em análises de fitotoxicidade e avaliação de riscos ecológicos, para um contexto nacional. Os órgãos ambientais e as Unidades Federativas, com justificativa técnica, podem estabelecer novos valores de referência. Tais substâncias podem ter ocorrência de concentrações naturais que possam causar risco à saúde humana, e se comprovada, os órgãos ambientais competentes deverão desenvolver ações específicas para a proteção da população exposta.

Quadro 1. Valores Orientadores de Substâncias Inorgânicas Limitantes para Solo.

(continua)

Substâncias Inorgânicas	Referência para prevenção*	Referência para investigação**
	mg.Kg ⁻¹ de solo seco	
Antimônio	2	5
Arsênio	15	35
Bário	150	300
Cádmio	1,3	3
Chumbo	72	180
Colbalto	25	35
Cobre	60	200
Cromo	75	150

² Contaminação: “presença de substância(s) química(s) no ar, água ou solo, decorrentes de atividades antrópicas, em concentrações tais que restrinjam a utilização desse recurso ambiental para os usos atual ou pretendido, definidas com base em avaliação de risco à saúde humana, assim como aos bens a proteger, em cenário de exposição padronizado ou específico” Resolução CONAMA N° 420/2009.

Quadro 1. Valores Orientadores de Substâncias Inorgânicas Limitantes para Solo. (continuação)

Mercúrio	0,5	12
Molibdênio	30	50
Níquel	30	70
Prata	2	25
Selênio	5	-
Zinco	300	450

Fonte: Adaptado de Anexo II da Resolução CONAMA Nº 420/2009. Nota: * Valor de Prevenção: é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais. ** Valor de Investigação: é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana.

Para evitar que os limites fixados das substâncias sejam excedidos, a destinação destas no solo como fertilizantes devem seguir recomendações agronômicas, presentes nos manuais de adubação organizados pelas entidades de agricultura de cada unidade federativa brasileira.

Para a Comissão de Química e Fertilidade dos Solos de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, através da Instrução Normativa 11 de 2014, as doses dos fertilizantes a serem aplicadas ao solo devem ser baseadas na oferta do nutriente fósforo (P extraível método Mehlich-I), além dos micronutrientes Cu e Zn (método Mehlich-I) e na necessidade para manter os teores na camada de 0-10 cm.

Neste sentido, está convencionado que Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) será estabelecido conforme a equação abaixo definida:

$$LCA(P) = 40 + \text{argila} (\%) \quad (4)$$

onde:

argila (%) = é o teor de argila na camada 0 – 10cm do solo, expresso em porcentagem.

Para solos que superam o LCA-P a IN 11/2014 orienta que:

- “a) Para nível de P extraível (Mehlich-I) de até 20% acima do LCA-P: nesta situação a dose de P a ser aplicada ao solo deve ser limitada a até 50% da dose de manutenção recomendada para a cultura a ser adubada. (...)
- b) Para nível de P extraível (Mehlich-I) com mais de 20% acima do LCA-P: nesta situação a aplicação de fertilizante orgânico de suínos ou qualquer outro resíduo ou fertilizante orgânico, organomineral ou mineral que contenha P na sua composição deverá ser proibida temporariamente e medidas mitigatórias deverão ser implementadas até que os teores de P sejam reduzidos aos níveis aceitáveis (abaixo do LCA-P).” (IN11/2014, p 28).

No âmbito Estado do Paraná, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) orienta, através da Instrução Normativa DIRAM 105.006, que a aplicação de DLS nos solos devem levar em conta a Classe de Risco Ambiental da Terras, que variam desde terras sem risco ambiental aparente até terras inaptas, como detalha o anexo 5 da IN. Os critérios de classificação são

baseados no relevo, risco de inundação, pedregosidade do solo, profundidade efetiva, textura, hidromorfismo e drenagem.

As terras que estiverem aptas ao recebimento de DLS devem seguir as recomendações de dosagem compatível com a classe de risco e as características físico-químicas do solo que demandem a dosagem necessária para sua fertilidade, tendo como limitantes o N (baseado no teor de matéria orgânica) e P extraível.

4 Caracterização da Área de Estudo

4.1 Floresta Nacional de Piraí do Sul como área de estudos

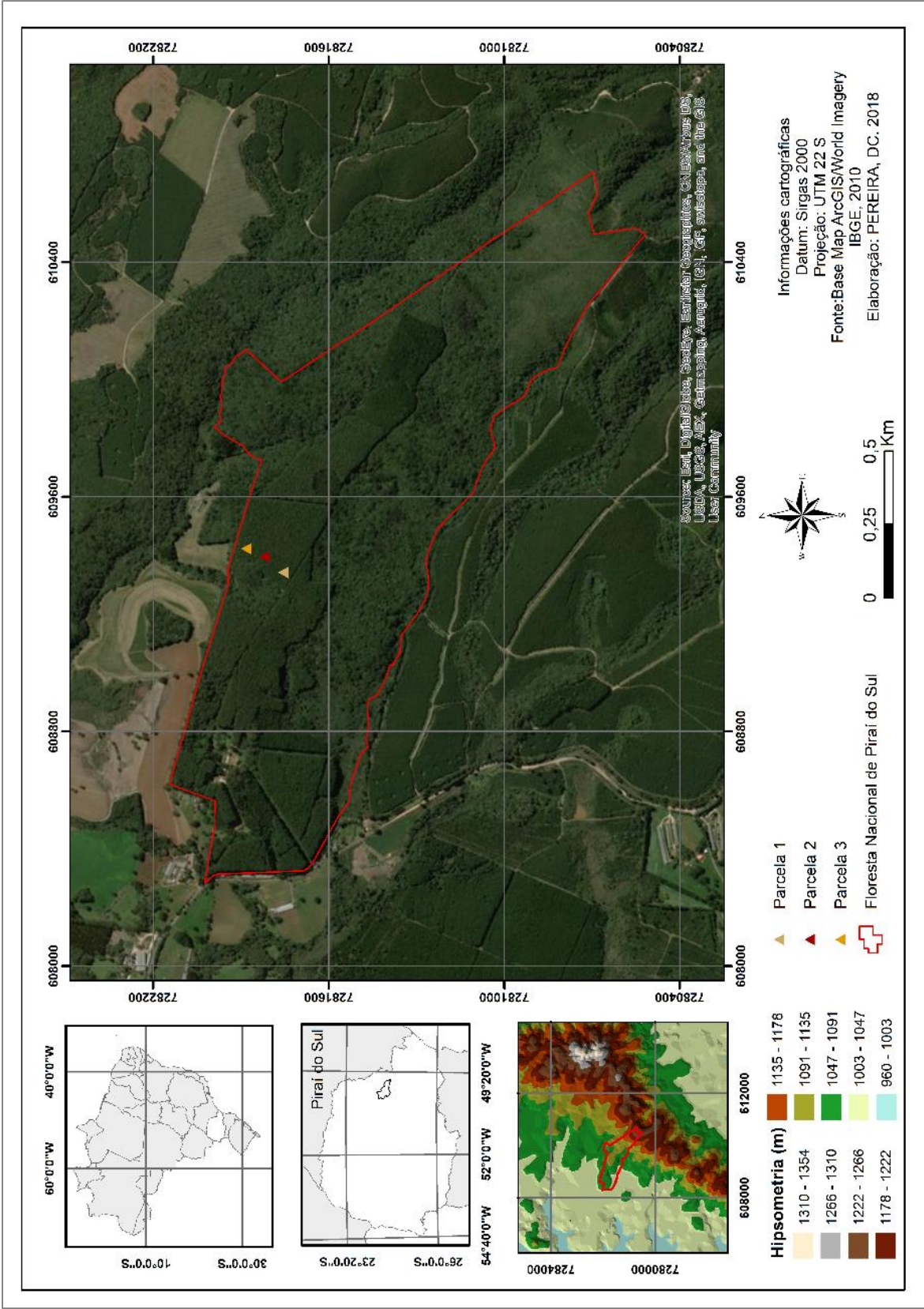
A Floresta Nacional de Piraí do Sul está localizada no município paranaense que lhe empresta o nome, na mesorregião Centro-Oriental do Estado, como se observa na Figura 3. Sua área é de aproximadamente 150 hectares, onde são encontradas remanescentes florestais da Mata Atlântica, fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista, além de glebas com plantio de Araucárias e Imbuías e, outras em regeneração natural após retirada de *Pinus sp.*

O histórico de usos das terras do território onde, atualmente, pertence a Flona de Piraí do Sul é marcado pela experimentação agrosilvopastoril, fundamentalmente fomentada por iniciativas governamentais. Entre as décadas de 1940 a 1960 a área conhecida como “Remonta”, esteve administrada pelo Ministério da Agricultura como Posto Agropecuário, voltado à criação de matrizes de animais como porcos, vacas, cavalos e produção agrícola.

A partir da criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), ocorrida em 1967, o Posto Florestal passou a ser vinculado a este órgão até os anos de 1984, com a denominação de Posto de Fomento Florestal (POFOM) com foco em plantio e produção de mudas de espécies como *Pinus sp.*, *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* (Imbuia) promovendo as políticas florestais e o modelo de silvicultura à época (BARROS, MORO; 2015).

Diversas mudanças estruturais governamentais como a extinção do IBDF, em 1989, relegando a gestão do POFOM ao IBAMA que não dispunha de dispositivos legais para seu gerenciamento, dificultaram o desenvolvimento dos projetos de silvicultura e pesquisas científicas. Assim, através do Decreto s/nº, de 02 de junho de 2004, a área foi vinculada ao ICMBIO como uma unidade de conservação da natureza, na categoria de uso sustentável Floresta Nacional, aproveitando seus recursos florestais, potencialidade de realização de pesquisas e divulgação científicas e desenvolvimento local sustentável (ICMBIO, 2016).

Figura 3. Localização da Floresta Nacional de Pirai do Sul e das Parcelas de Estudo.



4.2 Características Físico-Naturais da Flona de Piraí do Sul

O sítio sobre o qual está assentada o território da Flona de Piraí do Sul pertence ao compartimento geológico do Embasamento da Bacia Sedimentar do Paraná, composto por corpos rochosos graníticos do Complexo Granítico Cunhaporanga, datado do Proterozoico Superior, dispostos em orientação NE-SO. Este conjunto se caracteriza por grande diversidade de rochas granitoides irregulares, geradas por fusão da crosta continental, que se encaixam nos terrenos metamórficos de alto grau, sob regime tensional, em contatos falhados (MINEROPAR, 2001).

Guimarães (2000), em estudos geológicos sobre Complexo Granítico Cunhaporanga, identificou na localidade a unidade litoestratigráfica metamórfica Quartzito Serra das Pedras. As rochas são constituídas por metarenitos quartzosos e metarcósios esbranquiçados e friáveis, com grãos recristalizados médios a grossos. Os minerais como muscovita e magnetita – ainda que convertida em óxidos de ferro, podem ocorrer expressivamente. Esta unidade intrusiva é reconhecida como encaixante das outras unidades graníticas do Complexo Cunhaporanga, embora o contato entre elas não seja perceptível devido ao alto grau de alteração.

Lopes Junior et al. (1977) fazem menção a resistência maior à erosão dos quartzitos da Serra das Pedras que se ressaltam em relação ao Complexo Granítico Gunhaporanga, em avançado grau de alteração com raros afloramentos.

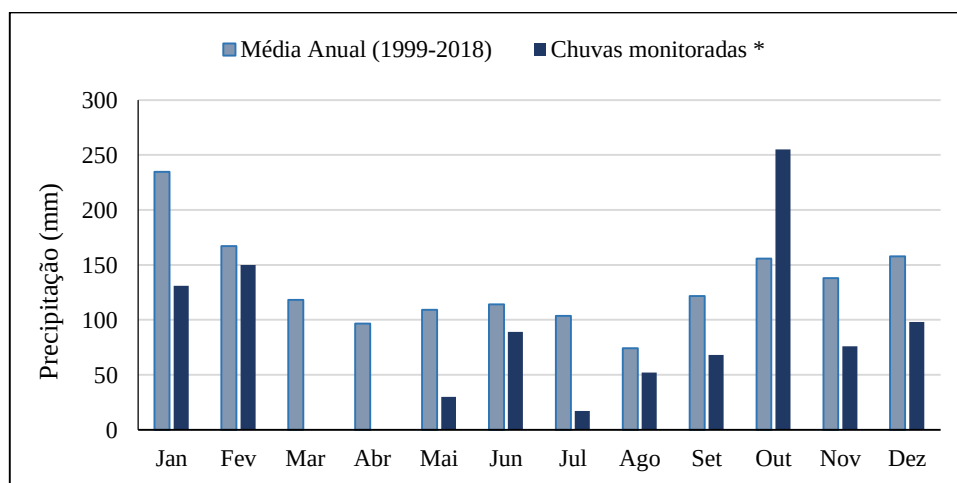
As suas vertentes fazem parte de um conjunto de formas denominadas Serra das Pedras, dentro da subunidade morfoescultural do Planalto de Castro, de dissecação média, altitudes variando entre 920 e 1320 m (MINEROPAR, 2006). Esta condição geomorfológica propicia uma hidrografia local predominantemente de rios de 1ª e 2ª ordens (STRAHLER, 1951), pouco caudalosos, que entremeiam topos alongados.

O ressalto topográfico da Serra das Pedras é o divisor de águas entre a bacia hidrográficas do Rio Iapó, a leste, e seu principal tributário Rio Piraí, a oeste, ambas com direção escoamento Norte-Sul. De suas vertentes mais íngremes surgem canais dendríticos de primeira e segunda ordem (STRAHLER, 1951), encaixados em vales em “V” com várzeas estreitas. Na linha de cumeeira NW-SO, onde verificam-se as maiores altitudes próximas aos 1350 m, os topos têm formas de cristas alongadas, com raros afloramentos rochosos e quase sempre recobertos por vegetação da Floresta Ombrófila Mista (MAACK, 2002). Em direção ao sopé da Serra das Pedras, as vertentes possuem feições convexo-côncavas de dissecação média, entremeadas por topos alongados e aplainados de direção E-W.

Os solos presentes na região são classificados por Potter et al. (2002), na escala de 1:100000, como Latossolos Vermelhos distróficos, com textura argilosa associados às áreas de topos alongados de divisores de água e, portanto, bem drenados. Também está presente a associação de Cambissolos Háplicos com textura argilosa + Neossolos Litólicos, ambos distróficos. Neste caso é comum a presença de fragmentos de rochas, originárias de diferentes materiais de origem, como os granitos, arcósios, riolitos, siltitos, entre outros.

Maack (2002) descreve o padrão climático atual da região como sendo subtropical úmido mesotérmico, sem estação seca definida. A média pluviométrica entre os anos de 1997 e 2017, é de 1569,6 mm.ano⁻¹, com chuvas bem distribuídas ao longo dos meses, tendo como mês mais chuvoso janeiro com média de 238,3 mm e mês menos chuvoso agosto, com média de 76,7 mm (CARNEIRO, 2019). A Figura 4 demonstra a distribuição das precipitações totais mensais entre o período da pesquisa, sendo obtidos por um pluviômetro digital instalado na Flona de Pirai do Sul.

Figura 4. Precipitação Pluviométrica Média Anual e Mensal Monitorada, em Pirai do Sul.



Fonte: adaptado de Carneiro (2019)

Nota: Média anual entre os anos de 1999 e 2018 das estações pluviométricas de Capinzal, Guaricanga e Pirai do Sul. * Monitoramento realizado entre maio e dezembro de 2018 e, janeiro e fevereiro de 2019.

Observa-se que o volume de chuvas acumuladas mensais é bem distribuído ao longo do ano, não sendo caracterizada nenhuma época de seca. As maiores concentrações médias de chuvas em janeiro, no verão, e a menor média em agosto, no inverno. As chuvas de verão são tipo convectivas e ocorrem de maneira esparsa, já as chuvas de outono e inverno são frontais, originárias de massas polares, que trazem umidade à região quando se encontram com massas continentais.

As observações de campo permitem inferir que a Serra das Pedras e Escarpa Devoniana atuam como barreiras naturais que influenciam o comportamento das chuvas, originando chuvas orográficas.

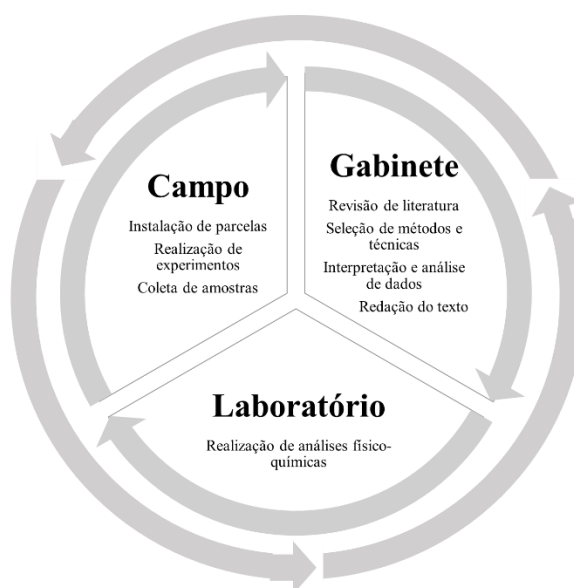
5 Materiais e Métodos

Esta pesquisa se caracteriza como um estudo de caso, de caráter quanti-qualitativo, aplicado a uma escala espacial local-regional a qual utilizaram-se metodologias e técnicas que, em sua maioria, foram realizadas em campo. As etapas realizadas em gabinete, como revisão de literatura, obtenção de dados cartográficos (geologia, geomorfologia, pedologia), dados pluviométricos e seleção de técnicas e procedimentos laboratoriais, direcionaram os trabalhos realizados em campo.

A partir das atividades realizadas em campo, envolvendo coleta de materiais como solo e escoado, foram realizadas análises físicas, químicas entre outras que geraram dados, dos quais foram extraídas informações e interpretações sobre os processos analisados na pesquisa.

O fluxograma da Figura 5 demonstra o caminho metodológico percorrido.

Figura 5. Fluxograma sobre as etapas da pesquisa.



Fonte: Pereira, 2019.

5.1 Caracterização da Vertente Experimental

A vertente experimental abrigava Pinus entre os anos de 1967, até a sua retirada por corte raso em 2015. Desde esta data, a cobertura vegetal está em processo de regeneração natural, aguardando o reestabelecimento do uso múltiplo florestal sustentável.

A técnica do corte raso e a logística para retirada da madeira alteraram o topo dos solos, sejam pela desestruturação superficial, pela compactação devido ao trânsito de máquinas

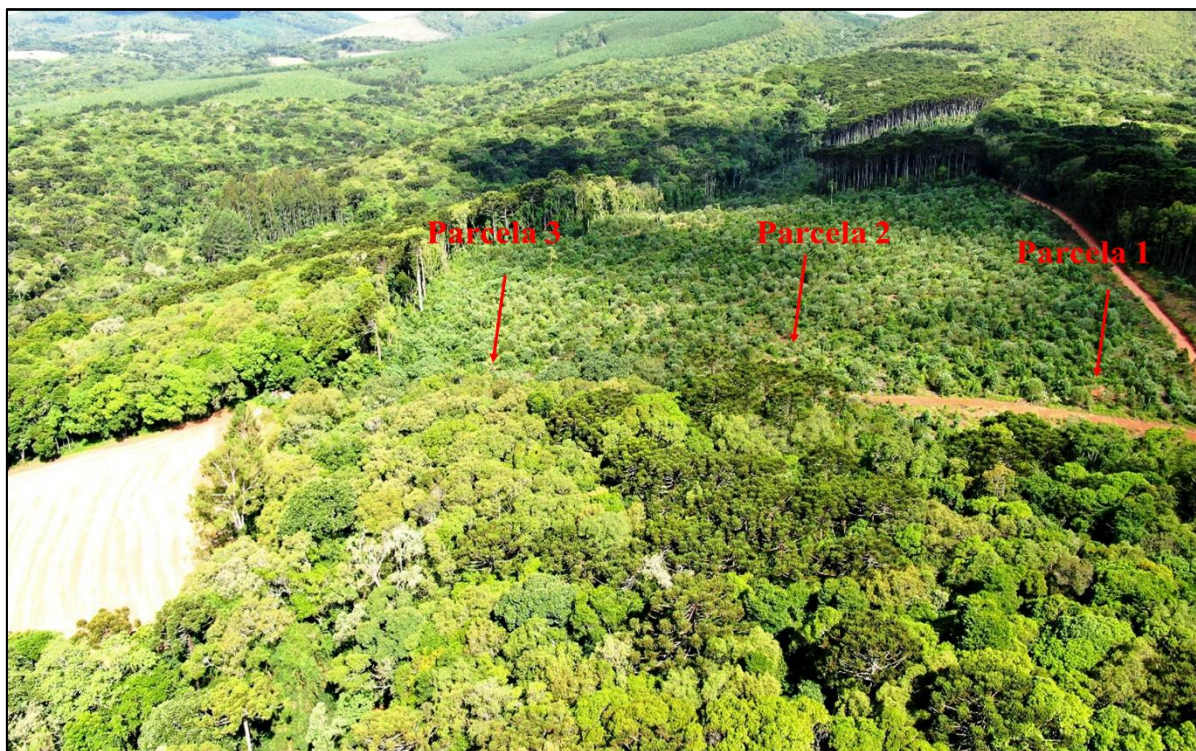
mas, principalmente, pela abertura de caminhos pela vertente que se comportam como rotas preferenciais de escoamento superficial e transporte de sedimentos.

Procurou-se, portanto, evitar que os experimentos e coletas de solos estivessem nessas rotas de degradação das camadas superficiais, buscando pontos onde se percebeu a manutenção das características mais preservadas, tanto da vertente quanto dos solos.

O entendimento da morfologia da área de estudo teve como base o perfil topográfico em ambiente do Sistema de Informações Geográficas, no software Globbal Mapper, versão livre, a partir da interpolação manual das curvas de nível da carta topográfica SG-22-X-A-VI-1, para a equidistância de 10 m, e do modelo digital de elevação da AsterGDEM, da cena S25W050.

Avaliou-se a topografia da vertente, compartimentando-a em segmentos quais sejam: côncavos, convexos e retilíneos, em planta e em perfil. Também foram avaliados os parâmetros comprimento, ângulo médio, distância do interflúvio, baseados em Christofolletti e Tavares (1977) e Granell-Pérez (2001), em ambiente SIG, baseados no modelo digital de elevação da AsterGDEM e na carta topográfica SG-22-X-A-VI-1 que auxiliaram na definição da alocação das parcelas, como está demonstrado na Figura 6.

Figura 6. Alocação das Parcelas de Runoff na Vertente de Estudo.



Fonte: Viveiro Chauá. Cedido por ICMBIO.

Em campo foram feitas sondagens com trado holandês até a profundidade de 1,2 m, percorrendo todas as feições da forma, com o objetivo de definir a vertente adequada aos estudos e os pontos ideais para abertura de trincheiras e coletas de amostras de solo. Respeitando os elementos de vertente, segmentou-se em 3 posições sejam topo, terço superior e terço médio. Em cada segmento de vertente foi aberta uma trincheira nas dimensões 2,0 m x 1,5 m x 2,0 m para descrição morfológica dos perfis de solo e, posteriormente, receberam a instalação das parcelas.

Os solos dos pontos os quais receberam as parcelas foram analisados em campo, de acordo com Santos et al. (2015), para reconhecimento de suas características morfológicas como descrição dos horizontes, espessura, cor, consistência, textura, estrutura, raízes, pedregosidade. Estas características, juntamente com análises químicas e físicas das amostras dos horizontes dos solos, permitiram a classificação do solo (Santos et al., 2013).

5.2 Caracterização Físico-Química dos Solos

5.2.1 Análises físicas do solo

As análises físicas contemplaram os atributos do solo que influenciam diretamente a dinâmica da água e outros solutos, investigando as relações entre as partículas sólidas e o espaço poroso. Assim, verificam-se no Quadro 2, as variáveis avaliadas e seus direcionamentos nas discussões dos resultados.

Quadro 2. Relação de Atributos Físicos do Solo a Serem Investigados.

Variáveis teóricas	Metodologia	Variáveis operacionais	Amostras coletadas*	Respostas esperadas
Textura do solo	Método da pipeta Embrapa (2012; 2017)	Análise granulométrica	3	- Distribuição dos tamanhos das partículas do solo. - Relação entre a argila naturalmente dispersa e a argila total, obtida após dispersão. - Dimensão relativa do espaço poroso. - Influência no movimento da água e outros solutos no solo.
Grau de floculação		Argila dispersa em água	3	
Relações massa/volume	Anel volumétrico IAC (2009)	Densidade do solo	1	
Espaço poroso	Método de saturação na mesa de tensão IAC (2009)	Porosidade total Macro e micro porosidade	1	

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: número de amostras coletadas em cada profundidade antes e após a aplicação do DLS.

A determinação da textura foi realizada pela análise granulométrica em triplicata com adaptações ao método da Embrapa (2012), utilizando a dispersão química com solução de Hexametáfosfato de Sódio $0,038 \text{ mol L}^{-1}$ e NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ com agitação lenta circular a 60rpm por 16 horas, mecanicamente.

A determinação das relações massa/volume entre as fases líquida, gasosa e sólida são feitas em amostras de solos representativas da sua estrutura natural, mantendo a massa de sólidos e, principalmente a geometria e a distribuição de poros que muito dizem sobre a dinâmica da água no solo. Foi coletada 1 amostra indeformada, com anel volumétrico de 100 cm^3 , em perfil, nas 3 trincheiras das parcelas analisadas, segundo as profundidades: 0 - 5 cm; 7 - 12 cm; 17-22 cm; 37-42 cm e 57-62 cm, com retorno de coletas e análises após a aplicação do DLS.

As densidades aparentes das amostras de solo foram determinadas pelo método do anel volumétrico de 100 cm^3 , de acordo com IAC (2009). A porosidade total, macro e microporosidade das amostras indeformadas foram realizadas sob mesa de tensão (IAC, 2009), adicionando água às mesmas até o ponto de saturação do solo, correspondente à macroporosidade. Considerando que a microporosidade corresponde aos poros menores de 0,050 mm, o volume de água contido amostra, após o equilíbrio, submetida a uma tensão 60 cm (OLIVEIRA, 1968), determina o volume de microporos.

5.2.2 Análises químicas do complexo sortivo

As amostras de solos para o reconhecimento das características momentâneas foram coletadas nas camadas de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. Em cada profundidade foram coletadas 15 amostras num raio de 5 metros ao redor de cada trincheira, após homogeneizadas extraíram-se 2 subamostras.

Com os solos coletados nas profundidades amostradas foram realizadas análises químicas de diagnóstico do complexo sortivo e análise de teor de óxidos Fluorescência de Raios X. As análises químicas das amostras de solo tiveram como intuito de reconhecer as características e os constituintes do solo, levando em consideração a carga nutricional demandada com vistas a reconhecer seu potencial de recebimento de DLS como destino.

Assim, elencaram-se as seguintes análises e metodologias, vistas no Quadro 3.

Quadro 3. Relação de Atributos Químicos do Solo a Serem Investigados.

Variáveis teóricas	Variáveis operacionais	Metodologia	Amostras coletadas*	Respostas esperadas
Matéria orgânica do solo	C-orgânico	Walkley Black (IAC, 2009)	2	- Disponibilidade de nutrientes no solo. - Disponibilidade de trocas de cargas entre as partículas do solo. - Condições das reações químicas no solo. - Constituintes minerais do solo.
Soma de bases	Al, Ca, Mg, K, P trocáveis	Extrator Mehlich; KCl IAC (2009)	2	
Capacidade de troca iônica	CTC e CTC efetiva	Extrator Mehlich; KCl IAC (2009)	2	
Potencial hidrogeniônico	pH do solo e acidez potencial	pH em KCl; SMP (IAC, 2009)	2	
Propriedades mineralógicas do solo	Teor de óxidos do solo total moído	Florescência de Raios X	3	

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: número de amostras coletadas em cada profundidade antes e após a aplicação do DLS.

As determinações dos parâmetros acima citados foram realizadas segundo IAC (2009), realizadas pelo Laboratório Interpartner, localizado no município de Ponta Grossa, com certificação da Comissão Estadual de Laboratórios de Análises Agronômicas (CELA-PR).

Para caracterização química dos óxidos dos solos foram realizadas análises com o equipamento Espectrômetro de Fluorescência de Raios X por dispersão de comprimento de onda. Tal técnica emprega-se na caracterização elementar dos sólidos.

O modo de análise rápido Ez Analyze e varredura de Boro a Urânio, modo qualitativo com amostras de 1 g do solo em pó (<0,053 mm), sem ligante, realizadas no Complexo de Laboratórios Multiusuários, da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

5. 3 Experimentos com DLS nas Parcelas

5. 3.1 Determinação da dosagem de DLS

A determinação das doses de DLS aplicadas nas parcelas teve como base características químicas dos solos, com amostras coletadas em maio de 2018. Assim, verificaram-se que as variações dos solos entre as parcelas 1, 2 e 3 não foram significativas³ mas, em alguns casos,

³ Análise de variância no software R. A variável resposta é função da interação de cada parcela (1, 2 e 3) e suas profundidades (0-20, 20-40, 40-60) $aov \sim \text{parcela} * \text{profundidade}$.

houve variação de características em profundidade dentre as camadas analisadas, conforme está exposto na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização Química dos Solos e Quantidade Argila das Parcelas de Estudo nas Três Profundidades Analisadas.

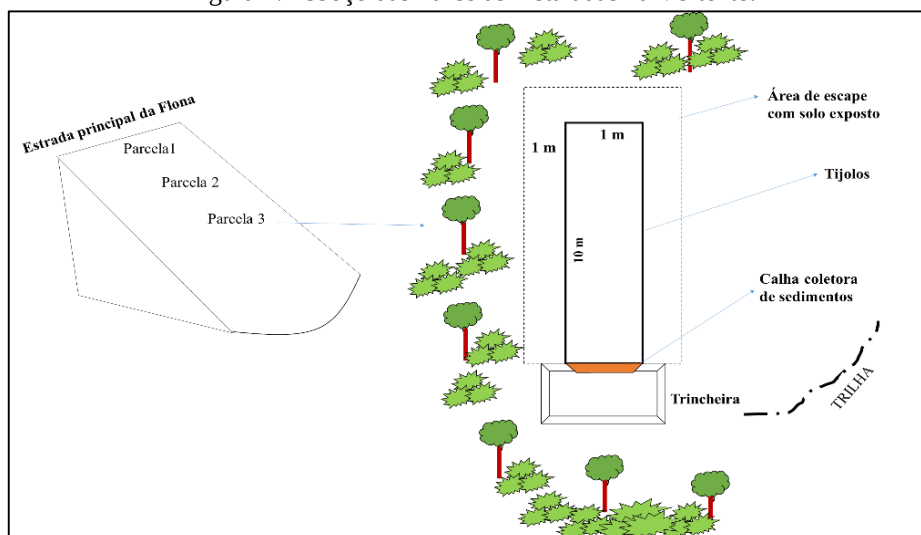
Camada (cm)	pH	CTC	Al	Mg	Ca	K	P	V	C- orgânico g/dm ³	Argila g/kg de solo
		-----cmolc/dm ³ -----					mg/dm ³	%		
0-20	3,9a	12,76a	1,88a	0,18a	0,51a	0,03a	0,85a	6,51a	25,02 a	614,0 a
24-40	4,0a	11,36ab	1,62ab	0,20a	0,43a	0,026ab	0,29 b	5,31a	19,73b	595,1 a
40-60	4,0a	9,87b	1,25b	0,13a	0,37a	0,02 b	0,20 b	6,80a	18,67b	612,1 a

Fonte: Pereira, 2019.

As características dos solos permitem classificá-los como Classe I, de acordo com a Instrução Normativa 105.006 IAP/DIRAM, que representa os solos em que não há risco ambiental de degradação por contaminação, dada sua elevada profundidade (>2 m), relevo suave ondulado, boa drenagem e sem apresentar características de gleização, e textura muito argilosa.

Na sequência, após reconhecidas as características físico-químicas do solo realizou-se a aplicação de DLS nas 3 parcelas de estudo. As parcelas para tratamento de DLS foram delimitadas nas dimensões 10 m x 1 m, totalizando 10 m² com uma calha para recolher sedimentos e água escoados superficialmente, similares às calhas de Gerlach e com tanque de armazenamento, conforme se demonstra na Figura 7.

Figura 7. Esboço das Parcelas Instaladas na Vertente.



Fonte: Pereira, 2019.

O material de DLS foi obtido junto a um suinocultor de Piraí do Sul, que possui sua granja próxima a Flona de Piraí, distante 12 Km. A coleta foi realizada em lagoa de decantação durante sua fase de esvaziamento, cujo tempo útil é de aproximadamente 90 dias. Foram recolhidos 120 litros dos quais 114 foram aplicados.

O dejetos suíno utilizado no experimento foi gerado por animais em fase de terminação e armazenado em lagoa de decantação por aproximadamente 90 dias, quando sua capacidade total chega ao limite máximo. Existe uma grande variação da constituição do DLS, pois o trato dado aos animais, o manejo dos resíduos, higienização de pocilgas, são fatores que se diferenciam ao longo do tempo, até mesmo dentro de uma mesma propriedade.

Com base nas análises estatísticas dos solos das parcelas definiu-se que a dose (tratamento) aplicada em cada parcela: Parcela 1: 76m³ de DLS por hectare – dose superestimada; Parcela 2: 38m³ de DLS por hectare – dose requerida; Parcela 3: 0m³ de DLS por hectare – controle.

Estas doses dos tratamentos foram baseadas na densidade do DLS inferindo a sua carga nutricional de acordo com Myazawa e Barbosa (2015). A densidade foi obtida pelo método do balão volumétrico, resultando em 19,78 g/L, sendo utilizado 20 g/L para efeitos práticos. Utilizando a densidade do DLS, os teores dos nutrientes N, P e K foram inferidos com base no teor de matéria seca, como se observa no Quadro 4.

Quadro 4. Estimativa dos Teores de Nutrientes da Matéria Seca do DLS Aplicado.

Densidade do DLS (g/l)	N _{total}	P ₂ O ₅	K ₂ O
20	1,64	1,25	0,70

Fonte: Myazawa e Barbosa (2015).

Com base nos teores nutricionais calculou-se, com a equação 5, a dose aplicada de acordo com Gonçalves (1995) e o Manual de Adubação e Calagem do Estado do Paraná (2017) que priorizam o teor de N para a determinação da dose em 50 kg/ha.

$$D = Nr \left(\frac{1}{Nd \cdot 0,8} \right) \quad (5)$$

Onde:

D = dose de DLS a ser aplicada (m³/ha); Nr = N recomendado para espécies florestais (kg/ha) e Nd = N presente no DLS (kg/m³).

Posteriormente a aplicação, foi coletada uma amostra de 2 L de DLS para análises físico-químicas detalhada, apresentada na Tabela 3, possibilitando a correção da carga de nutrientes que foram adicionados ao solo pelo DLS.

Tabela 3. Caracterização Físico-química do DLS em Lagoa de Decantação.

pH	N	P	K	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	S	Zn	B	DBO	DQO	STD
	g/kg											g/L		
6,6	2,65	0,9	1,08	0,9	0,04	0,09	0,6	0,01	0,26	0,09	0,001	20,15	45,5	5,7
Correção da Carga Nutricional adicionada (Kg/ha)*														
	N		P		K		Ca		Mg					
76 m³/ha	1147,0		389,8		467,8		389,8		259,0					
38 m³/ha	573,5		194,9		233,9		194,0		129,5					

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: DBO- Demanda Bioquímica por Oxigênio; DQO- Demanda Química por Oxigênio; STD- Sólidos Totais Dissolvidos. * Correção com base no STD.

5.3.2 Procedimentos para aplicação do DLS

A aplicação do DLS foi realizada no dia 14 de dezembro de 2018. Previamente, foi preparado o DLS separando-se o material com tamanho superior a 4mm e homogeneização. O material foi armazenado em tanque de 50 L devidamente esterilizado e colocado a uma altura de 140 cm em relação ao nível do solo, como se observa na Figura 8.

Figura 8. Materiais para Aplicação do DLS nas Parcelas.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: 14/12/2018 – Parcela 1.

O tanque estava conectado a um dispersor por um cano de PVC condutor de 12 m e espessura de 20 mm, assim como os demais conectores. O dispersor cilíndrico com capacidade de 6,3 L e na sua face inferior possuía 3 linhas de aberturas consecutivas de 4 mm, que possibilitou uma vazão média de aproximadamente 0,30 L/s.

Concomitantemente a aplicação, foi observado o escoamento do material na Parcela 1 o volume de 5L, coletado na calha de Gerlach. Decorridos 30 min da aplicação nas parcelas ocorreu uma precipitação de 2 mm durante 20 min a qual não gerou escoamento em nenhuma parcela.

5.3.3. Procedimentos após a aplicação do DLS

Decorridas 19 horas após a aplicação do DLS, houve precipitação de 25 mm durante 2 h, portanto, intensidade de 12,5 mm/h. Este evento gerou escoamento nas 3 parcelas, conforme disposto no Quadro 5.

Quadro 5. Material Escoado após a Aplicação do DLS nas Parcelas.

Parcela	Posição na vertente	Dose de DLS aplicado (m³/ha)	Escoamento gerado (L)
1	Topo	76	2,3
2	Terço-superior	38	2
3	Terço-médio	0	0,3

Fonte: Pereira, 2019.

Os líquidos escoados foram coletados e encaminhados para análise, sendo verificados os parâmetros: Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Enxofre, Sódio, Boro, Zinco, Cobre, Molibdênio, Ferro e Manganês.

Após 84 dias da aplicação do DLS foram coletadas novas amostras de solos dentro das parcelas, tanto deformadas quanto indeformadas, para repetição das análises físico-químicas já descritas nos itens anteriores. Também foram monitoradas argila dispersa em água em 4 momentos (antes da aplicação de DLS, 4 dias, 52 e 84 dias após a aplicação de DLS) da camada superior dos solos no interior das parcelas.

5.4. Análises Estatísticas

5.4.1 Interpretação dos dados anteriores à aplicação do DLS

Os resultados das análises físicas e químicas das camadas dos solos de cada parcela foram analisados antes e após a aplicação do DLS. Como a definição da dose a ser aplicada dependia da caracterização química momentânea do solos, e da sua condição – ou não – de homogeneidade, as médias foram tratadas por Análise de Variância.

Desta forma, as características do complexo sortivo e dos teores de óxidos foram interpretadas como: a variável resposta é função da interação de cada parcela (1, 2 e 3) e suas profundidades (0-20, 20-40, 40-60 cm) $aov \sim \text{parcela} * \text{profundidade}$.

As características físicas do solo como densidade do solo, macroporosidade, microporosidade e porosidade total foram analisadas anteriormente a aplicação do DLS a partir das médias por Análise de Variância e interpretadas como: a variável resposta é função da interação de cada parcela (1, 2 e 3) e suas profundidades (0-5, 7-12, 37-42, 57-62 cm) $aov \sim \text{parcela} * \text{profundidade}$.

5.4.2 Interpretação dos dados posteriores à aplicação do DLS

Após a aplicação do DLS, os resultados das análises do complexo sortivo, dos teores de óxidos e do espaço poroso do solo foram avaliados pela comparação descritiva de médias e seus erros-padrão, entre o momento anterior a aplicação obtidos pela Análise de Variância e as respostas após as aplicações das diferentes dosagens, sendo 76 m³/ha, 38 m³/ha e 0 m³/ha.

Para análise da argila dispersa em água utilizou-se o delineamento de blocos casualizados, ferramenta *rbd*, do pacote ExpDes, do software R, considerando o que a argila dispersa em água variava em função dos momentos antes e após a aplicação do DLS nos solos (FERREIRA, CAVALCANTI, NOGUEIRA, 2014).

6 Resultados e Discussões

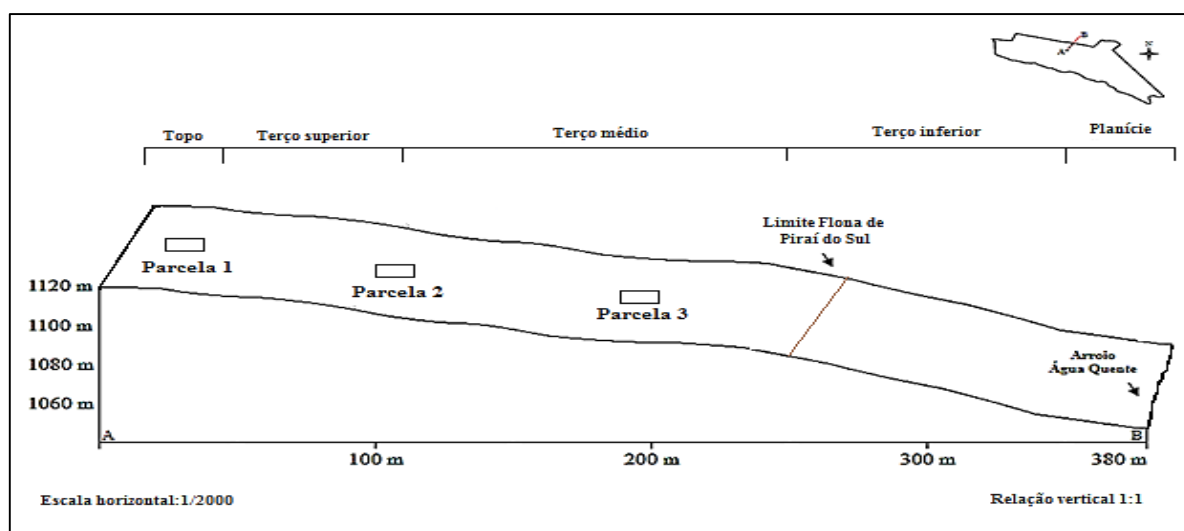
6.1 Vertente e os Solos

A morfologia suavizada da vertente possui condições de fluxos hídricos que proporcionaram pedogênese bastante homogênea, tanto verticalmente quanto lateralmente, ao menos nos segmentos analisados, conforme apontaram Schoenberger e Wysocki (2005).

Nas três parcelas foram identificadas serapilheira de aproximadamente 15 cm, com granulometria heterogênea e diversos estágios de decomposição, composta do material orgânico residual do pinus (acículas e tronco) e outros 3 horizontes. Esta camada exerce a função de interceptar os impactos das gotas da chuva reduzindo seu poder erosivo e mantendo por mais tempo a umidade do solo.

O comprimento total da vertente possui aproximadamente 500 m, sentido SO-NE, representado pela Figura 9, que demonstra morfologia compatível com os processos pedogenéticos associados aos movimentos superficiais e subsuperficiais da água que trabalham na sua modelação (PENNOCK; ZEBARTH; JONG, 1987).

Figura 9. Diagrama da Vertente e Indicação das Parcelas de Estudo.



Fonte: Pereira, 2019.

O perfil topográfico possui aproximadamente 383m de distância linear, amplitude altimétrica de 74 metros. Os segmentos de vertente em que as parcelas estão instaladas possuem um ângulo médio de 7°, correspondendo a uma declividade média de 12%. Os solos foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico, cujas características morfológicas dos perfis estão organizadas na Figura 10.

Figura 10. Descrição Morfológica dos Solos da Vertente na Área de Estudo.

Parcela 1 LATOSSOLO VERMELHO distrófico		Parcela 2 LATOSSOLO VERMELHO distrófico		Parcela 3 LATOSSOLO VERMELHO distrófico	
	Horizontes A: 0–15 cm AB: 15–25 cm Bw: 25–180+ cm		Horizontes A: 0–15 cm AB: 15–25 cm Bw: 25–180+ cm		Horizontes A: 0–15 cm AB: 15–40 cm B: 40–180+ cm
	Textura A: argilosa AB: argilosa Bw: muito argilosa		Textura A: argilosa AB: argilosa Bw: muito argilosa		Textura A: argilosa AB: argilosa Bw: muito argilosa
	Estrutura A: Granular média AB: Granular pequena Bw: Granular pequena		Estrutura A: Granular média AB: Granular pequena Bw: Granular pequena		Estrutura A: granular média AB: granular pequena Bw: granular pequena
	Cor A: 2,5YR3/2 AB: 5 YR 3/3 Bw: 10R 3/6		Cor A: 7,5YR3/4 AB: 5YR3/3 Bw: 2,5YR3/4		Cor A: 7,5YR 3/3 AB: 5YR 3/3 Bw: 10R3/6
Observações Muitos poros pequenos Muitas raízes até 140 cm		Observações Muitos poros pequenos Muitas raízes até 140 cm Presença de casulos no perfil		Observações Muitos poros pequenos Muitas raízes até 160 cm Presença de casulos e animais da mesofauna	

Fonte: Pereira, 2019.

As mesofeições como concavidades e caminhos preferencias de escoamento superficial observadas são significativas para a circulação hídrica, tanto em superfície quanto em subsuperfície, e refletem as classes de solos presentes na vertente. O comprimento longo e a baixa declividade da vertente favorecem a ação dos processos pedogenéticos, formando solos profundos, homogêneos e bem drenáveis.

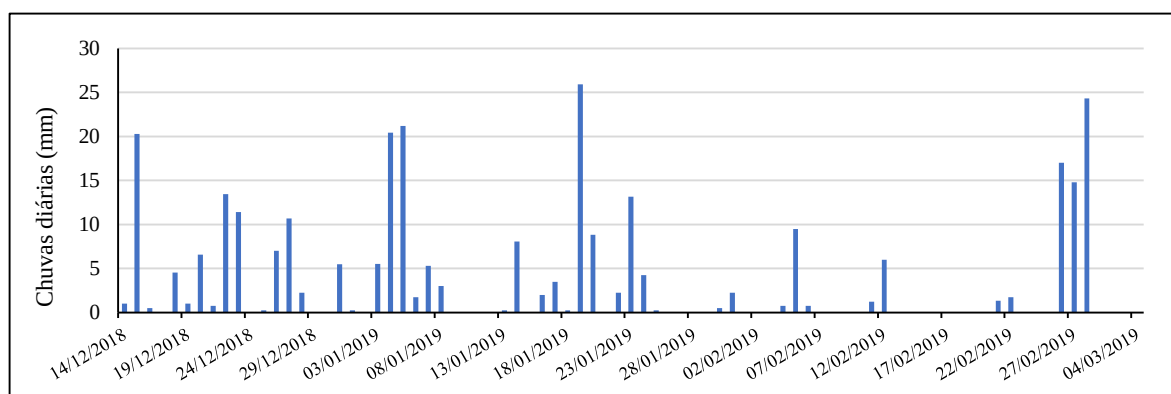
6.2 Perdas e Escoamento Superficial

Os processos de perdas de nutrientes estão relacionados ao balanço entre infiltração da água nos solos, diante do seu potencial de lixiviação, e o escoamento superficial. Associando as taxas de infiltração de $47,8 \text{ cm.h}^{-1}$ de um Latossolo presente na alta vertente na Flona de Pirai (PEREIRA et al., 20019) pode-se inferir que os solos analisados possuem uma boa capacidade de infiltração. A alta taxa de infiltração com certeza é favorecida pela alta porosidade do solo e densidade do solo leve, as quais proporcionam um espaço eficiente para a infiltração.

Ademais, a estrutura granular pequena, textura muito argilosa e elevado índice de microporos em todo perfil estudado também contribuem para uma boa circulação hídrica subsuperficial. Acrescenta-se que a alta vertente é, essencialmente, zona de infiltração e quando associada a um solo espesso, com textura muito argilosa, a tendência é que a água alcance grandes profundidades percorrendo as canículas criadas pela decomposição de material orgânico.

A Figura 11 apresenta a precipitação diária do período em que foram avaliados os efeitos da aplicação do DLS. Observam-se que os eventos de chuvas ocorreram em 47 dias dentre os 84 monitorados, com maior volume registrado de 25,9 mm.

Figura 11. Chuvas Diárias do Período de Avaliação do DLS nos Solos.



Fonte: Adaptado de Carneiro (2019).

Nota: As datas correspondem a intervalos de 5 dias.

O acumulado total do período foi de 291,6 mm, tendo o maior volume de chuvas logo após a aplicação do DLS e, apesar da boa distribuição de chuvas dentro do período analisado, estas favoreceram o escoamento superficial dos materiais adicionados.

Tal fato pode ser confrontado com Carneiro (2019) que monitorou o escoamento superficial de um Latossolo Vermelho em alta vertente, entre os meses de outubro de 2018 e fevereiro de 2019 na área de estudo. A taxa de escoamento médio foi de 0,06 L/m², dentre os 13 eventos que geraram escoamento superficial. Os resultados deste autor permitem inferir que o escoamento superficial é diminuto em detrimento da alta taxa de infiltração de água no solo.

Neste contexto, após a aplicação do DLS nos solos, constatou-se que houve diferenças quanto a taxa escoamento superficial, como observado no Quadro 5. A parcela que recebeu a dose de 76 m³/ha proporcionou maior taxa de escoamento superficial, que possivelmente está ligado a superação da capacidade de infiltração do solo, tendo obstrução dos poros superficiais quando da aplicação.

Acrescenta-se o fato de que a umidade do solo, antecedente ao evento chuvoso o qual foi monitorado o escoamento superficial, pode ter sido afetada pela água acrescida pelo DLS. Assim, as diferentes parcelas tinham condições de umidade do solo diferentes quando da chuva de 12,5 mm/h, o que pode ter contribuído para a taxas de escoamentos diferenciadas.

Ainda assim, as cargas químicas do material escoado corroboram a influência dos DLS para o aumento do escoamento superficial e seu poder de mobilização de substâncias. Na Tabela 4 estão contidas as características dos materiais escoados.

Tabela 4. Características Químicas dos Materiais Escoados em Cada Parcela.

	P	K	Ca	Mg	S	Na	Zn	Cu	Mb	Fe	Mn
	-----mg/L-----										
76m³/ha	41,44	87,15	16,35	4,61	9,27	81,46	1,26	0,58	0,08	8,08	0,28
38m³/ha	28,67	71,87	21,97	4,44	9,11	65,23	0,66	0,37	0,08	5,82	0,28
0m³/ha	22,17	22,11	7,93	0,96	11,45	34,34	0,17	0,0	0,07	5,50	0,38

Fonte: Pereira, 2019.

Os resultados concordam com Girotto et al. (2010) no que diz respeito a relação positiva entre a dosagem de DLS e seu potencial de perdas de nutrientes, principalmente para Cu e P. No entanto, a taxa de perdas é maior devido ao evento de chuva que ocorreu 19 horas após a aplicação.

Mecabô Junior et al. (2014) encontraram valores inferiores de perdas de P e K (médias de 0,67 mg/L de P e 8,29 mg/L de K) de no material escoado após simulações de chuvas em

solos tratados com DLS nas doses 0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹, tendo uma relação positiva entre maiores perdas de nutrientes e maiores doses aplicadas.

Ceretta et al. (2010) observaram que as aplicações sucessivas dejetos suínos no solo implicam em perdas de N, P e K do solo através do escoamento superficial. Para os autores as perdas de N e K aumentam com volume do escoamento superficial, enquanto as perdas de P aumentam de acordo com a quantidade de dejetos aplicados. No entanto, constatou-se que as aplicações de dejetos sucessivas ao longo dos anos diminuem o escoamento superficial, justificativa atribuída ao aumento dos níveis de matéria orgânica no solo, que melhoraram capacidade de infiltração de água no solo.

Outra variável que demonstra a relação entre o DLS e o escoamento superficial é a dispersão de argila da camada superficial do solo. Relacionando a argila dispersa em água das camadas superficiais dos solos, percebe-se que a superdosagem de 76 m³/ha diminuiu a dispersão da argila, deixando a camada superficial do solo mais agregada, enquanto as doses 0 m³/ha e 38 m³/ha mantiveram maiores níveis de dispersão, como se verifica na Tabela 5.

Tabela 5. Argila Dispersa em Água da Camada Superficial, Considerando os Diferentes Períodos com DLS.

Argila dispersa em H ₂ O (g/kg de solo)			
76 m ³ /ha	38 m ³ /ha	0 m ³ /ha	
176,30 a	296,55 b	353,40 b	
*Antes	*4 dias após	*54 dias após	*84 dias após
394,60	201,05 a	259,6 a	365,61 b

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Letras iguais não diferem a 5% pelo teste Tukey. * Médias dos tratamentos.

Observa-se também que, ao longo do tempo, houve mudanças na dispersão da argila. Após aproximadamente 3 meses da aplicação do DLS, o nível de dispersão teve tendência de retorno àquele do estado inicial dos solos, sendo que o DLS teve efeito na dispersão até os 54 dias após a aplicação. Tais resultados são compatíveis com Homem et al. (2014), que também observaram na camada de 0-20cm do solo uma menor dispersão de argila logo após a aplicação de DLS e a tendência de retorno aos níveis de dispersão anterior, com reduzido efeito do DLS ao longo do tempo.

Ao contrário, Agne e Klein (2014) para um Latossolo Vermelho argiloso não verificaram diferenças significativas para a dispersão de argila, mesmo em doses crescentes e sucessivas de DLS. No entanto, os autores perceberam a relação positiva entre o grau de floculação e o teor de matéria orgânica do solo. Sendo assim, observa-se que o efeito do DLS

na dispersão da argila é significativo até 54 dias após a aplicação. Como o teor de $C_{\text{orgânico}}$ foi pouco incrementado (ver sessão 6.4), também pode-se inferir que não houve contribuição da matéria orgânica do DLS para a flocculação do solo ao final do período analisado.

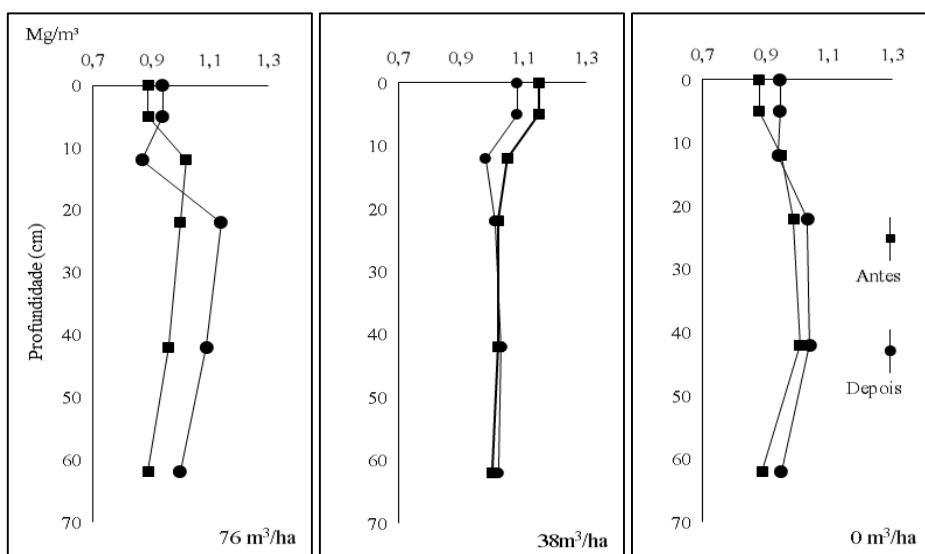
6.3 Os Espaços Porosos dos Solos e o DLS

Com relação ao espaço poroso, observam-se que os resultados refletem as descrições realizadas em campo, nas três parcelas de estudo. Os solos analisados caracterizam-se por serem porosos, soltos, de estrutura granular e, neste caso, fortemente influenciado pela presença de raízes que alcançam mais de 1m de profundidade. Isto contribui para que D_s , nos três perfis, tenha pouca variação ao longo das profundidades analisadas. As densidades são típicas de solos argilosos, com intervalos estabelecidos de 1,0 a 1,4 Mg.m^{-3} , conforme aponta Libardi (2005), mas com contribuição dos organismos florestais.

Neste sentido, valem os argumentos de Freitas et al. (2017) em que os valores baixos de D_s , até os 20 cm, em áreas com cobertura vegetal de mata devem-se aos elevados teores de matéria orgânica, $C_{\text{orgânico}}$ e a atividade biológica de fauna e raízes que contribuem para aumento de macroporos no solo.

Ao aplicar o DLS em diferentes doses nas parcelas, verificou-se ter havido pequena diferença entre o momento antes e depois da aplicação. A maior alteração ocorreu a partir 12 cm de profundidade do solo que recebeu a dose 76 m^3/ha , diminuindo de 1,02 para 0,87 Mg/m^3 e, aumentando nas das profundidades maiores, como se demonstra na Figura 12.

Figura 12. Densidades dos Solos nas Três Parcelas de Estudo Antes e Depois das Aplicações de DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

A parcela 2, tratada com 38 m³/ha de DLS, teve diminuição da *Ds* até os 22 cm. A partir dos 22 cm, nota-se uma similaridade dos valores de *Ds* entre das Parcelas 2 e 3 nos períodos analisados, mantendo-se pouco alterados profundidade. Trata-se de um indicativo de que o efeito do DLS na Parcela 2 não tenha sido significativo. Entretanto, destaca-se o aumento da *Ds* em profundidade da Parcela 3 que variou de 1,00 para 1,14 Mg/m³.

Nas Parcelas 2 e 3, dadas as pequenas diferenças entre os valores de *Ds* no período analisado, acredita-se que DLS não alterou a densidade dos solos, apesar de as diferenças mais evidentes sejam nas camadas mais superficiais dos solo, até os 12 cm. Tais diferenças podem ser explicadas pela dinâmica do topo do solo, que permaneceu exposto a ação da biota, à dinâmica da matéria orgânica e da água.

Assim, os dados corroboram-se com Arruda et al. (2010) que não verificaram alterações significativas, em médio prazo (5 anos), na *Ds*, inclusive nem outros atributos físicos como porosidade total, micro e macro porosidade. Também Agne e Klein (2014) não encontraram diferenças na *Ds* tratadas com doses crescentes de DLS. Para os autores, tais resultados evidenciam que o DLS pode manter a qualidade física do solo, sem influências sobre argila dispersa em água, *Ds*, a resistência à penetração, a porosidade, a permeabilidade do solo ao ar e a estabilidade dos agregados.

Bandyopadhyay et al. (2010) perceberam que as doses de fertilizantes bovinos melhoraram significativamente as propriedades físicas dos solos, como a diminuição da densidade do solo e a resistência à penetração, aumento na condutividade hidráulica, e melhoras na agregação do solo.

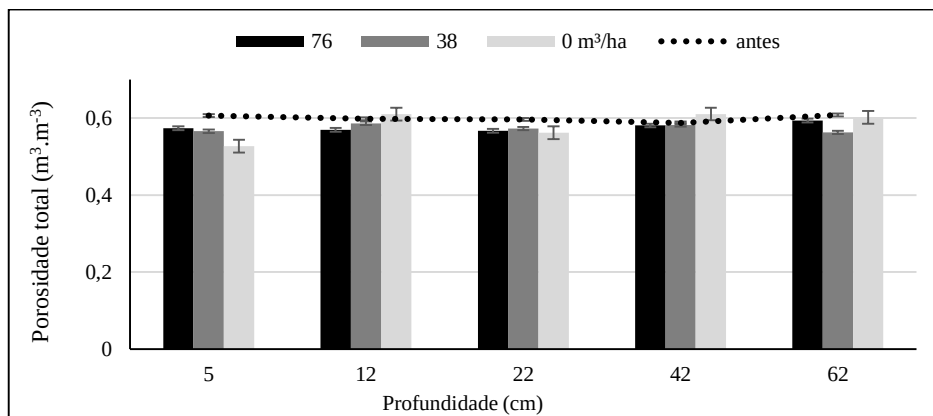
Em solos agrícolas sob diferentes usos, Rauber et al. (2012) observaram que o efeito do DLS de diminuição da *Ds* ocorre, principalmente, na camada de 0-5 cm. Isto porque as práticas de manejo do solo como cultivo convencional, trânsito de maquinários e pisoteio de animais podem contribuir para uma degradação e deformação da estrutura do solo.

Neste sentido, Oliveira, Lima e Verburg (2015) também tiveram resultados similares. Comparando seus resultados com aqueles obtidos em solos de florestas observaram que os usos são mais significativos no aumento da *Ds*, aumento da resistência à penetração e à redução da porosidade que o uso de DLS.

Mesmo em solos arenosos como aqueles estudados por Veiga et al. (2012), a *Ds*, microporosidade e macroporosidade não foram afetadas pelas doses sucessivas de DLS. Ainda que o teor de argila aumentasse em profundidade o incremento de matéria orgânica advindo do DLS não foi capaz de diminuir *Ds*.

Neste contexto, a porosidade também não foi alterada pela adição de DLS. As doses aplicadas não foram suficientes para diminuir a porosidade total nas camadas analisadas, como se demonstra na Figura 13.

Figura 13. Porosidade Total dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.



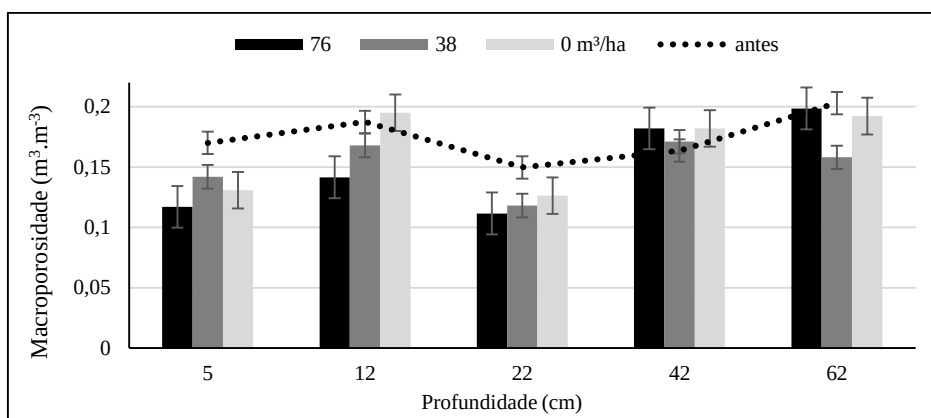
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Neste contexto, verificou-se que a camada do solo até 60 cm tem certa homogeneidade em relação à porosidade. As análises descritivas demonstraram que não houve interação entre as doses aplicadas e as camadas dos solos das diferentes parcelas em relação à macroporosidade.

No entanto, verifica-se na Figura 14 que, de maneira geral, houve pequena diminuição na macroporosidade principalmente nas camadas superiores dos solos até 22 cm, sendo que parcelas que receberam o DLS tiveram menor macroporosidade.

Figura 14. Macroporosidade dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.

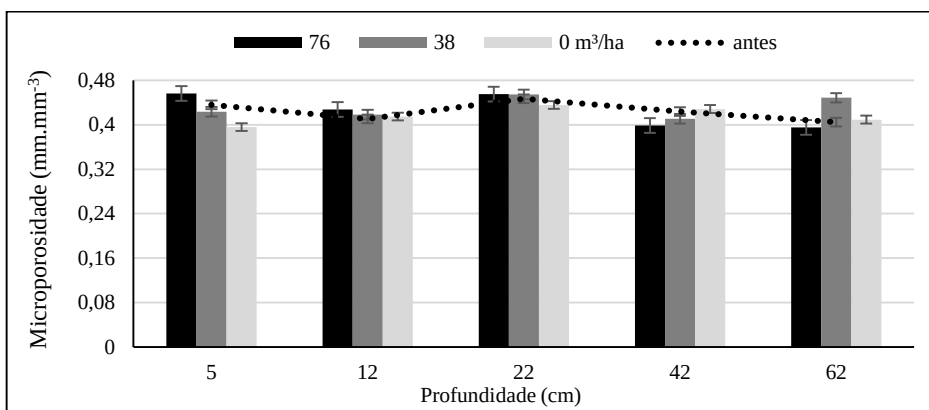


Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Quanto à microporosidade foi possível verificar que, para os três tratamentos, nos dois momentos analisados, manteve-se inalterada e sem diferenças significativas entre as parcelas, como se demonstra na Figura 15. As camadas dos solos, até 60cm, são bastante homogêneas em relação ao espaço microporoso.

Figura 15. Microporosidade dos Solos com Doses Aplicadas de DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Em solos com texturas argilosas, o espaço macroporoso tende a ser mais diminuto, mas microporos são muito mais abundantes. Esta configuração do espaço poroso permite a retenção da água pela adesão à superfície das argilas, característica essa marcada pela natureza quimicamente ativa destas partículas.

Também é importante considerar o uso e manejo do solo ao longo do tempo na Flona de Piraí do Sul. Desde o plantio de *Pinus*, na década de 1960, não houve manejo do solo e o desenvolvimento da cultura ocorreu de maneira espontânea. Nas camadas mais profundas destes solos, a estrutura e o arranjo do espaço poroso foram influenciados pelas raízes abundantes e pela mesofauna do solo, permitindo maior aeração do solo e consequente diminuição da sua D_s e manutenção de alta porosidade.

6.4 Características Químicas do Complexo Sortivo

Quando se analisam as características físico-químicas dos solos ressaltam-se algumas impressões de campo, como textura argilosa, presença matéria orgânica no topo do solo, coloração típica de solos oxidados. A predominância da fração argila favorece uma complexidade de trocas de cargas entre as fases sólida e líquida do solo, mas os solos encontram-se em deficiência de alguns nutrientes, como demonstrado na Tabela 2.

Em todas as parcelas, as camadas são consideradas ricas em matéria orgânica, decrescentes em profundidade, e que refletem desenvolvimento de um horizonte A espesso – considerando a transição AB e a contribuição das condições ecológicas e de uso da terra, e o como se observa na Figura 11.

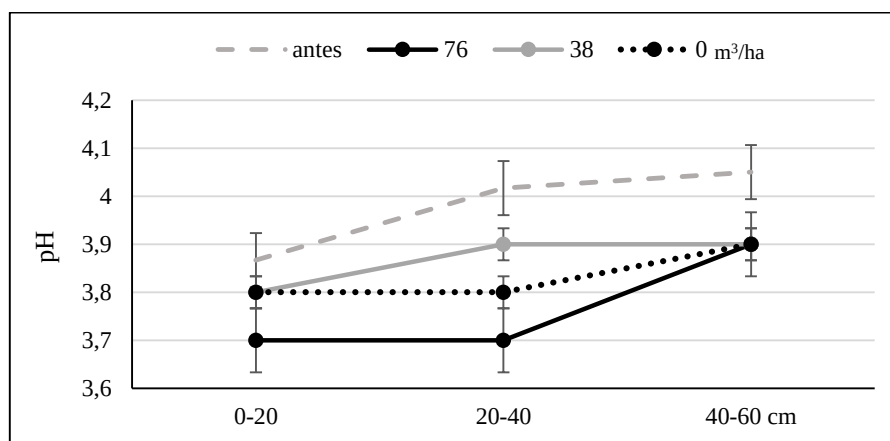
As condições de clima subtropical e umidade, combinadas com uma cobertura florestal densa favoreceram a adição de material orgânico ao solo e o acúmulo de matéria orgânica ao longo do tempo. Isto se verifica pelos altos valores de C-orgânico, que mantém relações com o N total.

Os baixos valores de pH dão um caráter de acidez muito alta, os quais aumentam em profundidade, e dão indicativos sobre as condições gerais da solução do solo. Observa-se que a alta acidez tem relação com a CTC do solo, em que os H^+ tem grande participação na capacidade de trocas catiônicas. Assim, embora os valores de CTC_{total} sejam consideradas altas, quando se analisa a $CTC_{efetiva}$ em que participam os íons Ca^+ , Mg^+ , K^+ e Al^+ , a capacidade de trocas é considerada baixa.

Neste sentido, também se constata uma relação entre os baixos valores de pH e a baixa saturação por bases e baixa retenção de cátions que impactam numa baixa fertilidade do solo e um empobrecimento nutricional, o que o caracteriza como distrófico.

No que se refere às características químicas dos solos quando tratados com DLS verificaram-se que não houve mudanças significativas nos valores de pH, apresentados na Figura 16. Os efeitos mais importantes foram verificados nas camadas até 40 cm pela dose de $76\text{ m}^3/\text{ha}$, acidificando-as. De maneira geral, o DLS contribuiu para diminuir o pH das camadas superficiais do solo, aumentando ainda mais a sua acidez.

Figura 16. pH dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.



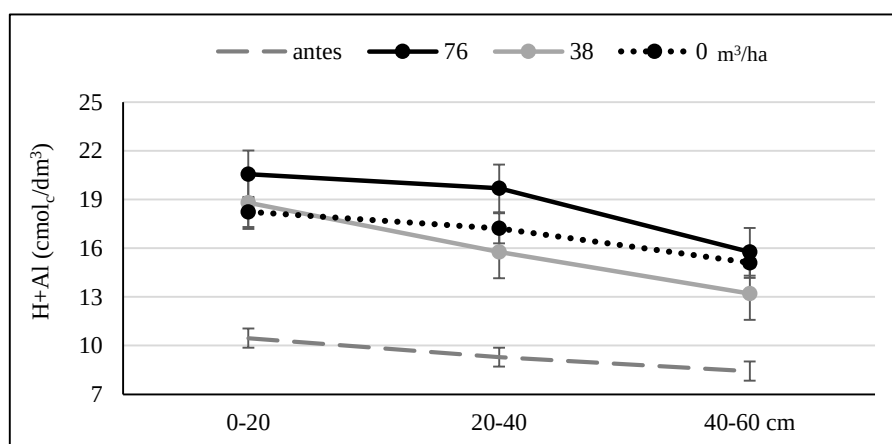
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Este comportamento também foi verificado por Maggi et al. (2011), Cassol et al. (2012) e Ceretta et al. (2012) inclusive para doses altas (300 m³/ha). Para uso contínuo ao longo de 9 anos Veiga et al. (2012) observaram acidificação no solo. Os baixos valores de pH diminuem a disponibilidade de nutrientes para a solução do solo que se traduz em estado de baixa fertilidade dos solos ainda que tenham sido acrescentadas cargas de nutrientes via DLS.

Neste sentido, em relação a acidez potencial observaram-se que as diferentes doses não afetaram expressivamente as camadas dos solos, uma vez que a parcela que recebeu a dose 0 m³/ha também teve aumento no H⁺Al. No entanto, a dose de 76 m³/ha foi a que obteve maior quantidade H⁺ e Al³⁺ disponíveis para potenciais trocas iônicas, como se apresenta na Figura 17.

Figura 17. Acidez Potencial (cmol_c/dm³) dos Solos Após a Aplicação do DLS.



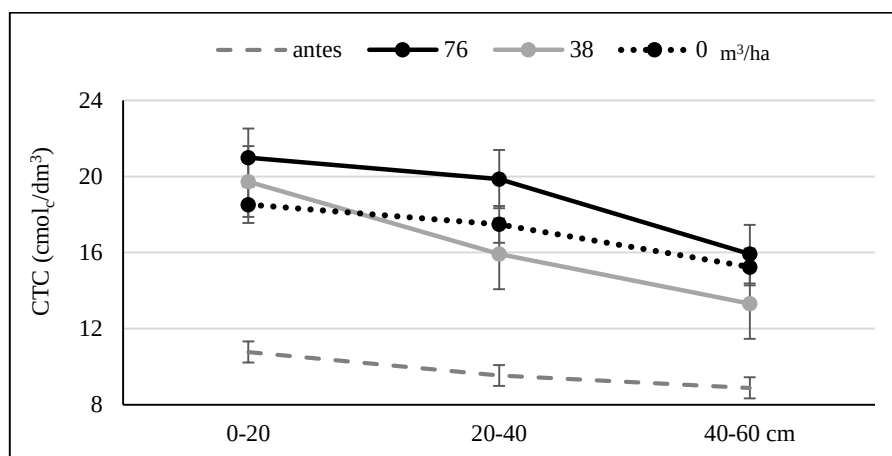
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

A dose considerada ideal apresentou menor acidez potencial nas 3 camadas. Como a acidez potencial tende a diminuir com o aumento de pH do solo, entende-se que a dose de 38 m³/ha teria efeito maior quanto ao aumento do pH diminuição da acidez total.

A curto prazo Steiner et al. (2011) também observaram que a adição do DLS na dose de 38 m³/ha contribuiu para a redução da acidez potencial, uma vez que os dejetos são ricos em carboidratos que podem liberar OH⁻ no solo. Já Brunetto et al. (2012) não verificaram diferenças na acidez potencial, mesmo a médio prazo e com sucessivas aplicações de DLS.

Em relação a CTC do solo, demonstrada na Figura 18, observa-se que os tratamentos tiveram efeito de aumento da CTC, incrementando tanto quanto maior a dosagem. Houve diferenças ao longo do período analisado, porém, dentro do erro padrão da média, a dose de 76 m³/ha teve efeito mais significativo e 0 e 38 m³/ha tiveram efeitos semelhantes.

Figura 18. CTC ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$) dos Solos Após a Aplicação do DLS.

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Pesquisadores como Steiner et al. (2011) e mais tarde Pessotto et al. (2018) não verificaram diferenças significativas na CTC dos solos tratados com dejetos suínos e atribuem as pequenas variações na CTC ao $C_{\text{orgânico}}$ e matéria orgânica dos próprios do solo.

Brunetto et al. (2012) verificaram que na camada superior do solo a CTC teve variação mínima entre diferentes doses de dejetos suíno, diminuindo em profundidade (até 30 cm). Ao contrário, Rhoden et al. (2017) perceberam que houve redução da CTC dos solos analisados – acompanhada de redução de pH – razão pela qual H^+Al seria mais susceptível às trocas de cargas do solo em relação aos nutrientes Ca, Mg e K, ocupando parte da CTC.

Neste contexto, acredita-se que o aumento da CTC seja devido ao aumento da acidez potencial, indicando que não houve incremento de bases Ca, Mg e K, como se verificam adiante na Tabela 6. Assim, a análise da CTC_{efetiva} contribui para o entendimento das cargas do solo, demonstrando que H^+ foi incrementado ao solo com a aplicação do DLS.

Tabela 6. CTC_{total} e CTC_{efetiva} dos Solos Após a Aplicação das Doses de DLS.

	Camadas (cm)					
	0-20		20-40		40-60	
$CTC \text{ cmol}_e/\text{dm}^3$	Total	Efetiva	Total	Efetiva	Total	Efetiva
antes	12,76	2,60	11,36	2,27	9,87	1,75
0 m³/ha	18,2	1,88	17,48	1,82	15,24	1,48
38 m³/ha	19,73	1,88	15,93	1,55	13,34	1,12
76 m³/ha	21,00	1,99	19,87	1,75	15,90	1,42

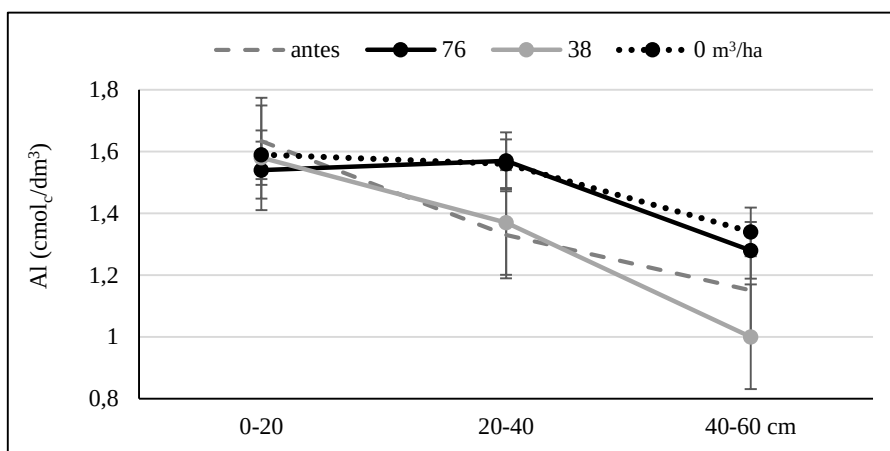
Fonte: Pereira, 2019.

Tais fatos demonstram que a CTC_{efetiva} do solo teve variação com as doses de DLS aplicadas, mas o teor de nutrientes presente não estava em concentração capaz de melhorar a

carga de nutrientes do solo. H+Al ocupam a maior parte da CTC do solo dificultando as trocas químicas do solo, diminuindo a CTC_{efetiva} até 40 cm.

Com relação ao Al trocável observaram-se que não houve importantes modificações de seu teor ao longo do período analisado. Constatou-se diferenças para o teor de Al nas camadas de 40 até 60 cm do solo tratado com a dose de 38 m³/ha de DLS, ocasionando em diminuição, como pode ser observado na Figura 19.

Figura 19. Al trocável (cmol_c/dm³) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.

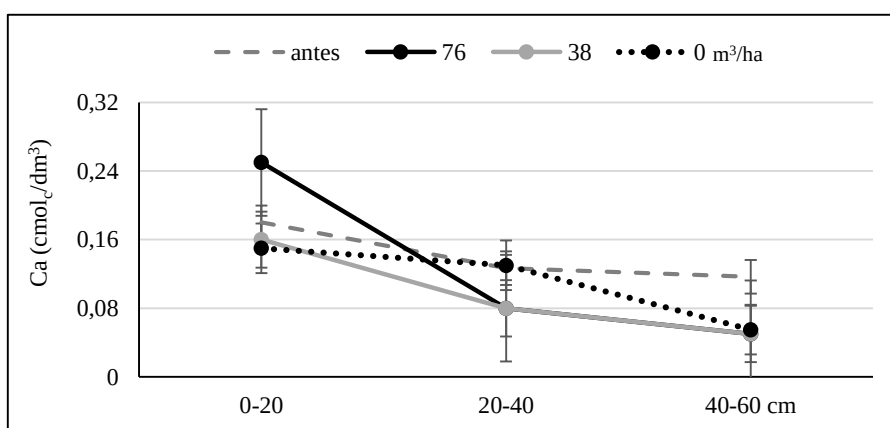


Fote: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Como se observa na Figura 20, o maior incremento de Ca foi na camada 0-20cm que recebeu a dosagem de 76 m³/ha. Já a dose 36 m³/ha teve efeitos semelhantes a não aplicação do DLS, como no padrão 0 m³/ha, os quais diminuiriam comparativamente aos teores iniciais antes da aplicação do DLS.

Figura 20. Ca (cmol_c/dm³) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.



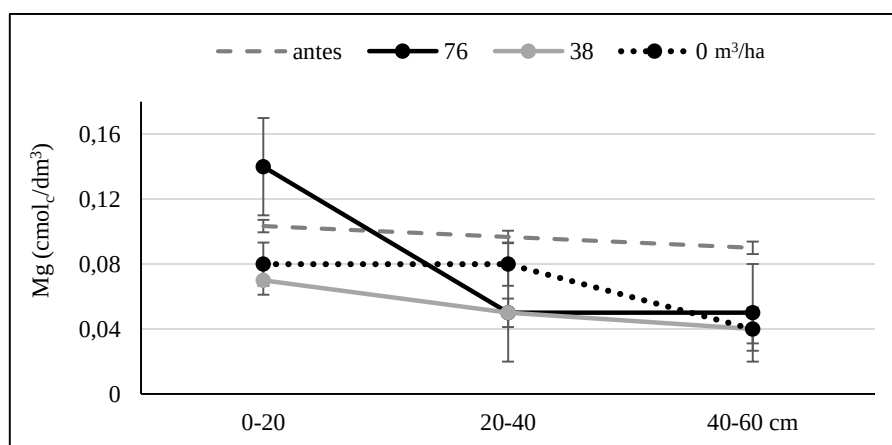
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Mg também tem comportamento similar ao Ca. O maior incremento verificado foi na camada 0-20cm que recebeu a dosagem de 76 m³/ha, já a dose 38 m³/ha tem efeitos semelhantes a não aplicação do DLS, como no padrão 0 m³/ha.

Neste caso, observam-se na Figura 21 que as camadas superiores do solo sem aplicação de DLS possuem maior teor de Mg em relação aos solos que receberam a dose 38 m³/ha, diminuindo ao longo do tempo analisado.

Figura 21. Mg (cmol_c/dm³) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.



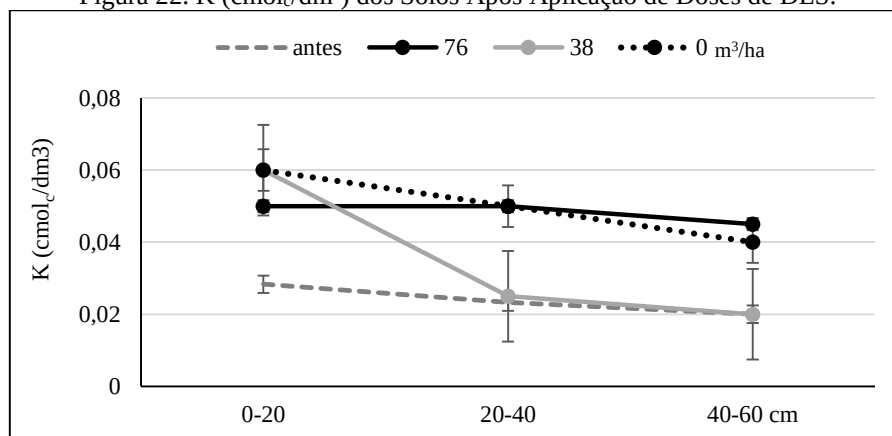
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

As camadas mais profundas não foram afetadas pela adição de nutrientes Ca e Mg presentes no DLS. Os resultados alinham com Ceretta et al. (2012) que também aplicaram doses pequenas de DLS, constatando a baixa concentração destes cátions nos dejetos suínos. Desta forma, o incremento desses elementos é verificado em casos de dosagens mais altas como aquelas de Silva et al. (2015).

Sacomori et al. (2016) relatam que doses altas (200 m³/ha) podem aumentar Ca e Mg no solo e lixiviar pelo perfil. No caso de solos profundos e argilosos estes processos podem ser benéfico às plantas ao diminuir o Al e m% e favorecer o crescimento de raízes.

Em relação ao K, observa-se na Figura 22 que as doses aplicadas não surtiram efeito que ocasionasse um acréscimo nas concentrações de K em nenhuma das camadas analisadas, uma vez que a dosagem 0 m³/ha, dentro do erro padrão da média, teve teores semelhante à dosagem 76 m³/ha.

Figura 22. K (cmol_c/dm³) dos Solos Após Aplicação de Doses de DLS.

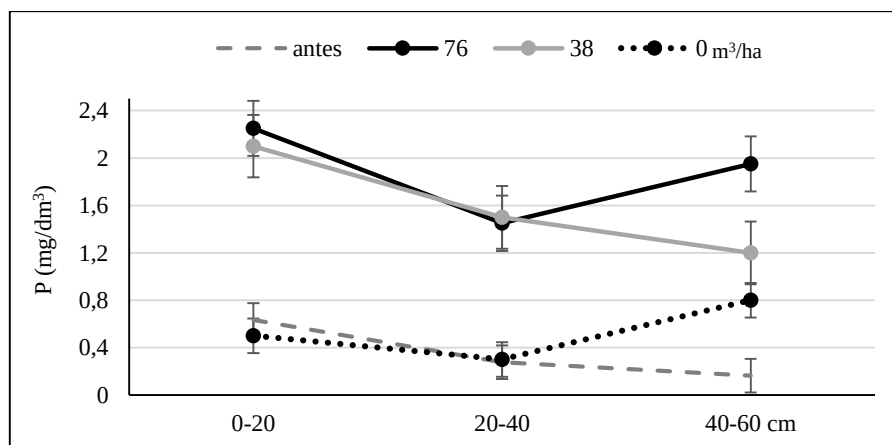
Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Percebem-se que as camadas 20-40cm e 40-60cm que receberam 38 m³/ha de DLS tiveram diminuição na concentração de K. Entende-se que o DLS não continha carga de K suficiente para ser incrementado aos solos uma vez que quantidade de Ca determinada anterior a aplicação de DLS não foi modificada (Tabela 2).

Observaram-se que para o P as doses 38 m³/ha e 76 m³/ha aumentaram o teor no solo, enquanto a parcela que não recebeu DLS apresenta os menores teores de P, conforme Figura 23. Até a profundidade 40 cm as doses aplicadas tiveram efeitos semelhantes, ao passo que na camada 40-60 cm que recebeu a dose 38 m³/ha teve efeito similar a não aplicação (0 m³/ha).

Figura 23. Concentração de P nos Solos Após a Aplicação do DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

O P foi adsorvido nas camadas superficiais do solo tendo, nas camadas superficiais, um aproveitamento parecido das doses 38 m³/ha e 76 m³/ha de DLS. A concentração deste nutriente no solo não aumentou proporcionalmente à dose aplicada. Acredita-se que o P adicionado na

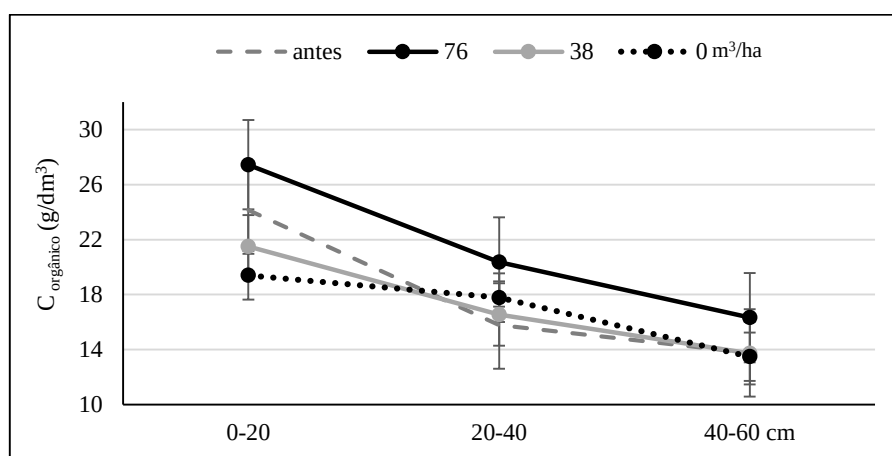
dose 76 m³/ha tem maior risco a mobilidade por escoamento superficial, como sugeridos por Sacomori et al. (2016).

Com este comportamento espera-se, como expuseram Guardini et al. (2012) e Copoane et al. (2015), que a aplicação contínua de DLS ao longo dos anos, o P ocupe as superfícies de adsorção dos argilominerais e aumente a sua disponibilidade para movimentação em superfície.

Guardini et al. (2012) concluíram que parte do P adicionado ao solo acumula preferencialmente na sua forma orgânica, portanto disponível as plantas e ocupam de parte dos sítios de adsorção das partículas nas camadas superiores do solo, significando riscos de mobilidade para as águas superficiais.

Quanto ao C_{orgânico} observaram-se que as doses de DLS incrementaram sua quantidade nas camadas analisadas, principalmente no que se refere a maior dose, representado na Figura 24. A maior concentração verificada foi na camada 0-20cm que recebeu a dosagem de 76 m³/ha, já a dose 38 m³/ha tem efeitos semelhantes a não aplicação do DLS, como na dose 0 m³/ha.

Figura 24. C_{orgânico} (g/dm³) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

O aumento de C_{orgânico} é devido ao aporte do material orgânico advindo do DLS, que tem relação direta com a maior dose aplicada. Estes resultados são semelhantes aos de Pessotto et al. (2018) e Brunetto et al. (2012) e confirmam uma tendência natural da adição de carga orgânica ao solo que tem maior facilidade de mineralização.

O fato de C_{orgânico} ter tido pequena variação entre as doses aplicadas pode ser explicado pelo provável aumento da atividade microbiana resultante da adição de decomposição fácil materiais orgânicos, consequentemente intensificando mineralização do material no solo, como em Gerzabek et al. (1997).

Em suma, pode-se dizer que o DLS teve maior efeito nas camadas mais superiores dos solos e em sua maior dosagem. As doses não tiveram interação com as camadas do solo suficientes para afetar a acidez potencial e da mesma forma a CTC_{total} . Embora se tenha verificado o aumento da CTC, acredita-se que isto tenha sido em função do aumento das cargas de H^+ , visto que a $CTC_{efetiva}$ se manteve baixa. Tal fato pode ser verificado pela tendência de acidificação do solo na camada de 0-20 cm.

Portanto, a carga de nutrientes presente no DLS não foi capaz de melhorar o estado da fertilidade dos solos. Os teores de Ca e Mg foram mantidos muito baixo enquanto o Al esteve em concentrações consideradas médias o que pode ser definido com características de baixa fertilidade (Manual de Adubação e Calagem do Estado do Paraná, 2017).

Os teores de K se apresentavam altos, mesmo anterior a aplicação do DLS e a sua baixa concentração no dejetos não afetaram significativamente as camadas dos solos, mesmo com superdosagem.

Em relação ao P verifica-se que mesmo com a aplicação do DLS este nutriente é considerado baixo nos solos, ainda que em todas as camadas tenham tido aumento significativo, até a profundidade 60 cm. É possível que P tenha sido adsorvido nas camadas superficiais, porém, seu excesso na parcela que recebeu 76 m^3/ha tenha se mobilizado por escoamento superficial.

6.5 Teor de Óxidos

A composição química referente aos óxidos presentes nos solos está apresentada na Tabela 7. Estes óxidos estão também presentes no material de origem (GUIMARÃES, 2000), além de serem comuns no horizonte B dos Latossolos Paranaenses detectados pela MINEROPAR (2005).

De acordo com o estudo da MINEROPAR (2005), o Al_2O_3 é considerado um óxido abundante e próprio dos Latossolos, sendo esperada a média de 23,28% da sua constituição. Para os solos analisados verifica-se que este constituinte supera os valores considerados comuns. Quanto ao Fe_2O_3 a média para os Latossolos é de 15,03%, estando os valores obtidos abaixo da média esperada, assim como o SiO_2 que possui referência de constituição com média de 43,88%.

Tabela 7. Principais Óxidos Constituintes dos Solos nas Camadas Analisadas.

Parcela 1					
Camada cm	Óxidos (g/kg de solo)				
	Al₂O₃	SiO₂	Fe₂O₃	TiO₂	Outros*
0 - 20	380,3	269,3	130,0	24,9	8,2
20 - 40	398,0	283,6	135,3	22,7	7,9
40- 60	399,3	286,0	133,0	22,6	7,4
Parcela 2					
Camada cm	Óxidos (g/kg de solo)				
	Al₂O₃	SiO₂	Fe₂O₃	TiO₂	Outros*
0 - 20	377,3	249,1	124,6	20,6	7,4
20 - 40	396,6	260,0	136,3	22,9	8,5
40- 60	397,3	258,0	135,3	23,6	5,5
Parcela 3					
Camada cm	Óxidos (g/kg de solo)				
	Al₂O₃	SiO₂	Fe₂O₃	TiO₂	Outros*
0 - 20	374,61	254,3	128,3	22,9	8,2
20 - 40	381,0	251,6	134,3	23,6	7,9
40- 60	395,0	251,0	140,6	25,3	7,5

Fonte: Pereira, 2019.

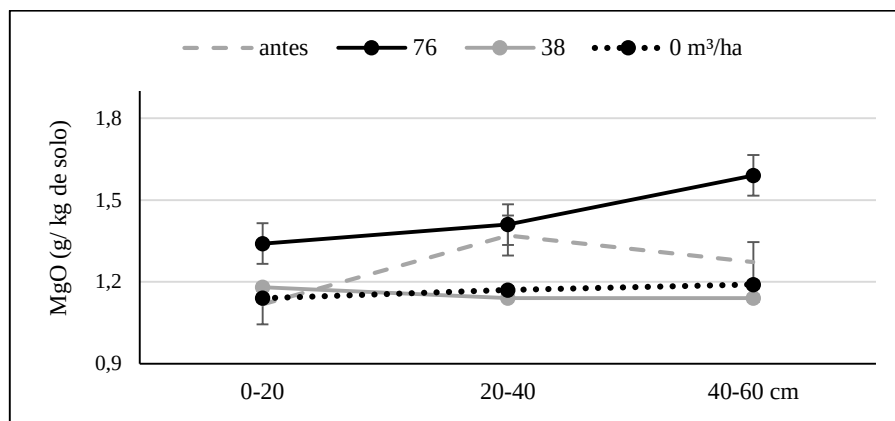
Nota: Não incluído CO₂. *Outros óxidos detectados: MgO, Al₂O₃, P₂O₅, SO₃, K₂O, CaO, MnO, As₂O₃, ZrO₂, NbO₅, Ag₂O, ZnO.

Giarola, Silva e Imhoff (2002) encontraram para os horizontes B dos Latossolos da Região Sul do Brasil, teores de Al₂O₃ que variam entre 8,6% e 22%, e Fe₂O₃ entre 3,4% a 19,7%, portanto inferiores aos encontrados nos solos da Flona de Piraí do Sul. Os autores argumentam que tais óxidos, comuns em solos tropicais, favorecem a formação de uma estrutura granular e que, assim como a matéria orgânica, funcionam como agentes de agregação do solo, a afetam a *Ds* no sentido de sua diminuição.

Analisando-se os teores de óxidos dos solos após a aplicação do DLS percebem-se que estes interagiram de diferentes maneiras nas camadas dos solos, inclusive em alguns casos não havendo diferenças durante o período analisado. Observam-se maiores disponibilidades dos óxidos tendo em vista a presença dos cátions nos complexos sortivos dos solos que foram determinados pelos extratores.

O MgO teve aumento significativo na camada de 0-20 cm e 40-60 cm, como se verifica na Figura 25. As outras dosagens não incrementaram este óxido no solo e as concentrações permaneceram, dentro do erro padrão da média, nos mesmos níveis anteriores as aplicações de DLS.

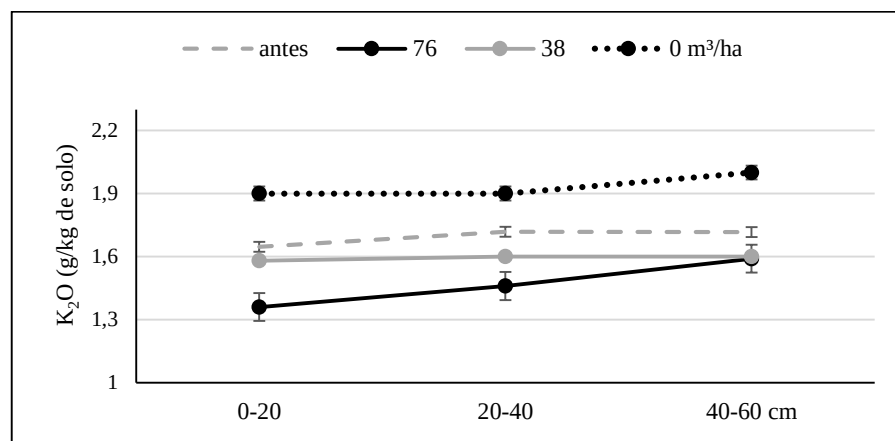
Figura 25. MgO (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

O óxido K_2O teve diminuição nos solos e nas camadas proporcional ao aumento da dosagem de DLS, apresentados na Figura 26. Analisando os erros padrões das médias têm-se que as dosagens de 76 m³/ha e 38 m³/ha de DLS diminuíram o teor de K_2O nos solos nas camadas superficiais.

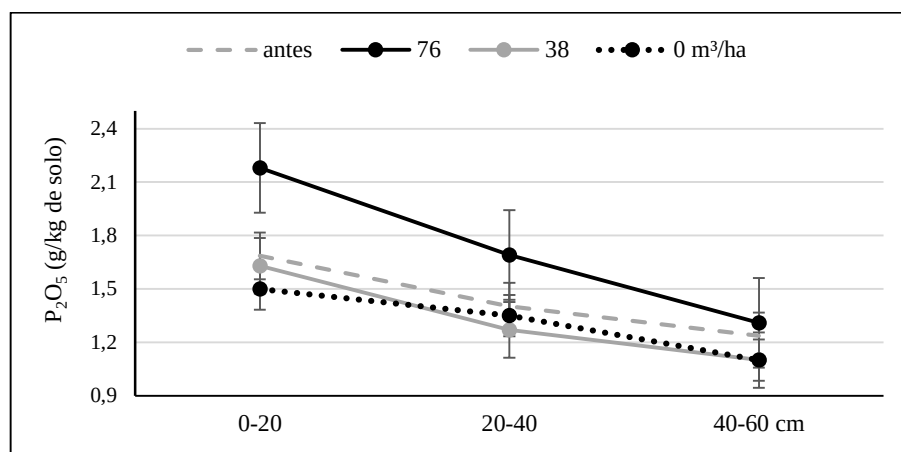
Figura 26. K_2O (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

O P_2O_5 foi aumentado no solo apenas pela dosagem de 76 m³/ha, conforme Figura 27. Em todas as outras camadas, as doses aplicadas tiveram efeitos semelhantes a não aplicação (0 m³/ha), inclusive não alterando as suas concentrações ao longo do período analisado. Na profundidade 40-60 cm o P_2O_5 não foi alterado por nenhuma dosagem, sem indicações de que deste óxido possa ter sido disponibilizado para a movimentação em perfil.

Figura 27. P_2O_5 (g/kg de solo) Presentes nas Camadas dos Solos Tratados com DLS.

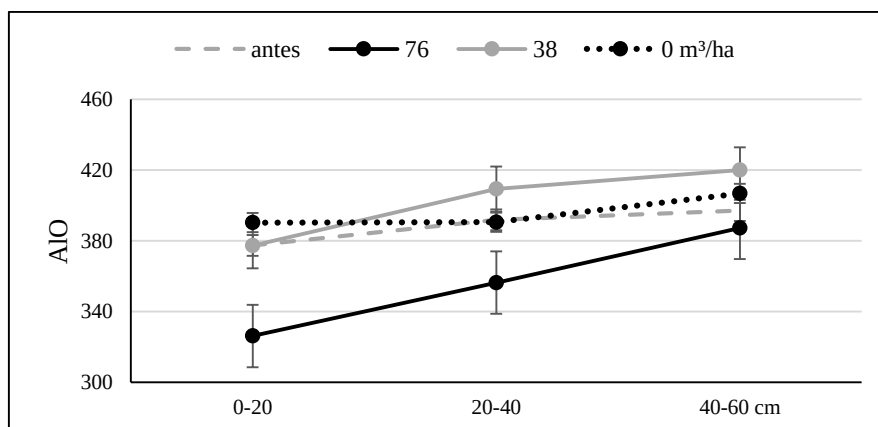


Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Quanto ao Al_2O_3 verificou-se que doses de DLS diminuíram a sua disponibilidade no solo proporcionalmente a dose aplicada. 0 m³/ha e 38 m³/ha tiveram comportamentos semelhantes quando adicionadas as 3 camadas analisadas, no sentido de aumento em profundidade, mas mantendo-se ao longo do período em análise. Já a dose de 76 m³/ha foi a que mais contribuiu para a diminuição de Al_2O_3 como se apresenta na Figura 23.

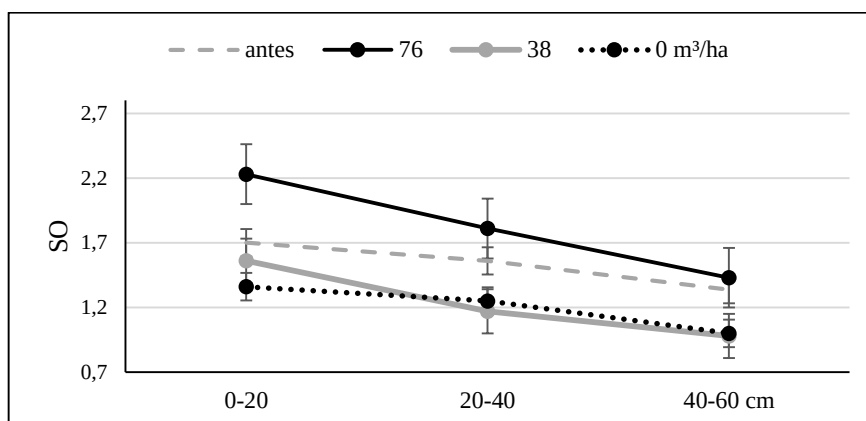
Figura 28. Comportamento do Al_2O_3 nos Solos Após a Aplicação de DLS.



Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

O SO_3 teve significativo aumento mais proeminente na dose de 76 m³/ha até os 20 cm do solo, como está demonstrado na Figura 29. O DLS na dose de 38 m³/ha afetou de maneira homogênea as 3 camadas do solo no que se refere ao SO_3 e tendo um comportamento semelhante a não aplicação expressa em 0 m³/ha.

Figura 29. Comportamento do SO_3 nos Solos Após a Aplicação de DLS.

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Erro padrão da média.

Tais dados demonstram que apenas a dosagem superestimada de DLS incrementa SO_3 no solo, a dosagem recomendada de $38 \text{ m}^3/\text{ha}$ faz com que a carga seja aproveitada pelos processos do solo como a mineralização do material orgânico ou mesmo perdas por volatilização de S, assemelhando-se ao comportamento anterior a aplicação do DLS.

Cabe a ressalva de que o As na Parcela 1 – a parcela que recebeu $76 \text{ m}^3/\text{ha}$ – possui concentração de $22,7 \text{ mg/kg}$ de solo seco, superior àquela sugerida como valor de prevenção, cuja a concentração deste no solo ultrapassa o limite⁴ e, oferece riscos para o sustento das principais funções do solo, como determinado na Resolução Conama Nº 420/2009, como se demonstra no Quadro 2. Na Parcela 2 ($38 \text{ m}^3/\text{ha}$) o As possui concentração de $37,95 \text{ mg/kg}$ de solo seco, superior àquela sugerida como valor de investigação quando a concentração no solo ultrapassa o limite⁵ e, oferecem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana como determinado na Resolução Conama Nº 420/2009.

6.6 Limites Ambientais

De acordo com as características do DLS (apresentadas na Tabela 3) a destinação direta do DLS em canais fluviais é ambientalmente inviável, pois ultrapassaria os limites de carga orgânica dispostos na Resolução Conama Nº 430/2011, caracterizando-o como poluidor. Como a redução da carga poluente como, por exemplo, a biodigestão anaeróbica, não é possível foi utilizada a destinação final no solo, obedecendo critérios ambientais e de demanda do solo.

⁴ Valor de prevenção para o As é 15 mg.Kg^{-1} de solo seco.

⁵ Valor de investigação para o As é 35 mg.Kg^{-1} de solo seco.

Utilizando-se as legislações ambientais como parâmetros para identificar substâncias inorgânicas contaminantes a partir da aplicação do DLS no solo, percebe-se que a dose 38m³/ha não contribuiu para a degradação da qualidade química do solo.

No entanto, a dose 76 m³/ha, considerada superestimada quanto à necessidade agronômica do solo, resultou em incrementos de substâncias inorgânicas considerados contaminantes para o solo como se apresentam na Tabela 8. Verificam-se que as maiores concentrações das substâncias estão nas camadas mais profundas, à exceção de Cu, sugerindo mobilidade no perfil e lixiviação.

Tabela 8. Substâncias Inorgânicas como Contaminantes do Solo Após a Aplicação de DLS.

76 m ³ /ha de DLS			
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
*Ga	89,3	93,74	148,8
*Br	76	-	81
Co	-	61,84	-
Cu	104,46	-	-
Zn	-	102	101,6

Fonte: Pereira, 2019.

Nota: Ga e Br não possuem valores limitantes pela Resolução CONAMA N° 420/2009.

Na camada 0-20cm o Cu ultrapassou o limite de prevenção estipulado em 60mg/kg de solo seco, ao passo que Co ultrapassou o limite de investigação determinado em 35mg/kg de solo seco, podendo ser considerados elementos contaminantes do solo.

Basso et al. (2012) alertaram que Cu e Zn podem ser de origem dos próprios processos do solo mas serem acrescidos ao solo pelo fato de fazerem parte da composição das rações e das suplementações dos animais, portanto, há uma tendência de acúmulo desses elementos no solo com o aumento do número de aplicações.

Apesar de Smanhotto et al. (2010) verificarem que Zn e Cu têm baixas transferências para o percolado do solo, tendo os solos argilosos boa capacidade de reter estes metais, Veiga et al. (2012) observaram que a aplicação de DLS continuamente podem elevar as formas biodisponíveis de Cu e Zn e podem exceder com os limites de contaminação do solo, aumentando os riscos de transferências para as águas superficiais.

Ga e Br não tem valores determinados para serem considerados contaminantes de acordo com a resolução acima mencionada, porém foram incrementados pelos DLS apenas na Parcela 1 que recebeu a maior dose de DLS.

7 Conclusões

A zona rural necessita de conhecimentos dos indicadores da qualidade ambiental dada a sua importância para a conservação dos recursos naturais, sejam eles exploráveis ou não. A base física sob a qual se assentam as propriedades rurais deve estar contemplada em uma análise geográfica, que se proponha a ser um ponto de partida na busca da qualidade ambiental e para a saúde de moradores, considerando os resíduos e efluentes, saneamento básico, águas pluviais e água para abastecimento da população.

Atividades agropecuárias convencionais, em geral, imprimem suas marcas no ambiente: substituem vegetação natural por pastagem; introduzem espécies exóticas aos ecossistemas; cultivam intensamente o solo até consumir sua capacidade de recomposição; introduzem nutrientes em dosagens nem sempre compatíveis com sua necessidade. Em síntese, o uso do solo pela agropecuária convencional implica sempre na alteração de suas propriedades, e por vezes, atingem estágios de degradação. A degradação dos solos, enquanto corpo natural dinâmico e elemento do ecossistema, acarreta a perda da capacidade de retornar ao seu estado natural, numa ideia de tempo humano.

Os dejetos oriundos da suinocultura podem causar diferentes tipos e níveis de impactos ao ecossistema onde é destinado. O uso racional do DLS apresentam benefícios ao solo que incluem a melhoria das propriedades físicas - como a diminuição da densidade, aumento da matéria orgânica e maior disponibilidade de nutrientes. De maneira oposta, o uso abusivo acarreta acúmulo de elementos tóxicos, perda de nutrientes via escoamentos e lixiviação em perfil.

Verificaram-se que a suinocultura em Piraí do Sul é praticada com baixo nível tecnológico e o armazenamento e tratamento de dejetos não contemplam as legislações ambientais e boas práticas de manejo.

Pode-se concluir que os DLS não apresentam características químicas que possibilitam sua disposição final em corpos hídricos, respeitados os limites ambientais impostos pela legislação.

No entanto, O DLS não afetou a densidade do solo em nenhuma das camadas analisadas e também não afetou a microporosidade e não afetou a macroporosidade das camadas dos solos analisados. De maneira geral, o espaço poroso dos solos nas profundidades analisadas não foi afetado pela adição de DLS nos períodos analisados. Os atributos físicos do solo como a macroporosidade e microporosidade podem ser considerados fatores que favoreceram a

dispersão dos solutos presentes no DLS e intensificando suas interações com o solo nas profundidades além do perfil cultural, principalmente no que diz respeito ao Al trocável, P e $C_{\text{orgânico}}$ do complexo sortivo dos solos.

As perdas de nutrientes por escoamento superficial tiveram relação positiva tanto quanto maior a dosagem aplicada. Ressalta-se que o escoamento superficial monitorado logo após a aplicação das dosagens dão indícios de um selamento de poros no topo do solo, que se reestabeleceram com o passar do tempo. Também é possível relacionar este fato a menor dispersão de argila o que contribuiu para uma maior agregação das partículas das camadas superficiais do solo e aumento do escoamento superficial.

P, K e $C_{\text{orgânico}}$ favoreceram o enriquecimento nutricional dos solos, mas não foram suficientes para elevar seu estado de fertilidade, uma vez que CTC e pH, assim como Ca e Mg não tiveram contribuições efetivas para a melhoria da fertilidade.

É importante ressaltar que as respostas dos experimentos poderiam ser diferentes em uma área cujo solo estivesse sob manejo agrícola convencional, principalmente com camadas adensadas ou compactadas. Essa qualidade física do solo pode ter influenciado a maneira como o DLS interagiu com as camadas. Por motivos operacionais, não foi possível realizar experimentos comparativos em outras áreas, como de pastagem ou em uso para agricultura convencional.

A falta de um acompanhamento técnico para os produtores de suínos na região, principalmente, os pequenos produtores, faz com que os DLS sejam aplicados em suas propriedades sem um manejo adequado. Os dejetos são adicionados ao solo assim que a lagoa de armazenamento esteja completa, não importando as condições atmosféricas atuantes.

Outro agravante verificado com o manejo inadequado dos dejetos, refere-se às condições de relevo. A Serra das Pedras possui muitas nascentes e pequenos córregos que são utilizados pelos moradores para abastecimento humano e de animais, assim como afluentes de rios importantes para a região como o Iapó e Piraí.

Constatou-se a existência do metal pesado Arsênio considerado contaminante (As) mesmo antes da aplicação do DLS. No entanto, a superdosagem de $76\text{m}^3/\text{ha}$ dispôs no solo os metais Cobalto, Cobre, Zinco em concentrações que podem ser considerados contaminantes do solo e degradantes da qualidade. Também foram detectados Bromo e Gálio que não possuem limites ambientais fixados pela Resolução CONAMA Nº 420/2009.

Considera-se que a disposição final do DLS em solos profundos, bem estruturados e porosos podem ser uma alternativa para o manejo dos dejetos. No entanto, é necessário: a)

Respeitar as demandas nutricionais do solo. b) Reconhecer a disponibilidade de nutrientes e potenciais contaminantes presentes no DLS. c) Evitar a aplicação de DLS em períodos que antecedam eventos chuvosos capazes de deflagrar escoamento superficial.

Novas tecnologias de manejo de dejetos têm como finalidade a destinação final dos dejetos pensando na viabilidade econômica da suinocultura e solução ambiental, como a produção de biogás por biodigestores, aumento da matéria seca nos dejetos, que implicaria em maior estabilidade química dos componentes e redução de água nos processos. Todo esse aparato ainda é considerado oneroso para padrões brasileiros e encontra lastro no afrouxamento sistemático da legislação ambiental.

Os solos onde se encontra a Flona de Pirai do Sul presenciou, nos últimos 60 anos, majoritariamente um tipo de vegetação exótica ao bioma Mata Atlântica, causando o empobrecimento nutricional do solo, aumentando sua acidez e alterando os fluxos de água, sendo responsável pelo secamento de rios pequenos, porém, manteve a qualidade física do solo, permitindo a boa estruturação e a amplo espaço poroso.

A presente pesquisa tem a pretensão de, com seus resultados, dar visibilidade aos moradores do entorno que a Unidade de Conservação dos possíveis impactos resultantes de um uso impróprio dos DLS. Considera-se também que, dentro do escopo de seu Plano de Manejo, seja viável, através de um Programa de Educação Ambiental não formal, sensibilizar os proprietários acerca dos efeitos positivos e negativos do uso do DLS.

E finalmente, que essa Unidade de Conservação continue apoiando as atuais e novas pesquisas voltadas para contribuir com novas técnicas conservacionistas no município de Pirai do Sul, gerando modelos que possam ser aplicados especialmente em pequenas propriedades. Este estudo também esteve preocupado em ampliar a aproximação da Universidade com outros órgãos públicos voltados à gestão do território e suas comunidades.

Referências

- AGNE, S. A.A.; KLEIN, V. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.18, n.7, p.720–726, 2014.
- ARRUDA, C. A. O. et al. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciênc. agrotec.** vol.34, n.4, pp.804-809. 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS. Mapeamento da suinicultura brasileira. 1ª Ed. Brasília: SEBRAE, 2016. P. 376
- BANDYOPADHYAY, K. K. Effect of integrated use of farmyard manure and chemical fertilizers on soil physical properties and productivity of soybean. **Soil & Tillage Research**. V 110, p 115–125. 2010.
- BARROS, K. F. de; MORO, R. S. Conectividade estrutural entre a Floresta Nacional de Pirai do Sul e seu entorno, Paraná, Brasil. **Geoiंगा**, v. 07, n. 01, p. 210-233, 2015.
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.42, n.4, 2012.
- BOULET, R.; CHAVEL, R.; LUCAS, Y. Les Systemes de Transformation em Pedologie. Livre Jubilaire du Cinquantenaire. p167–179.1984.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Tradução Técnica: Igo Fernando Lepsch. 3ª Ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.
- BRASIL, Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: Casa Civil – Subchefia para Assuntos Jurídicos.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 420/2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília: Diário Oficial da União de 30/12/2009.
- BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430/2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA." - Data da legislação: 13/05/2011 - Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89
- BRUNETTO, G. et al. Changes In Soil Acidity And Organic Carbon In A Sandy Typic Hapludalf After Medium-Term Pigslurry And Deep-Litter Application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V 36, p 1620-1628. 2012
- CAPOANE, W. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil, **Ciência Rural**, v.45, n.4, 2015.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. F.; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em questão**, ano 13, n. 32, 2015.

CARNEIRO, L. C. et al. Balanço de sais provenientes da aplicação de água residuária de suinocultura em quatro ciclos de cultura. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.4, n.3, p. 481-499, 2011.

CARNEIRO, M. M. Dinâmica hidrogeomorfológica em vertente na Floresta Nacional de Pirai do Sul, Paraná. Dissertação de Mestrado. UEPG: Programa de pós-graduação em Geografia. 82f. 2019.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2012.

CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. Vol 139 p 689–699. 2010

CHRISTEL, W. et al. Phosphorus availability from the solid fraction of pig slurry is altered by composting or thermal treatment. **Bioresource Technology**. V 169. P 543–551. 2014

CHRISTOFOLETTI, A.; TAVARES, A. C. Análise de vertentes: caracterização e correlação de atributos do sistema. **Notícia Geomorfológica**, v. 17, n. 34, p. 65-83, 1977.

DANIELSON, R. E.; SUTHERLAND, P. L. Porosity. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. 2 Ed. Madison: American Society of Agronomy. Part 1. Chapter 18 p.443-461 1986

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Padronização de Métodos para Análise Granulométrica no Brasil. Comunicado Técnico. Rio de Janeiro, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. 3ª edição revista e ampliada. Brasília: Embrapa. 2017.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: An R Package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**. V. 5, P 2952-2958. 2014

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. In: JONG VAN LIER, Q. de. **Física do Solo**. 1ª Ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. Capítulo 1, 1-27.

FREITAS, L. Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Unimar Ciências**, v. 26, n 1-2, p. 8-25, 2017.

GERZABECK, M. H. et al. The response of soil organic matter to manure amendments in a long term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*. V 48, n 2, p 273-282. 1997.

GIAROLA, N. F. B.; SILVA, A. P.; IMHOFF, S. Relações entre propriedades físicas e características de solos da região Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 885-893, 2002.

GIROTTI, E. et al. Acúmulo e formas de Cobre e Zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v 34, n. 3, p 955-965. 2010.

GONÇALVES, J. L. M. Recomendações de Adubação para Eucalyptus, Pinus e Espécies Típicas da Mata Atlântica. Documentos Florestais. Piracicaba v. 15, p 1 –23, 1995

GRANELL-PÉREZ, M. C. **Trabalhando Geografia com as Cartas Topográficas**. Ijuí: Ed. Unijuí, 2001, 128p.

GROHMANN, F. Superfície específica do solo de unidades de mapeamento do Estado de São Paulo. I – Estudo de perfis com horizonte B textural e B latossólico. **Bragantia**. Campinas, v.31, p. 145-165, 1972.

GUARDINI, R. et al. Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1333-1342, 2012.

GUIMARÃES, G. B. As rochas granitoides do Complexo Granítico Cunhaporanga, Paraná: aspectos geológicos, geofísicos, geoquímicos e mineralógicos. 2000, 337f. Tese (Mineralogia e Petrologia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. 1ª Ed. Massachusetts: Academic Press Elsevier Science, 1998.

HOMEM, B. G. C. et al. 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.

HORTON, R. Hydrologic inter-relations of water and soils. **Proceedings of the Soil Science Society of America**, vol. 1, 1936, p. 401-429.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: IAC, Boletim Técnico 106. 2009. P. 77.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa pecuária municipal. Pirai do Sul. 2016. Disponível em: ibge.gov/estatísticas/econômicas/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Pirai do Sul-Paraná: Volume II Planejamento. Pirai do Sul. 2016.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. Caderno Estatístico – Município de Pirai do Sul. Junho de 2018. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/cadernos/MontaCadPdf1.php?Municipio=84240>

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 1ª Ed. São Paulo: Edusp, 2005.

LOPES JR, I. et al. Projeto Leste do Paraná. Folha Pirai do Sul – SG22-X-A-VI – Relatório Final Geologia. Volume 1. São Paulo: CPRM, 1977. P. 114

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 3ª Ed. Curitiba: Imprensa Oficial Paraná, 2002.

MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MECABÔ JÚNIOR, J. M. Erosão hídrica influenciada por uma aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo cultivado em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v 38, p 1601-1611, 2014.

MINERAIS DO PARANÁ. **Atlas Geológico do Estado do Paraná**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2001. P. 125.

MINERAIS DO PARANÁ. **Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná**- Escala base 1:250000, modelos reduzidos. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2006. P. 63.

MINERAIS DO PARANÁ. **Geoquímica de solo - Horizonte B**: relatório final de projeto. Curitiba: Mineropar, 2005.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos. Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo. – Brasília : MAPA, 2016.

MIRANDA, C. R.; ZARDO, A. O.; GOSMANN, H. A. Uso de dejetos de suínos na agricultura. Concórdia: Embrapa, Instrução técnica 11. 1999.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. Dejetos líquidos de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado. Londrina: IAPAR, Boletim Técnico 84, p. 26, 2015.

MORAIS, F. de. Infiltração: uma variável geomorfológica. **Caderno de Geografia**, v. 22, n 38, p.73-87, 2012.

OLIVEIRA, D. M.S.; LIMA, R. P.; VERBURG, E. J. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquidos suíno. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.19, n.3, p.280–285, 2015.

OLIVEIRA, L. B. Determinação da macro e microporosidade pela “mesa de tensão” em amostras de solo com estrutura indeformada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 3, p. 197-200, 1968.

OLIVEIRA, P. A. V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA. Documentos 27. 1993. P. 188

PARANÁ. Instrução Normativa Diram 105.006. Empreendimentos Agropecuários – Suinocultura. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, de 23 de junho de 2009.

PENNOCK, D.J; ZEBARTH, J.; JONG, E. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada. **Geoderma**, v. 40, p. 297-315, 1987

PEREIRA, D. C. et al. Estimativa da velocidade de infiltração básica em solos sob regeneração vegetativa. **Revista Terra Plural**. v.13, n.1, p. 124-137. 2019.

PESSOTO, P. et al. Atributos químicos de um Neossolo Regolítico sob uso de dejetos de suínos. *Revista de Ciências Agroveterinárias*. V. 17, n.3, p. 408-416, 2018.

POTTER, R. et al. Caracterização dos Solos do Município de Pirai do Sul, PR. 1a Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.

QUEIROZ NETO, J. P. Relações entre as vertentes e os solos: Revisão de conceitos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. V. 12, n. 3, p. 15-24. 2011

RAUBER, L. P. et al. Physical properties and organic carbon content of a rhodic kandiodox fertilized with pig slurry and poultry litter. **R. Bras. Ciência do Solo**, v 36, p 1323-1332, 2012

REICHARDT, K; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera**: conceitos, processos e aplicações. 2ª Ed. Barueri: Monole, 2014

RHODEN, A. C. et al. Parâmetros químicos do solo influenciados por aplicação de dejetos de suínos em áreas agrícolas do Oeste Catarinense. **Revista de Ciências Agrárias e Veterinárias**. N 2. P 12. 2017

RUELLAN, A.; DOSSO, M. **Regards sur le sol**. Paris: Les Éditions Foucher, 1993, p.192

RUIZ, H. A. et al. Transporte de solutos no solo. In: JONG VON LIER, Q. **Física do Solo**. Capítulo VI, p 213-240. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 298 p. 2016

SACOMORI, W. et al. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos líquidos de suínos. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.15, n.3, 2016.

SANTA CATARINA, Instrução Normativa nº 11 Suinocultura. Fatma – Fundação do Meio Ambiente, 2014.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação De Solos**. 3ª Ed, revista e ampliada. Brasília: Embrapa, 2013, p 353.

SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7ª edição. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

SCHLINDWEIN, S. L. Parametrização do transporte dispersivo de solutos em solos estruturados: heterogeneidade do meio, percurso de transporte e modelagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.173-179, 1998

SCHOENEBERGER, P. J; WYSOCKI, D. A. Hydrology of soils and deep regolith: A nexus between soil geography, ecosystems and land management. **Geoderma**, v. 126, p. 117–128, 2005.

SCHÜLER, G. Identification of flood generating forest areas and forestry measures for water retention. *For. Snow Landsc. Res.* vol 80 (n1), p. 99–114. 2006

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. Suinocultura Paranaense. Curitiba: 2017. Disponível em: http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/suinocultura/suino_informe_set_17.pdf

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. Custos de armazenagem e transporte de dejetos suínos usados como fertilizante do solo. Concórdia: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2004.

SILVA, A. A. et al. Potencialidade da aplicação de dejetos líquidos de suínos em pastagem de *Brachiaria decumbens*. **Acta Iguazu**, v.4, n.1, p. 66-80, 2015.

SMANHOTTO, A. et al. Cobre e Zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.2, p.346-357, 2010.

SMITH, R. E. **Infiltration theory for hidrologic applications**. Washington: American Geophysical Union, 2002.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Núcleo Estadual do Paraná. Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná. Curitiba: SBCS-Nepar, 2017, p. 482.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. Glossary of Soil Science Terms: Pore size classification. 2008. Disponível em: <https://www.soils.org/files/publications/soils-glossary/table-2.pdf>

STEINER, F et al. Atributos químicos do solo em diferentes sistemas de culturas e fontes de adubação. **Global Science Technology**, v. 04, n. 01, p.16 – 28, 2011.

STRAHLER, A. N. **Physical Geography**. 3ª Ed. Nova York: John Wiley, 1951.

TERHORST, K. I. L; SCHMITZ, J. A. K. De porco a suíno: história da suinocultura e dos hábitos alimentares associados aos produtos dela derivados entre agricultores familiares do Vale do Taquari. In: MENASCHE, R. **A agricultura familiar à mesa: Saberes e práticas da alimentação no Vale do Taquari**. 1ª Ed. Editora UFGRGS, 2007. Capítulo 5 p.100-120.

THIEN. S. J. A flow diagram for teaching texture by feel analysis. **Journal of Agronomic Education**. V 8, p. 54-55. 1979

VEIGA, M. et al. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.47, n.12, p.1766-1773, 2012.

Apêndice A- Resultados das análises físico-químicas dos solos anteriores à aplicação de DLS

Características químicas dos solos anteriores à aplicação dos dejetos líquidos suínos.

	Camada (cm)	pH	CTC total	Al	Mg	Ca	K	P	C- orgânico	Argila
			-----cmolc/dm ³ -----					mg/dm ³	g/dm ³	g/kg de solo
Parcela 1	0-20	3,8	14,94	2,2	0,13	0,34	0,03	0,65	26,75	625,39
	24-40	3,9	12,58	2,14	0,18	0,50	0,03	0,27	22,03	602,16
	40-60	4	10,42	1,46	0,12	0,31	0,02	0,08	18,56	615,66
Parcela 2	0-20	3,9	14,53	2,36	0,16	0,39	0,02	0,57	26,14	605,61
	24-40	4	12,10	1,49	0,22	0,65	0,02	0,21	22,05	576,06
	40-60	4	9,60	1,04	0,11	0,28	0,02	0,21	16,60	615,37
Parcela 3	0-20	3,9	15,26	1,79	0,20	0,55	0,05	0,70	26,67	610,03
	24-40	4	14,83	1,80	0,22	0,65	0,05	0,36	18,92	607,32
	40-60	4	13,69	1,59	0,14	0,32	0,04	0,08	18,76	605,29

Nota: Médias para 2 amostras.

Características físicas dos solos anteriores à aplicação dos dejetos líquidos suínos.

	Camada	Porosidade total	Microporosidade	Macroporosidade	Densidade do solo
	cm	m ³ m ⁻³			Mg m ⁻³
Parcela 1	0 - 5	0,577	0,474	0,103	1,13
	7 - 12	0,580	0,410	0,170	1,06
	17 - 22	0,600	0,463	0,137	1,16
	37 - 42	0,557	0,389	0,168	1,02
	57 - 62	0,590	0,396	0,194	0,95
Parcela 2	0 - 5	0,559	0,457	0,102	1,15
	7 - 12	0,573	0,422	0,151	1,05
	17 - 22	0,603	0,456	0,147	1,02
	37 - 42	0,579	0,427	0,152	1,02
	57 - 62	0,594	0,430	0,164	1,00
Parcela 3	0 - 5	0,682	0,377	0,305	0,89
	7 - 12	0,641	0,400	0,241	1,02
	17 - 22	0,586	0,421	0,165	1,00
	37 - 42	0,626	0,455	0,171	0,96
	57 - 62	0,639	0,388	0,251	0,89