

**SABRINA BRITO GRANADOS**

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, DECOMPOSIÇÃO DE  
RESÍDUOS DE AVEIA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO  
COM DEJETO SUÍNO E UREIA EM SUPERFÍCIE E  
INCORPORADO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Dr. Álvaro Luiz Mafra  
Co-orientador: Júlio Cesar Pires Santos

**LAGES**

**2018**

**Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC**

Granados, Sabrina Brito  
Volatilização de amônia, decomposição de resíduo de aveia e carbono orgânico do solo com dejeto suíno e ureia em superfície e incorporado / Sabrina Brito Granados. - Lages, 2018. 73 p.

Orientador: Álvaro Luiz Mafra  
Coorientador: Júlio Cesar Pires Santos  
Dissertação (mestrado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2018.

1. Esterco 2. Adubação 3. Fertilidade do solo I. Granados, Sabrina Brito II. Mafra, Álvaro Luiz. III. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. IV. Volatilização de amônia, decomposição de resíduos de aveia e carbono orgânico do solo com dejeto suíno e ureia em superfície e incorporado.

## **SABRINA BRITO GRANADOS**

### **VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE AVEIA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO COM DEJETO SUÍNO E UREIA EM SUPERFÍCIE E INCORPORADO**

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina no Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Ciência do Solo.

#### **Banca Examinadora:**

Orientador:



Prof. Dr. Álvaro Luiz Mafra  
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membro:



Prof. Dr. Paulo Cezar Cassol  
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membro:



Prof. Dr. Luiz Paulo Rauber  
Universidade

**31 de julho, 2018**  
**LAGES**



Aos meus pais, Cecilia e Francisco, a  
minha irmã Yamile, ao meu amor Juan  
Alberto, pelo constante apoio e amor  
incondicional, dedico!



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a meus pais Cecilia Granados e Francisco Brito, e a minha irmã Yamile, pelo apoio e amor em todo momento, mesmo na distância;

Ao Juan, pelo amor, a paciência, o apoio e principalmente a infinita ajuda na realização deste trabalho;

Ao meu Orientador Álvaro Luiz Mafra, agradeço pela orientação sempre acertada, pela paciência, e os valiosos ensinamentos;

Aos professores da pós-graduação que acrescentaram na minha trajetória acadêmica;

Aos colegas da pós-graduação, que me ensinaram e ajudaram com o desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus amigos, brasileiros e venezuelanos, pela força nos momentos difíceis, e a companhia nos momentos felizes e de relaxamento;

À UDESC-CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e à CAPES e PROMOP pela bolsa concedida.



## RESUMO

Granados, Sabrina Brito **VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE AVEIA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO COM DEJETO SUÍNO E UREIA EM SUPERFÍCIE E INCORPORADO**. 2018. 73 p. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Área de Concentração: Manejo do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2018.

O manejo adequado do nitrogênio pode reduzir as perdas e aumentar a eficiência de uso na agricultura. Por isso objetivou-se nesta pesquisa avaliar alguns processos do nitrogênio no solo, relacionados à decomposição de palha de aveia aplicada na superfície do solo, e a susceptibilidade às perdas por volatilização de amônia, pela aplicação das fontes de N, dejeto líquido suíno e ureia, em sistema de plantio direto. O projeto foi desenvolvido em Lages, SC, em um Cambissolo Húmico alumínico argiloso. As culturas estabelecidas foram milho no verão e aveia em inverno. Os tratamentos foram aplicações de dejetos líquido suíno nas doses 0, 50 e 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, e ureia em doses com conteúdo equivalente de N. Desenvolveram-se três experimentos, o primeiro para avaliar volatilização de amônia e os teores remanescentes de N mineral no solo, em casa de vegetação. O segundo, feito a campo, avaliou a decomposição e liberação de N dos resíduos superficiais de aveia preta, e o terceiro, que determinou o carbono orgânico total e particulado no solo. No primeiro experimento, foram avaliados os efeitos da cobertura com palha de aveia (com e sem palha), e a forma de aplicação dos fertilizantes (superficial ou incorporada). As perdas de amônia foram quantificadas em coletor com ácido fosfórico, em coletas realizadas no 1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 6° e 7° dias, após a adubação, e o nitrogênio mineral do solo foi determinado ao final da incubação. A decomposição e liberação do N da palha de aveia foram avaliadas com aplicações de dejeto líquido suíno e ureia, nas mesmas doses do primeiro experimento, sendo determinada a quantidade de biomassa residual e seu conteúdo de N, com coletas a cada mês, por um período de 10 meses. Os teores de carbono orgânico total e particulado no solo, no experimento a campo, foram determinados após separação da fração particulada. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com três repetições para cada tratamento nos três experimentos.

Os resultados de volatilização de amônia e de carbono orgânico no solo foram submetidos à análise de variância avaliando o efeito simples dos fatores com comparação de médias entre os tratamentos. Os resultados de decomposição foram ajustados a um modelo exponencial. Como resultado a volatilização de amônia aumenta com as doses de nitrogênio, e as perdas são menores com a aplicação incorporada dos fertilizantes e a manutenção da cobertura de palha na superfície, sem efeito da fonte de N aplicada. A decomposição da palha de aveia independe da fonte de N, e aumenta a liberação de N nas maiores doses de N. O carbono orgânico, total e particulado do solo foram semelhantes entre os tratamentos, dejetos líquido suíno e ureia, nas diferentes doses. Considera-se fundamental na mitigação das perdas de N por volatilização, a forma de aplicação dos fertilizantes além da conservação da cobertura superficial no solo. A manutenção da palha superficial pode trazer benefícios na conservação e manutenção da fertilidade do solo e nutrição das culturas agroecossistemas.

**PALAVRAS CHAVE:** esterco, adubaçāo, fertilidade do solo.

## ABSTRACT

Brito, Sabrina Granados **AMMONIA VOLATILIZATION, DECOMPOSITION OF BLACK OAT RESIDUES AND SOIL ORGANIC SOIL CARBON WITH SURFACE AND INCORPORATED APPLICATION OF PIG SLURRY AND UREA.** 2018. 73 p. Master's Dissertation in Soil Science. Area of Concentration: Soil Management. Santa Catarina State University - Agroveterinary Sciences Center. Graduate Program in Soil Science, Lages, 2017.

The proper nitrogen management can reduce its losses and increase the efficiency in its use in agriculture. For this reason, it was aimed the evaluation of some soil nitrogen processes, related with black oat straw decomposition in soil surface, and the susceptibility to the ammonia volatilization losses, with application of nitrogen sources, pig slurry and urea, in no-tillage system. The study was carried out in Lages, Santa Catarina, Southern Brazil, on an Inceptisol (*Humic Dystrupedt*). The crops under no-tillage was maize in summer and black oat in winter. The treatments were, pig slurry applications in rates of 0, 50 e 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, and urea using the equivalent content of nitrogen. Three experiments were carried out, the first one to evaluate ammonia volatilization and mineral N remaining in the soil in greenhouse conditions. The second one, in the field, evaluated the decomposition and release of N of black oat residues on soil surface, and the third one, determined the total and particulate organic carbon in the soil. In the first experiment, the effects of oat straw cover (with and without straw), and fertilizers application (surface or incorporated) were evaluated. Ammonia losses were quantified using a collector with acid phosphoric collected at 1 °, 2 °, 3 °, 4 °, 5 °, 6 ° and 7 ° days after fertilization, and soil mineral nitrogen was determined at the end of incubation. The black oat straw decomposition and N release using pig slurry and urea applications in the same rates of the first experiment, being monthly determined the amount of residual biomass and their N content, for 10 months. The soil total and particulate organic carbon contents, in the field experiment, were determined after separation of the particulated fraction. The experimental design was completely randomized with three replicates for each treatment in the three experiments. The results of soil carbon and ammonia volatilization were submitted to analysis of variance, evaluating the simple effect of the factors with comparison of means between treatments. The decomposition results were fitted to an exponential model. As a result, the

ammonia volatilization increased with the nitrogen rates and the losses were smaller with incorporated application of fertilizers and presence of surface cover by residues, with no effect of the N source applied. Fertilization also increased the oat straw decomposition independently of the N source, increasing N release with higher N rates. Total and particulate organic carbon were similar between treatments, with no effect of pig slurry and urea at different rates. It was considered fundamental in the N losses mitigation by volatilization, the form of fertilizers application besides the conservation of surface soil cover. The maintenance of the Surface residues can also improve soil fertility conservation and maintenance and crop nutrition in the agroecosystems.

**KEYWORDS:** manure, fertilization, soil fertility.

## LISTA DE FIGURA

- Figura 1** – Temperatura registrada na casa de vegetação, durante a incubação, entre as datas 16 e 22 de janeiro de 2018. ....36
- Figura 2** – Distribuição de parcelas no experimento instalado a campo em dezembro de 2016, para avaliação da decomposição de palha de aveia na superfície do solo em sistema de plantio direto com cultura de milho e aveia preta. Os quadros cinza representam as parcelas individuais de palha (de 0,4 x 0,6 m), cada linha é um tratamento, as cinco linhas representam um bloco. As dez repetições em linha da parcela individual de palha, representam os 10 tempos de coleta. ....39
- Figura 3** – Volatilização de  $\text{NH}_3$ , diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, avaliando o efeito simples da fonte de N. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%). ....42
- Figura 4** – Volatilização de  $\text{NH}_3$ , diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, em várias doses, sendo 0, 50 e 200  $\text{m}^3$  de DLS, equivalente a 0, 166 e 660  $\text{mg kg}^{-1}$  de N aplicado, respectivamente. Avaliando o efeito simples da dose usada. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%). ....44
- Figura 5** – Volatilização de  $\text{NH}_3$  diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, em duas formas de aplicação dos fertilizantes no solo, superficial e incorporado. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%). ....46
- Figura 6** – Volatilização de  $\text{NH}_3$ , diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, sem e com cobertura de palha de aveia na superfície do solo. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%). ....48
- Figura 7** – Precipitações acumuladas e temperaturas médias mensais durante o período do experimento de decomposição da palha de aveia, entre janeiro e outubro do 2017, em Lages, SC. Registro do Laboratório de Uso e Conservação do Solo, CAV- UDESC. ....51
- Figura 8** – Biomassa de palha de aveia preta remanescente por mês, avaliando tratamentos com aplicações de DLS (a) e ureia (b), em diferentes doses (0, 50 e 200  $\text{m}^3$ ) avaliado de dezembro de 2016 a outubro de 2017. ....52
- Figura 9** – Conteúdo remanescente de nitrogênio na palha da aveia, por mês, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno (a) e ureia (b), período de avaliação, dezembro – outubro de 2017. ....54
- Figura 10** – Relação C/N na palha remanescente de aveia, por mês, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno (a) e ureia (b), período de avaliação, dezembro 2016 – outubro de 2017. Com coeficiente de variação nas barras verticais. ....55
- Figura 11** - Conteúdo de carbono orgânico particulado - COP (a) e carbono orgânico total – COT (b) no solo, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno e ureia. ....56



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>20</b>
2.1	O NITROGÊNIO NA AGRICULTURA .....	21
2.2	SUINOCULTURA E USO DOS DEJETOS SUÍNOS NA AGRICULTURA .....	22
2.3	VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA .....	23
2.4	FORMA DE APLICAÇÃO DOS FERTILIZANTES .....	25
2.5	COBERTURA SUPERFICIAL DO SOLO E DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS CULTURAIS EM PLANTIO DIRETO .....	26
2.6	CARBONO ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO .....	28
<b>3</b>	<b>HIPÓTESES .....</b>	<b>31</b>
<b>4</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>33</b>
<b>5</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>34</b>
5.1	EXPERIMENTO 1. VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DO SOLO .....	35
5.2	EXPERIMENTO 2. DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE N DA PALHA DE AVEIA NA SUPERFÍCIE DO SOLO .....	38
5.3	EXPERIMENTO 3. CARBONO ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO .....	40
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>41</b>
6.1	VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA .....	41
6.1.1	Fonte de N .....	41
6.1.2	Dose de nitrogênio .....	43
6.1.3	Forma de aplicação .....	45
6.1.4	Cobertura do solo .....	48
6.2	DECOMPOSIÇÃO DA PALHA DE AVEIA PRETA E LIBERAÇÃO DE N .....	50
6.3	TEORES DE C ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO .....	56
<b>7</b>	<b>CONCLUSSÃO .....</b>	<b>59</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>60</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>69</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O manejo eficiente dos resíduos orgânicos nos sistemas agrícolas pode reduzir as perdas de nitrogênio em áreas agrícolas. Por outro lado, a fertilização com dejetos animais pode influenciar os processos de perdas quando não têm uso adequado. É por isso necessário, o desenvolvimento de sistemas de manejo agrícola que usam dejetos animais, com alternativas na aplicação desses materiais ao solo, transformando resíduos orgânicos em insumos úteis para a agricultura. Busca-se com isso fechar parcialmente o ciclo da matéria e diminuir o custo energético da produção (KONZEN, 1997).

Nesse sentido, Santa Catarina é o estado com a maior produção de suínos no Brasil, com o 80% dos produtores nacionais, mais atual sendo caracterizado por práticas agrícolas com aplicações de dejetos líquidos suíno (DLS), que têm elevado potencial fertilizante, mas também com alto potencial poluidor do meio ambiente nas regiões Centro e Oeste de SC. Nessas regiões, o aproveitamento desses dejetos como fertilizante nas culturas resulta positivo na diminuição no uso de adubos minerais, assim como também no problema de descarte desses resíduos (KONZEN, 1997; BIAU et al., 2012). A possibilidade de substituir total ou parcialmente os fertilizantes minerais por DLS depende da cultura, do tipo de solo e do clima do local. Destaca-se que além de fornecer os níveis de nutrientes, esses resíduos têm um aporte de matéria orgânica no solo (BIAU et al., 2012; COSTA et al., 2014).

Porém, a mobilidade e o destino do N aplicado ao solo é complexo, onde as perdas de N ocorrem em função da forma de N presente, e do pH do solo. E ambos, os DLS e a ureia, como os fertilizantes de maior uso na região, contêm grandes quantidades de nitrogênio amoniacal, que pode estar sujeitos às perdas por volatilização de  $\text{NH}_3$  (OLIVEIRA, 1993; LOPES, 1998; ERNANI, 2016). Além do pH, há outros fatores que favorecem as perdas de  $\text{NH}_3$ , como as altas temperaturas, a umidade baixa no solo, as altas doses de N, e também as aplicações superficiais dos fertilizantes (BASSO et al., 2004; TASCA, 2009). O efeito da umidade na volatilização é importante, já que se for suficiente a umidade, pode diluir as concentrações de hidroxilos ( $\text{OH}^-$ ) produzidas da hidrólise, no caso das aplicações de ureia (LARA CABEZAS et al., 2000; DA ROS et al., 2005), o que reduziria esta forma de perda. No caso das aplicações de DLS, o pH é o responsável pelo equilíbrio  $\text{NH}_4/\text{NH}_3$ , assim, em condições alcalinas há predomínio de  $\text{NH}_3$  e consequentemente se favorece a volatilização (BASSO et al., 2004).

É importante ressaltar a velocidade deste processo, já que as máximas perdas acontecem nos primeiros seis dias após a aplicação do fertilizante. Isso para aplicações na “pre-semeadura do milho” (DA ROS et al., 2005; OLIVEIRA, 2017). As perdas de N variam de 19 a 39% do total aplicado no Sul de Brasil (BASSO et al., 2004), e até de 80% do N aplicado, em condições de alta temperatura e alta umidade (LARA CABEZAS et al., 2000; TASCA, 2009). Em síntese, deve-se controlar as perdas de  $\text{NH}_3$ , conhecendo os fatores que influenciam esse processo (LOPES, 1998; FRINK et al., 1999; CHAPIN et al., 2002).

As aplicações superficiais de adubos são mais propensas às perdas de N por volatilização e escoamento superficial, diminuindo o potencial do fertilizante. Assim, a incorporação dos fertilizantes ao solo, pode ser considerado como um manejo mais eficiente e seguro dos nutrientes (BASSO et al., 2004; DA ROS et al., 2005; TASCA, 2009). Quando o adubo for a ureia, o umedecimento do solo após aplicação é uma condição útil para aumentar a eficiência da adubação (DA ROS et al., 2005). Outra opção é incorporar o fertilizante ao solo, pois o N amoniacal no redor dos grânulos de ureia, com alto pH, torna-se amônia rapidamente, e sem barreira física volatiliza de imediato (ERNANI, 2016). Outros estudos realizados revelam que a incorporação dos fertilizantes, ou sua mistura com a camada superficial do terreno, pode reduzir a volatilização ou até mesmo torná-la desprezível (TASCA, 2009; COSTA et al., 2014). Com isso, podem-se minimizar as perdas e os efeitos ambientais adversos da adubação (LARA CABEZAS et al., 2000, DA ROS et al., 2005).

Em vista da complexa dinâmica do N no solo, e sabendo que sua disponibilidade às plantas, representa também sua vulnerabilidade às perdas, é preciso atingir a sincronia entre a mineralização do N e a demanda das culturas. Isso contribui para otimizar o equilíbrio entre o rendimento, o lucro e a proteção do ambiente nos sistemas agrícolas (CASSMAN et al., 2002).

A cobertura vegetal, pode manter a matéria orgânica na camada mais superficial do solo (SCHERER et al., 2010) o que beneficia as propriedades físicas do solo assim como o equilíbrio químico (BERTOL et al., 2004; DA ROS et al., 2005), além de agir também diretamente pela menor temperatura e pela barreira física para a volatilização da  $\text{NH}_3$  (BASSO et al., 2004). Essas condições ajudam na diminuição das perdas de N por volatilização. Porém, a magnitude da volatilização de N em função da presença dos resíduos culturais é difícil de se prever. Mas, sabe-se que são maiores os fluxos de  $\text{NH}_3$  à

atmosfera na ausência de resíduos culturais, o que se justifica pela menor umidade no solo e, portanto, maiores temperaturas, em relação ao solo com cobertura permanente (DA ROS et al., 2005).

Neste contexto considera-se necessário avaliar o efeito que têm as relações C/N da palha de aveia com a aplicação de fertilizantes agrícolas (DLS e ureia), na decomposição dos resíduos, a liberação do N e no controle das perdas por volatilização de NH<sub>3</sub>. Visando atingir um equilíbrio entre disponibilidade de N e as demandas das culturas, minimizando suas perdas para a atmosfera. Considerando um sistema sob plantio direto com aplicações superficiais e incorporadas dos fertilizantes, e o uso da palha como cobertura do solo.



## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 O NITROGÊNIO NA AGRICULTURA

O nitrogênio representa um macronutriente de grande importância na agricultura, por compor 16% das proteínas e fazer parte dos ácidos nucleicos e alguns constituintes celulares (BACON, 1995; FRINK et al., 1999). É necessário para a síntese de clorofila, responsável pela fotossíntese. Sua deficiência implicaria que a planta não usaria a luz como fonte de energia, e também não conseguiria absorver nutrientes. Assim o N, é componente vital das plantas e demais organismos vivos (LOPES, 1998).

Porém, o N é absorvido pela planta principalmente nas formas de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amônio ( $\text{NH}_4$ ), e em menor quantidade pode ser absorvido como ureia ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ) e aminoácidos solúveis em água (LOPES, 1998; FAQUIN, 2005). As formas minerais do N ( $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4$ ) diluídas na solução do solo, provêm em grande parte da decomposição da matéria orgânica, quando não há fertilização com fontes solúveis. Ressalta-se que a maioria dos solos contém pouca MO, geralmente 2% ou menos, e considera-se que 5% dela está representada pelo N (LOPES, 1998), sendo desse total 98% na forma orgânica, e apenas cerca de 2% mineralizável (CHAPIN et al., 2002; TASCA, 2009). Assim a liberação natural de N geralmente é pequena. Com isso, cada 1% de MO liberaria na camada superficial do solo entre 10 a 40 kg ano<sup>-1</sup> N. Além disso, a taxa de liberação é afetada pelas práticas de manejo (LOPES, 1998).

Em vista disso os agricultores têm aumentado muito as doses de fertilização nitrogenada mineral nas lavouras. Contudo, essas formas minerais de N são muito dinâmicas, e vulneráveis às perdas, podem ser por lixiviação para o  $\text{NO}_3^-$  dissolvido na água, e por volatilização para o  $\text{NH}_4$  em ambientes com pH neutro a alcalino (ERNANI, 2016). Por isso o N é o nutriente cuja disponibilidade às plantas é de maior complexidade, já que a forma mineral representa também a fração de N vulnerável às perdas (FAQUIN, 2005). Essas alterações no ciclo do N alteram a produção primária e diversidade vegetal (FRINK et al., 1999). Os elevados teores de nitrato no solo também podem resultar em acúmulo desta forma de N no tecido vegetal, o que pode comprometer a qualidade das plantas para o consumo humano e animal (AITA et al., 2007).

## 2.2 SUINOCULTURA E USO DOS DEJETOS SUÍNOS NA AGRICULTURA

O Brasil ocupa o quarto lugar no mundo na produção de suínos, depois de China, União Europeia e Estados Unidos de América, sendo o estado de Santa Catarina o maior produtor nacional (ABPA, 2017), o que destaca a suinocultura como uma atividade de grande importância para o desenvolvimento econômico da região. Porém, o aumento na produção de suínos, e o alto número de animais criados, implica em grande geração de DLS, o que pode ser um problema quando se supera a capacidade do solo de absorver os nutrientes provenientes do DLS, o que o torna uma fonte poluidora dos solos e mananciais de água (OLIVEIRA, 1993; AITA et al., 2007).

Já se tem constatada a degradação ambiental causada por aplicações de grandes volumes de DLS em Santa Catarina. Considere que na média, um adulto suíno produz  $0,27 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  de DLS, o que significa mais de  $30.000 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  de DLS em todo o estado (OLIVEIRA, 1993; ARAÚJO et al., 2012).

Por outra parte o manejo dos dejetos não tem sido adequado, geralmente consiste no seu armazenamento nas esterqueiras, na forma líquida, onde o ambiente é principalmente anaeróbico. Isso permite o acúmulo de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4$ , considerando que 40 a 70% do N total dos DLS encontram-se nas formas amoniacais (OLIVEIRA, 1993; AITA et al., 2007; COSTA et al., 2014; OLIVEIRA, 2017) vulneráveis às perdas, colocando em risco a sustentabilidade da atividade (ARAÚJO et al., 2012).

Atualmente no Planalto Catarinense, os DLS são utilizados na produção de grãos, pastagens e fruteiras (KONZEN, 1997), já que o dejeito líquido suíno como fertilizante, pode ter eficiência semelhante ao NPK mineral na disponibilidade de nutrientes no solo e na nutrição do milho (ERDMANN, 2016). Sabe-se que o uso de dejetos animais incrementa a disponibilidade de nutrientes, e o rendimento das culturas (COSTA et al., 2014). Também é considerado importante, pelas economias geradas com seu uso, diminuindo o custo na obtenção dos fertilizantes.

Embora, pesquisas confirmam, que não há incrementos significativos de C orgânico total, em solos agrícolas com aplicações de dejetos suínos, em comparação com solos naturais de floresta, em Santa Catarina. Isto pode ser devido à estimulação da atividade microbiana, pelas baixas relações C/N dos dejetos, com alta disponibilidade de N, acelerando assim a mineralização da MOS e as perdas de C como  $\text{CO}_2$ . Assim, pode haver

redução nos teores de C orgânico em solos com agricultura, mesmo com aplicações de fertilizantes orgânicos (ANDRADE et al., 2016).

As condições ambientais no Planalto com um clima subtropical e menores temperaturas em relação a outras regiões do estado, são favoráveis à acumulação de matéria orgânica nos solos, pela menor velocidade da decomposição. Além disso, o acúmulo de matéria orgânica pode ser favorecido pelo menor revolvimento do solo, característico do plantio direto, que predomina na agricultura da região.

O conhecimento da dinâmica do N, e especificamente o destino da fração amoniacal dos fertilizantes orgânicos aplicados nos solos, é fundamental para a inclusão dos dejetos animais em programas de adubação das culturas, possibilitando o estabelecimento de estratégias para corrigir distorções nos sistemas de produção, visando maior sustentabilidade ambiental (AITA et al., 2007; SCHERER et al., 2010).

### 2.3 VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

De acordo com (LOPES, 1998; TASCA, 2009; DAL MOLIN, 2016), as principais perdas de N são decorrentes dos processos de volatilização, lixiviação e desnitrificação, e a predominância de um processo sobre outro, depende da forma de N que predomina no solo. Assim, o NH<sub>4</sub> está sujeito principalmente às volatilizações de N na forma de NH<sub>3</sub> em ambiente neutro a alcalino. Porém, podem ocorrer em menor escala, perdas de NH<sub>4</sub> por lixiviação (ARAÚJO et al., 2004), embora as perdas de N por lixiviação são mais frequentes na forma nítrica (DAL MOLIN, 2016). E a desnitrificação, a redução do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para as formas gasosas (N<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O), ocorre em ambientes com baixa disponibilidade de O<sub>2</sub>, onde o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> age como receptor de elétrons e acontecem perdas de N para a atmosfera (TASCA, 2009).

A volatilização de NH<sub>3</sub> pode ser favorecida em solos alcalinos ou corrigidos com calagem, quando ocorre dissociação do NH<sub>4</sub> em NH<sub>3</sub> (LOPES, 1998; BASSO et al., 2004; ERNANI, 2016). As perdas de amônia também são favorecidas pelo aumento das doses de N aplicadas, por aplicações superficiais do fertilizante, pelas altas temperaturas e em condições de solo seco (LOPES, 1998; BASSO et al., 2004; TASCA, 2009). Destaca-se que o efeito mais pronunciado da temperatura ocorre nas primeiras 24 horas após a aplicação do fertilizante (BASSO et al., 2004). TASCA, (2009) relata que o efeito da temperatura na volatilização de NH<sub>3</sub> varia com a forma física como é aplicado o

fertilizante. Com temperaturas menores, as maiores perdas ocorreram com o fertilizante aplicado por via líquida e superficial. No entanto, com o aumento da temperatura, a maior volatilização foi com as aplicações sólidas e superficiais, isso quando se utiliza ureia. Com DLS, a volatilização de  $\text{NH}_3$  só começa quando diminui a água e aumentam as concentrações de  $\text{OH}^-$ .

A volatilização de  $\text{NH}_3$  com a aplicação de DLS pode variar com os tipos de compostos orgânicos nitrogenados presentes no DLS. A hidrólise das proteínas libera aminoácidos e em condições anaeróbias libera mercaptanas, aminas, ácidos orgânicos, álcoois,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  (OLIVEIRA, 1993) o que faz desse material altamente mineralizável e vulnerável a perdas rápidas de amônia. BASSO et al., (2004) registraram perdas máximas de  $\text{NH}_3$ , dos DLS aplicados em Argissolo Vermelho distrófico arênico no Rio Grande do Sul. Em torno de 24 h após fertilização, ocorreram perdas de 50, 53 e 45% do total aplicado nas doses de 20, 40 e 80  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS, respectivamente. Tais perdas aumentaram para 70, 71 e 68% na avaliação feita às 48 horas, justificou-se isso pelas altas temperaturas no local e as aplicações superficiais dos DLS.

Por outro lado, para volatilização de  $\text{NH}_3$  a partir de ureia, considere-se que sua hidrólise depende diretamente da atividade da uréase, e quanto mais intensa for, maior o potencial de volatilização da amônia.

A diminuição do potencial de perdas ocorre quando a  $\text{NH}_3$  se converte em  $\text{NH}_4$ , que depende do pH em torno do grânulo da ureia e da umidade do solo (DA ROS et al., 2005).

TASCA (2009) reportou perdas máximas de  $\text{NH}_3$  com aplicações de ureia, nos dois primeiros dias após adubação, com perdas totais de N de 30  $\text{kg ha}^{-1}$ , o que representa menos do 30% do total aplicado. Depois dos 18 dias da fertilização, as perdas tornam-se constantes e mínimas, com temperaturas medias de 18 ° C em Lages, SC. No entanto, as perdas totais de N superaram os 50  $\text{kg ha}^{-1}$  em climas quentes (35° C), representando mais do 50% do total aplicado. LARA CABEZAS et al., (2000) estimaram em um experimento a campo, em um Argissolo Vermelho distrófico arênico, que pode haver diminuição no rendimento dos grãos de milho pelas perdas de  $\text{NH}_3$ , na proporção de 10  $\text{kg ha}^{-1}$  de grãos, para cada 1% de N volatilizada.

BIAU et al., (2012) relatam perdas de  $\text{NH}_3$  volatilizada entre 15 e 50 % do total aplicado, com uso de DLS, com revolvimento do solo. Destaca-se que essas perdas podem ser evitadas pela incorporação do fertilizante, e são menores quando a aplicação ocorre em temperatura mais baixa (LOPES,1998). Por outra parte, a cobertura do solo com palha

regula a temperatura, diminuindo possíveis perdas por volatilização de amônia (TASCA, 2009). Além disso, reduz a amplitude térmica e diminui a evaporação de água, em relação aos solos descobertos (BERTOL et al., 1998).

## 2.4 FORMA DE APLICAÇÃO DOS FERTILIZANTES

No sistema plantio direto é comum a aplicação de ureia a lanço, sem incorporação ao solo, sobre os resíduos culturais. Isto aumenta as perdas de N nesse sistema, que podem atingir até 78% do total aplicado (LARA CABEZAS et al., 2000). Um fator chave para o controle dessas perdas de N por volatilização é a forma de aplicação dos fertilizantes. Alguns autores reportam altas taxas de volatilização de  $\text{NH}_3$  imediatamente depois da aplicação superficial de dejetos suínos, seguido por um decréscimo rápido após transcorridas as primeiras horas, quando as perdas máximas de N já têm ocorrido (LABOSKI et al., 2013).

Contrário a isso, aplicações incorporadas de DLS, apresentam perdas de N 59% menores que as aplicações superficiais (COSTA et al., 2014). Outros estudos registraram diminuições de 75% nas perdas de N com a incorporação do DLS, em comparação às aplicações superficiais (LABOSKI et al., 2013).

Assim, a incorporação dos fertilizantes no solo é uma alternativa eficiente no controle da volatilização de  $\text{NH}_3$ , pois diminui a área de exposição dos dejetos à ação do vento, em relação à sua aplicação na superfície do solo (OLIVEIRA, 2017). Além disso a incorporação do DLS, feita em faixas subsuperficiais, cria ambientes específicos com maior concentração de nutrientes, que forneceram a atividade mineralizadora dos microrganismos do solo (LABOSKI et al., 2013).

Várias pesquisas reportaram também outros benefícios com a incorporação do DLS. COSTA et al., (2014) observaram incremento de 17% no rendimento nas culturas de milho, como resultado da incorporação de  $340 \text{ kg ha}^{-1}$  de N no solo durante dois anos, na forma de cama de suínos. Também LABOSKI et al., (2013), reportaram incrementos de 12% no rendimento nos grãos de milho com a injeção de DLS, após quatro anos e experimento. Por conseguinte, a incorporação do dejeito no solo pode tornar o uso do N mais eficiente (COSTA et al., 2014).

A diminuição na volatilização de  $\text{NH}_3$  pode ser obtida com a incorporação da ureia, o que pode representar maior absorção de N pelas plantas com a fertilização

incorporada, sendo registrado aproveitamento de 29,5% do N aplicado na biomassa vegetal, comparativamente ao nível de 20,8% de N absorvido nas plantas que tiveram aplicações superficiais de ureia (LARA CABEZAS et al., 2000). Outras pesquisas reportaram que as aplicações sólidas e incorporadas de ureia foram a melhor via de minimizar a volatilização de amônia, independentemente da temperatura do ar. Nessa forma de aplicação, os valores de N perdidos ficaram abaixo de 15 kg ha<sup>-1</sup> em qualquer dos tratamentos, com perdas inferiores ao 15% do total de N aplicado (TASCA, 2009).

A incorporação subsuperficial dos adubos reduziu as perdas de N por volatilização de NH<sub>3</sub>, e pode diminuir perdas de outros gases com efeito estufa, tal como é o N<sub>2</sub>O, já que no mínimo, 1% da NH<sub>3</sub> volatilizada é convertida em N<sub>2</sub>O na atmosfera (LABOSKI et al., 2013). Os resíduos culturais também têm efeito na diminuição da volatilização de amônia. A cobertura do solo pode ser associada positivamente com umidade presente, que varia em relação ao solo descoberto (DA ROS et al., 2005). Assim, uma das alternativas para minimizar as perdas de N por volatilização de amônia, além da incorporação do fertilizante ao solo, é a cobertura do solo pelos resíduos culturais (LARA CABEZAS et al., 2000; DA ROS et al., 2005).

## 2.5 COBERTURA SUPERFICIAL DO SOLO E DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS CULTURAIS EM PLANTIO DIRETO

A presença de resíduos culturais na superfície do solo tem além do efeito protetor do solo, uma função no suprimento de nutrientes para os cultivos. A decomposição dos resíduos permite a mineralização do N orgânico para ser absorvido pela cultura, reduzindo a necessidade das aplicações de N, um aspeto de grande importância no custo da produção agrícola (AITA et al., 2001). Assim, estudar as taxas de decomposição dos resíduos culturais pode contribuir com o planejamento de práticas conservacionistas, que visem otimizar os benefícios desses resíduos durante o ciclo da cultura (BERTOL et al., 1998). A eficácia na redução da erosão dos solos depende em parte, da quantidade dos resíduos na superfície do solo, e da sua persistência, o que depende também da velocidade de decomposição, que é regulada pelas relações C/N do material.

A relação entre velocidade de decomposição e a quantidade de palha na superfície do solo para um mesmo resíduo, é negativa, assim quanto mais palha tem o solo, mais longo o processo de sua decomposição (BERTOL et al., 2004). Também, têm se mostrado

relações exponenciais negativas entre a persistência dos resíduos vegetais, e a temperatura e a umidade do solo (BERTOL et al, 2004), sendo, temperaturas mais baixas como em Lages, responsáveis por retardar o processo de decomposição. A quantidade e qualidade do resíduo cultural é dependente da planta cultivada. Além disso o tipo de manejo do resíduo, seu grau de Trituração, e o nível de fertilidade do solo influenciam na sua persistência. Outro fator que pode influenciar a taxa de decomposição dos resíduos vegetais é a quantidade de N disponível (BERTOL et al., 1998).

AITA et al., (2001) destacaram que a aveia preta é uma das espécies com maior quantidade de matéria seca acumulada, com produtividade média de  $4.417 \text{ kg ha}^{-1}$  de massa seca caracterizada por acumular baixos conteúdos de N na biomassa, o que pode indicar uma boa cobertura no tempo, pela longa persistência que tem esse resíduo na superfície do solo.

Porém, em outro estudo BERTOL et al., 1998, registraram, produções de 8100 e  $8600 \text{ kg ha}^{-1}$  de massa seca de aveia em Cambissolo Húmico álico e Nitossolo Bruno, respectivamente. Onde relatam a diminuição média de 80% da massa de aveia inicial, em um período de seis meses. A rápida taxa de decomposição foi explicada pelas chuvas bem distribuídas durante o experimento. Ressalta-se a taxa média diária de decomposição do resíduo, nos primeiros 45 dias, expressivamente maior, com perdas de 47 e  $51 \text{ kg ha}^{-1}$  respectivamente, e posteriormente aos 135 dias, reportaram taxas diárias menores de 23 e  $26 \text{ kg ha}^{-1}$  respectivamente. A maior velocidade inicial, deve-se ao ataque microbiano na fração mais lábil, composto principalmente de proteínas e carboidratos simples, em relação ao ataque dos compostos mais resistente da fase final, como lignina e celulose (BERTOL et al., 1998).

Por outro lado, a manutenção dos resíduos de milho na superfície do solo, melhoraram em 13% o armazenamento de água, em comparação com solos descobertos (BERTOL et al., 2004), e desta forma a umidade pode influenciar a taxa de decomposição dos resíduos. Os decréscimos na quantidade de resíduos de milho, ao longo do tempo de decomposição foram menores a partir do quinto mês, provavelmente devido à diminuição da atividade dos microrganismos nessa fase (BERTOL et al., 2004). A taxa média diária de decomposição do resíduo cultural de milho foi maior do que nos resíduos de aveia, com  $45 \text{ kg ha}^{-1}$  no Cambissolo Húmico álico e  $75 \text{ kg ha}^{-1}$  no Nitossolo Bruno nos primeiros 45 dias, e diminuindo a 29 e  $34 \text{ kg ha}^{-1}$  respectivamente após 180 dias (BERTOL et al., 1998). Neste estudo, foram ajustadas regressões para estimar o tempo de decomposição do

resíduo milho, admitindo-se que, o tempo estimado ainda teria cerca do 10% da massa inicial de resíduo, considerando assim, 3,5 anos o tempo necessário para ocorrer a decomposição. Essa velocidade pode aumentar com as aplicações de N (BERTOL et al., 2004) ou também em climas mais quentes. Outro fator que pode ter retardado esse processo, é a fase de maduração do milho, uma vez que após colheita, as plantas encontravam-se em estado de maturação avançado, e apresentavam estruturas mais significadas e de mais difícil fragmentação pelos microrganismos decompositores.

## 2.6 CARBONO ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO

Um dos aspectos mais importantes a considerar no plantio direto é o menor revolvimento do solo, o que conserva a estrutura física, sendo condição indispensável para o acúmulo de C. AMADO et al., (2001) e DA SILVA et al., (2006) reportaram que um aumento no diâmetro médio ponderado dos agregados, contribui diretamente com teores de C orgânico no solo. Sendo o aumento nos estoques de C um reflexo da boa estruturação do solo, com benefício na fertilidade do solo e na sustentabilidade do sistema (ANDRADE et al., 2016).

A vulnerabilidade do C frente ao manejo agrícola tem sido evidenciada em diversas pesquisas: AMADO et al., (2001) reportaram diminuições no estoque de C orgânico do solo após uma lavração e duas gradagens, teores que só foram repostos pelo não revolvimento e pelo estabelecimento de plantas de cobertura entre 4 e 8 anos depois, sendo a mucuna com milho, o consorcio que mais acumulou C e N no solo.

DA SILVA et al., (2006) reportaram aumento nos estoques de C em sistema de plantio direto após 17 anos de manejo, quando atingem o estoque de C encontrado em campo nativo. Mostra que sistemas conservacionistas podem ter efeito positivo na acumulação de C no solo em médio prazo. ANDRADE et al., (2016) também reportaram a vulnerabilidade das frações de C orgânico, total e particulado, frente ao manejo agrícola, sendo maiores em campo nativo.

Além da intervenção dos solos para o manejo agrícola, também deve-se considerar as condições do solo na avaliação do estoque de C acumulado. Nesse sentido, é importante considerar a textura. Sabe-se que texturas arenosas conferem menor número de ligações dos componentes orgânicos com os constituintes coloidais minerais, e, portanto, menor proteção física, facilitando sua decomposição microbiana (DA SILVA et al., 2006).

Contrário a isso, OLIVEIRA et al., (2018) reportaram em solos argilosos, que a fração fina do solo (siltos e argilas) contribuem com a proteção dos constituintes orgânicos contra a decomposição, situação que não é percebida em solos com textura mais grosseira. O aumento do estoque de C na classe mais grosseira das frações granulométricas, é um importante determinante da qualidade do solo, melhorando a estrutura física, as trocas gasosas, a taxa de infiltração e a estabilidade de agregados do solo.



### 3 HIPÓTESES

A volatilização de  $\text{NH}_3$  aumenta com a dose de N, independentemente da forma DLS ou ureia, sendo reduzida pela incorporação ao solo e pela cobertura com palha na superfície.

A aplicação superficial de fertilizantes (DLS e ureia) sobre resíduos de aveia, estimula a decomposição da palha e acelera a liberação de N, mas pode reduzir o teor de C acumulado no solo.



## 4 OBJETIVOS

### GERAL

Objetivou-se avaliar a volatilização de amônia e a taxa de decomposição de palha de aveia, com adubação na forma de DLS e ureia, em solo sob sistema de plantio direto.

### ESPECÍFICOS

1. Quantificar a  $\text{NH}_3$  volatilizada, em ambiente controlado, com aplicação de DLS e ureia, em diferentes doses de N, em aplicação superficial e incorporada ao solo e na presença ou não de palha de aveia na superfície do solo.
2. Determinar a taxa de decomposição da palha de aveia distribuída na superfície do solo, com diferentes doses de N, na forma de DLS e ureia, e associar a degradação desse resíduo com a liberação de N da palha.
3. Determinar os teores de C orgânico total e particulado no solo, avaliados sob aplicações de DLS e ureia.



## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em Lages, na região geomorfológica Planalto Centro-Sul de Santa Catarina, onde predominam terrenos com altitude entre 850 e 900 m. O clima é mesotérmico úmido (Cfb, segundo Köppen), com chuvas bem distribuídas e médias anuais de 1.400 mm, sem deficiência hídrica nos solos. Com temperatura mínima média de 7 °C em inverno, nos meses junho e julho, e as temperaturas máximas médias que atingem os 27 °C em verão, nos meses janeiro e fevereiro (SANTA CATARINA, 1991; EMBRAPA, 2004).

A área experimental apresenta um Cambissolo Húmico alumínico argiloso, que foi corrigido em 2012 com calcário e a sequência de cultivos no local têm sido milho e aveia preta, manejados em plantio direto. Os tratamentos avaliados no local foram as fontes de N, DLS e ureia, aplicados em superfície e incorporados no solo, e um testemunha, sem aplicações de N. A aplicação incorporada, foi feita anual com equipamento injetor, a uma profundidade de 8-10 cm. A aplicação superficial, feita com as linhas de injeção do equipamento erguidas. A ureia incorporada foi aplicada manualmente em sulcos abertos pelo equipamento de injeção (RAUBER et al., 2017a). A dose de N foi de 140 kg ha<sup>-1</sup>, baseada na recomendação para produtividade de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de grãos de milho (CQFS-RS/SC, 2004).

O projeto incluiu três experimentos. O primeiro, instalado em casa de vegetação, para avaliar as perdas diárias de N por volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>). O segundo desenvolvido a campo, para avaliar as taxas de decomposição e liberação do N da palha de aveia, quando mantida como cobertura do solo em sistema de plantio direto. O terceiro desenvolvido em campo determinou os teores de carbono orgânico total e particulado no solo.

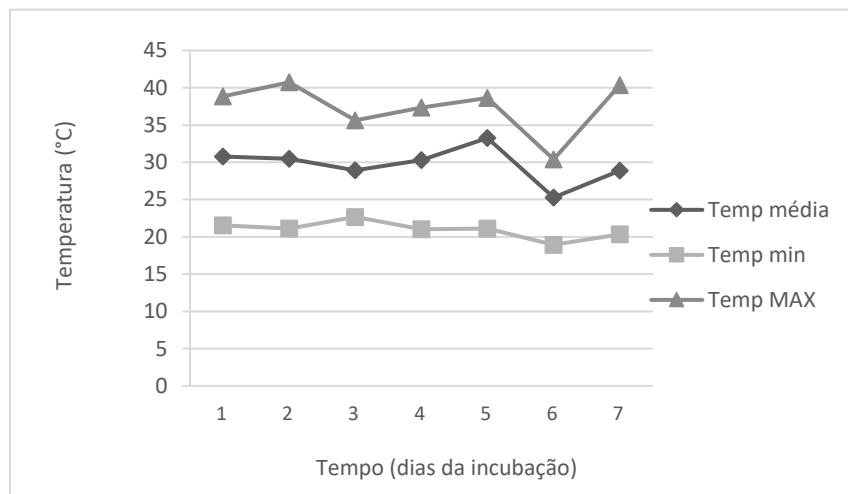
### 5.1 EXPERIMENTO 1. VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DO SOLO

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em janeiro do 2018. Utilizou-se o Cambissolo Húmico alumínico argiloso, coletado na camada 0-20 cm de profundidade na parcela de campo, seco ao ar em casa de vegetação, e peneirado em malha de 2 mm. A caracterização química do solo mostrou: pH em H<sub>2</sub>O 5,4, SMP 5,9, Al 5,1 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, Ca

5,6 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, Mg 1,9 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, P 3,1 mg/dm<sup>3</sup>, K 92 mg/dm<sup>3</sup>, argila 455 g kg<sup>-1</sup>, MO 46 g kg<sup>-1</sup>, conforme registrado por RAUBER et al., (2017a).

Os tratamentos foram as duas fontes de N, DLS e ureia, em três doses, 0, 50 e 200 m<sup>3</sup> de DLS e seu equivalente em conteúdo de N para as aplicações de ureia, que forneceram 0, 165 e 660 kg ha<sup>-1</sup> de N, respectivamente. Outro fator avaliado foi cobertura, com e sem palha de aveia, além de aplicações dos fertilizantes nas formas incorporado e superficial dos fertilizantes (DLS e ureia). A quantidade de nitrogênio total do DLS (3,3 kg m<sup>-3</sup>) foi determinada conforme à metodologia de N total em resíduos orgânicos, descrita por TEDESCO et al., (1995). A massa seca do DLS utilizado foi de 57 g kg<sup>-1</sup> e o pH foi 7,91.

Figura 1 – Temperatura registrada na casa de vegetação, durante a incubação, entre as datas 16 e 22 de janeiro de 2018.



\*Dados do registro levado pelo Laboratório de Plantas de Lavoura, Produção Vegetal, CAV.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com um total de 18 tratamentos, e três repetições, totalizando 54 unidades experimentais. As unidades experimentais foram potes plásticos com tampa, contendo três furos para permitir atividade microbiana, sem ocasionar perdas significativas da NH<sub>3</sub> emitida. Os potes plásticos, de 10 cm de altura e 8 cm de diâmetro, continham 300 g de solo desestruturado, mantido com umidade de 90% da sua CC. O estabelecimento da incubação ocorreu em 15 de janeiro de 2018, em casa de vegetação, que teve a temperatura monitorada no período (Figura 1). O

experimento teve duração de 7 dias, quando se observou rápida diminuição na taxa de volatilização de amônia, onde as perdas já eram mínimas e uniformes.

Ao solo sem fertilizante foi adicionada água para atingir a umidade desejada. A ureia incorporada foi diluída em água e misturada com o solo. Para as aplicações de ureia superficial, o solo foi umedecido com parte da água, e utilizou-se o restante da água para diluir a ureia. Após isso, a aplicação da ureia diluída, foi feita com seringa, espalhada na superfície do solo. Nos tratamentos com DLS, o volume do DLS foi descontado da água para o solo. Assim, nas aplicações incorporadas foram misturados água e DLS ao solo. Nas aplicações superficiais, o solo foi umedecido com água e após foi aplicado DLS na superfície com o uso de uma seringa.

A cobertura superficial de palha de aveia foi aplicada nos tratamentos *com* cobertura, em quantidade equivalente a 5,2 Mg ha<sup>-1</sup> de massa seca de aveia, o que corresponde à produção obtida na área experimental no cultivo de 2016. A palha após coletada foi seca em estufa a 65°C e triturada e peneirada em malha de 2 mm, sendo aplicada na superfície dos solos antes das aplicações superficiais dos fertilizantes, DLS e ureia.

A coleta da NH<sub>3</sub> volatilizada iniciou 12 h após fertilização. As avaliações seguintes ocorreram a cada 24 horas, como descrito por RAUBER et al., (2017a) e OLIVEIRA, (2017). Para controle da umidade do solo durante a incubação, os copos foram monitorados com pesagem diária dos recipientes para manter volume de água constante na unidade experimental. A captação da NH<sub>3</sub> (amônia) volatilizada do solo foi feita em tubos falcon contendo 10 ml de solução de ácido fosfórico conforme o descrito por RAUBER et al., (2017a). As coletas foram feitas trocando-se os tubos falcon com a solução de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, diariamente às 8 horas da manhã pelos sete (7) dias da incubação. A quantidade de N-NH<sub>3</sub> volatilizada foi determinada no mesmo dia das coletas, por arraste de vapor, em aparelho semimicro Kjeldahl, por destilação (RAUBER et al., 2017a).

Além das volatilizações diárias, foram calculadas as volatilizações acumuladas somando as quantidades de NH<sub>3</sub> cada dia. Os resultados dessas emissões diárias e acumuladas foram submetidos à análise de variância e comparação de médias dos tratamentos pelo teste t (5%) utilizando o SAS 9,0. Foi analisado o efeito simples dos fatores avaliados (fonte N, dose, forma de aplicação e cobertura de palha) sobre as perdas de amônia, assim como as interações entre esses fatores.

## 5.2 EXPERIMENTO 2. DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE N DA PALHA DE AVEIA NA SUPERFÍCIE DO SOLO

A decomposição dos resíduos culturais de aveia foi avaliada a campo, em Cambissolo Húmico alumínico argiloso, em área experimental, manejada com plantio direto e sucessão milho e aveia preta. O experimento foi estabelecido junto com a semeadura de milho em dezembro do 2016. O milho foi semeado em linhas com 50 cm de espaçamento entre elas, e a 30 cm de distância entre as plantas. As parcelas de palha nas entrelinhas, foram mantidas por 10 meses. As parcelas experimentais de palha, ficaram expostas às condições normais agrícolas da região com sistema de plantio direto.

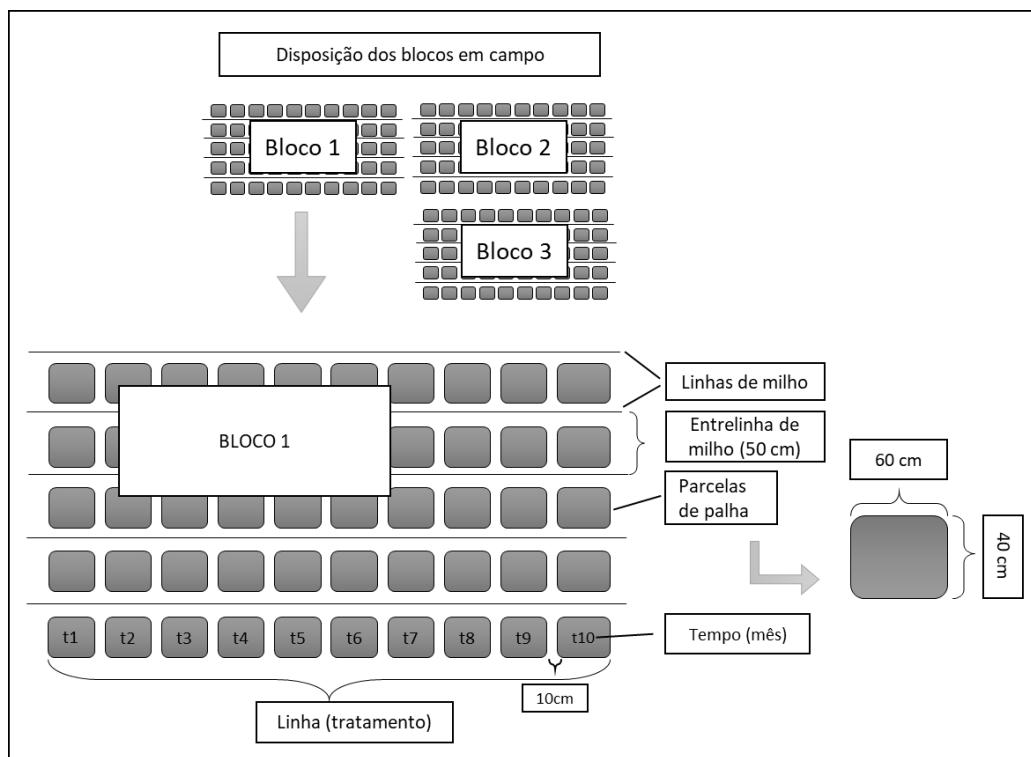
Os tratamentos foram as duas fontes de N, DLS e ureia, em três doses, seguindo as proporções de volume de DLS usadas no primeiro experimento (0, 50 e 200  $m^3 ha^{-1}$ ), e quantidades equivalentes de N nas aplicações de ureia, mais uma testemunha sem fertilização. A quantidade de N no DLS foi 1,5  $kg m^{-3}$  de N, determinado conforme à metodologia de *N total em resíduos orgânicos*, descrita por TEDESCO et al., (1995). As doses corresponderam a aplicações de 0, 75 e 300  $kg ha^{-1}$  de N nos tratamentos 0, 50 e 200  $m^3$  DLS, respectivamente. A massa seca do DLS foi de 10,3  $g kg^{-1}$  e seu pH foi 8,32.

As unidades experimentais foram parcelas de palha de aveia de 0,4 x 0,6 m, organizadas em sequências de 10 parcelas ocupando as entrelinhas do milho, na safra 2016/2017 (Figura 2), com três repetições. Cada parcela dentro da linha representou um tempo de avaliação, com 10 épocas, num total de 10 meses de avaliação, desde dezembro de 2016 até outubro de 2017. O estabelecimento do experimento iniciou com limpeza dos resíduos vegetais da superfície do solo, para depois estabelecer parcelas com resíduos de palha de aveia como cobertura na superfície do solo, em quantidade equivalente a 5,2  $Mg ha^{-1}$  de massa seca de aveia, o que corresponde à produção obtida na área experimental no cultivo 2016.

A aplicação dos fertilizantes foi feita sobre os resíduos, com o uso de regadores para a distribuição uniforme do DLS ao longo de cada linha (tratamento). Enquanto a ureia foi aplicada ao lanço para cada linha. As parcelas de palha de 0,4 x 0,6 m foram delimitadas por segmentos de estaca (de 10 cm) enterradas pela metade, colocadas nas extremidades de cada parcela para sua posterior localização nas coletas mensais. Os segmentos de estaca foram também pintados de branco, para serem mais visíveis no campo. Finalmente, as parcelas de palha foram cobertas com malha plástica de 2 cm, para

proteção desses resíduos de palha dos agentes externos, seja vento, água ou animais que pudessem perturbar o experimento. Permitindo igualmente o desenvolvimento às plantas de milho e o desenvolvimento normal da decomposição dos resíduos na camada mais superficial do solo.

Figura 2 – Distribuição de parcelas no experimento instalado a campo em dezembro de 2016, para avaliação da decomposição de palha de aveia na superfície do solo em sistema de plantio direto com cultura de milho e aveia preta. Os quadros cinza representam as parcelas individuais de palha (de 0,4 x 0,6 m), cada linha é um tratamento, as cinco linhas representam um bloco. As dez unidades experimentais na linha representam os 10 tempos de coleta.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

A coleta de palha foi feita mensalmente, tomando os resíduos remanescentes nas parcelas. Os resíduos foram acondicionados em sacolas plásticas e secos em estufa a temperatura constante de 65°C, para determinar a quantidade de massa seca. Para avaliação de N total, a massa de palha foi moída e peneirada em malha de 53µm, para fazer determinação de N em analisador elementar.

A determinação de N remanescente na palha foi ajustada por regressão a um modelo de regressão exponencial. A estimativa da concentração de C na palha de aveia foi baseada nos valores médios reportados por AITA et al., (2001); AITA et al., (2006); GIACOMINI et al., (2008) e MAFRA et al., (2014), de  $400 \text{ g kg}^{-1}$  de C, a partir da qual foi determinada relação de C/N da palha. A decomposição da biomassa e concentração remanescente de N na palha, assim como as relações C/N desses resíduos foi ajustada no SIGMAPLOT, com indicação do  $R^2$  de cada tratamento.

### 5.3 EXPERIMENTO 3. CARBONO ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO

As frações de C orgânico no solo, total e particulado (COT e COP) foram avaliadas em Cambissolo Húmico alumínico argiloso, em parcelas do experimento a campo iniciado em 2012. Os tratamentos avaliados foram aplicações de DLS e ureia, mais uma testemunha sem fertilização. As aplicações de fertilizante foram superficiais sobre condições de plantio direto, com rotação de aveia preta e milho. As aplicações de fertilizantes ocorreram uma vez por ano, antecedendo à semeadura de milho em dezembro, utilizando as doses recomendadas pelo manual de adubação e calagem para a região SC/RS.

As amostras de solo foram coletadas no início do 2018 para analisar COT e COP, sendo utilizado trado calador para obter amostras compostas, com 10 pontos ao acaso, amostrados na camada de 0 a 20 cm, para cada tratamento. O solo coletado foi levado ao laboratório, secado em estufa a  $65^\circ\text{C}$  e separado, uma fração foi peneirada diretamente em malha  $53\mu\text{m}$  para levar ao analisador elementar que determinou o COT. Enquanto outra fração de 20 g foi utilizada para determinação de COP como descreve BERTOL et al., (1998) e CARMO et al., (2012), sendo a amostra submetida a agitação por 15 horas na presença de 60 ml de hexametafosfato de sódio na concentração de  $5 \text{ g L}^{-1}$ . Em seguida a suspensão foi passada em peneira de  $53\mu\text{m}$ , com ajuda de jato de água. Obteve disso o COP associado à fração areia, logo seco em estufa a  $65^\circ\text{C}$ , quantificado em relação a sua massa e moído para logo determinar o C em analisador elementar.

Para os resultados obtidos, foi feita comparação de médias por análise de variância de uma via (ANOVA) usando o programa STATISTICA 7.0, avaliando assim diferenças entre os tratamentos, sendo previamente confirmado como requisito dos dados, sua distribuição normal para efetivação da prova estatística.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

As perdas diárias e acumuladas, de amônia mostraram o efeito simples dos fatores avaliados. As fontes de N foram semelhantes quanto as perdas de  $\text{NH}_3$ , só houve diferença no 1º dia, com perdas maiores nos tratamentos com DLS. Houve diferenças nos 7 dias da incubação entre as doses de N, com perdas maiores na maior dose ( $200 \text{ m}^3$  com  $660 \text{ mg kg}^{-1}$  N), perdas intermédias na dose  $50 \text{ m}^3$  ( $165 \text{ mg kg}^{-1}$  N) e menor perda na testemunha. A forma de aplicação apresentou maiores perdas nas aplicações superficiais do que com incorporação dos fertilizantes. A cobertura de palha, com diferenças no 3º, 4º e 5º dia de incubação, com perdas maiores nos solos sem cobertura do que aqueles com cobertura. Os resultados da análise de variância são expostos no APÊNDICE A.

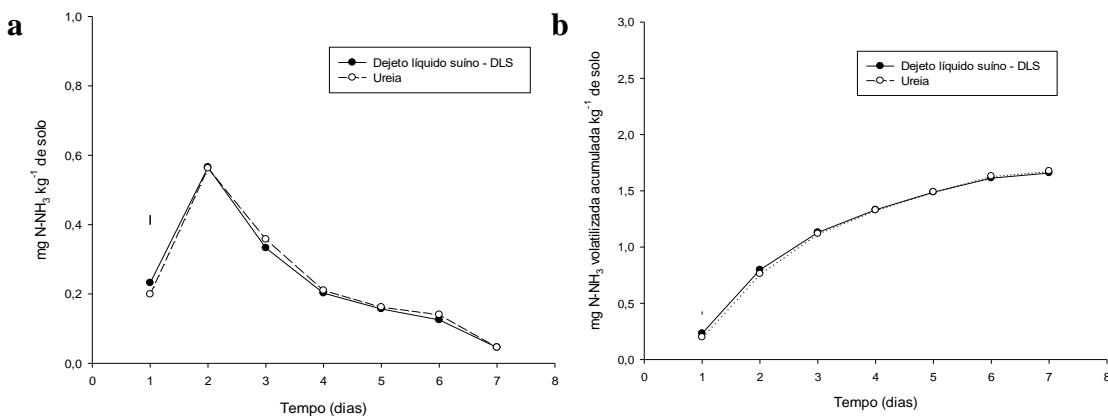
#### 6.1.1 Fonte de N

As emissões de  $\text{NH}_3$  foram semelhantes entre as fontes de N, DLS e ureia (Figura 3, APÊNDICE B e C), com exceção da primeira avaliação, 12 horas após fertilização, quando houve maior perda nos tratamentos com DLS. Resultado similar foi encontrado por RAUBER et al., (2017a), que reportaram maiores volatilizações de  $\text{NH}_3$  nos tratamentos com DLS em comparação com ureia. Essa diferença nas emissões de  $\text{NH}_3$  no primeiro dia pode ter ocorrido devido à predominância do N amoniacal no DLS, enquanto os tratamentos com ureia demoram mais porque a volatilização da  $\text{NH}_3$  só começaria após a hidrólise enzimática que libera o N amoniacal.

O pico máximo de volatilização ocorreu no 2º dia de avaliação, após 36 horas da fertilização, com  $0,56 \text{ mg kg}^{-1}$  de N para ambos tratamentos, o que corresponde a 47,8 e 45,5% do N total volatilizado, acumulado até esse dia (Figura 3a). Esse comportamento expressa uma alta taxa inicial de volatilização logo após a adubação. O pico de maior volatilização coincidiu com o dia onde teve o máximo de temperatura diária, até  $40^\circ\text{C}$  (ver Figura 1, na metodologia e Figura 3a), concordando com o reportado por RAUBER et al., (2017a). Os acumulados totais de  $\text{NH}_3$  para esses tratamentos chegaram a 1,65 e  $1,67 \text{ mg kg}^{-1}$  de N para DLS e ureia, respectivamente (Figura 3b). Esses resultados refletem baixas perdas de N por volatilização em comparação com o que reportaram por DA ROS et al.,

(2005), com perdas de 17% do N aplicado na fertilização com ureia, ou BASSO et al., (2004) que reportaram perdas de 19% para a dose menor de DLS ( $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  equivalente a  $14,9 \text{ kg ha}^{-1}$  de N).

Figura 3 – Volatilização de  $\text{NH}_3$ , diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, avaliando o efeito simples da fonte de N. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de t (5%).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Porém, PELSTER et al., (2018) também reportaram baixas perdas de  $\text{NH}_3$  volatilizada, entre  $0,25$  e  $12,1 \text{ mg kg}^{-1}$  de N, correspondente a  $0,04$  e  $17,3\%$  do N aplicado inicialmente após fertilização com ureia com  $140 \text{ kg ha}^{-1}$  de N, após incubação por 28 dias em condições controladas, atribuindo isso aos altos conteúdos de argila no solo avaliado. Concordando com CANTÚ et al., (2017), que defendem que solos com maiores conteúdos de argila sofrem menores perdas de  $\text{NH}_3$  volatilizada pela sua capacidade de reter o  $\text{NH}_4$  na sua estrutura. Além disso, as partículas de argila alteram a distribuição do tamanho dos poros no solo, fazendo mais longa a difusão do  $\text{NH}_4$  e com isso reduzindo a  $\text{NH}_3$  volatilizada. RAUBER et al., (2017a) associam também as menores perdas de  $\text{NH}_3$  volatilizada, com a ausência de íons  $\text{H}^+$  na solução do solo, após correção do pH. Mantendo o  $\text{NH}_4$  no solo, evita-se a transformação para amônia.

Contrário do reportado nesta pesquisa, CANTÚ et al., (2017) tiveram maiores perdas de  $\text{NH}_3$  volatilizada com aplicação de ureia do que com aplicação do DLS. Os tratamentos com ureia, só conseguiram reduzir suas emissões de  $\text{NH}_3$  com o uso de inibidores, como o CDC e a uréase, igualando às perdas que sofreu a testemunha. Isto em solo bem drenado, Haplic Acrisol (Alumic Rhodic). Da mesma forma, NIRAULA et al.,

(2017) reportaram maiores perdas de  $\text{NH}_3$  quando aplicada ureia em comparação com os dejetos bovinos. Sendo os dejetos em estado líquido, condicionantes de um ambiente com alto pH e altos conteúdos de água, reduzindo com isso a taxa infiltration no solo aumentando o risco de volatilização da  $\text{NH}_3$ . Possivelmente nesta pesquisa não aconteceu isso porque a quantidade de água no DLS não foi suficiente para reduzir a infiltration do solo, ainda que as perdas de amônia foram baixas.

Os valores de N mineral no solo ao final da incubação foram similares nos tratamentos com DLS do que a testemunha (dose 0  $\text{m}^3$ ), 32,5 e 29,6  $\text{mg kg}^{-1}$  de N respectivamente. Similaridade que também reportou CANTÚ et al., (2017), o que confirma a lenta taxa de mineralização do N nítrico e amoniacal nas aplicações de DLS. No tratamento com ureia o N mineral acumulado no solo foi significativamente maior, 56,1  $\text{mg kg}^{-1}$  de N, indicando possível risco de perdas de nitrato por lixiviação já que a volatilização não aumentou mais do que o tratamento com DLS. Situação que poderia mudar com o cultivo onde a planta vai absorver parte desse  $\text{NO}_3^-$  liberado no solo.

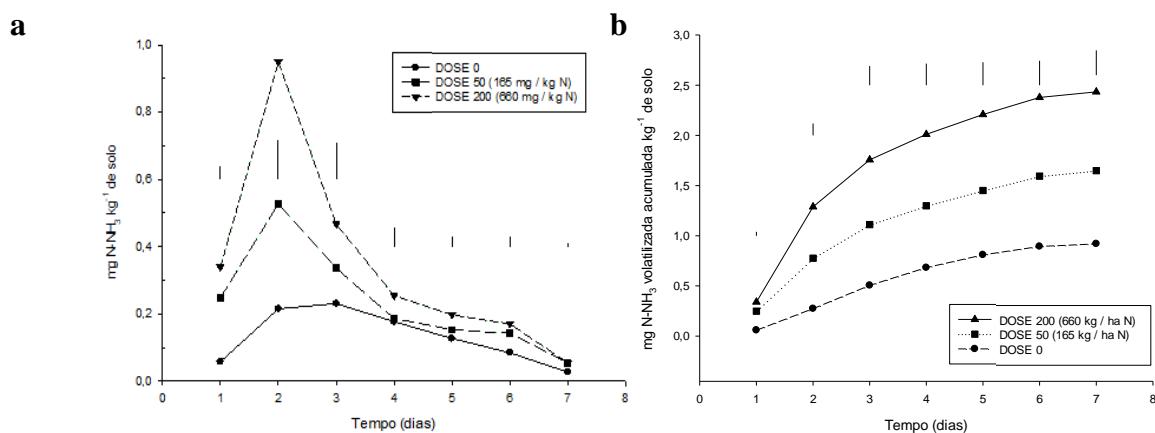
### 6.1.2 Dose de nitrogênio

As perdas de amônia aumentaram com a dose de N (Figura 4, e APÊNDICES D e E), o que também foi verificado em outros estudos (BASSO et al., 2004; OLIVEIRA, 2017). As quantidades totais perdidas de N atingiram 2,43; 1,64 e 0,92  $\text{mg kg}^{-1}$  de N nos tratamentos 200, 50 e 0 (testemunha)  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS, respectivamente (Figura 4b). Sendo a dose 200  $\text{m}^3$  a que teve as maiores perdas da  $\text{NH}_3$  volatilizada, ao comparar com a dose de 50  $\text{m}^3$  e com a testemunha. Contudo, essas perdas totais acumuladas, representaram só 2,95% dos 330  $\text{mg kg}^{-1}$  de N aplicado. Enquanto que OLIVEIRA, (2017) reportou perdas maiores em comparação com este estudo, entre 6,85 e 18,5 % do total aplicado. O que pode estar associado a outros fatores, como umidade dentro da unidade experimental, já que isto pode ter influenciado a formação da  $\text{NH}_3$  com a diluição do  $\text{NH}_4$  na solução do solo, diminuindo a transformação para  $\text{NH}_3$ .

O pico máximo de volatilização ocorreu no 2º dia (Figura 4a), com perdas de 0,95; 0,53 e 0,22  $\text{mg kg}^{-1}$  de N, o que representou o 53, 47 e 29% do N total perdido, para as doses 200, 50 e 0 (testemunha)  $\text{m}^3$ , respectivamente. Similar a esses resultados BASSO et al., (2004), reportaram picos máximos de volatilização de  $\text{NH}_3$  24 horas após fertilização, atingindo 50, 53 e 45 % do total das perdas ocorridas até 6 dias após aplicação de DLS, nas

doses 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Perdas que aumentaram até 70, 71 e 68 % nas 48 horas após fertilização. Porém, as perdas aqui registradas, foram consideradas baixas em comparação com os picos máximos de volatilização obtidos por OLIVEIRA, (2017), que atingiu até 2 mg kg<sup>-1</sup> de N para o 5º dia da incubação. Ainda assim, as tendências nas curvas de volatilização mostram alta taxa de volatilização da NH<sub>3</sub>, sendo as maiores doses, as mais vulneráveis a sofrer perdas. Assim altas doses de N no uso de fertilizantes devem ser rigorosamente avaliadas, para minimizar as perdas de N por volatilização.

Figura 4 – Volatilização de NH<sub>3</sub>, diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, em várias doses, sendo 0, 50 e 200 m<sup>3</sup> de DLS, equivalente a 0, 166 e 660 mg kg<sup>-1</sup> de N aplicado, respectivamente. Avaliando o efeito simples da dose usada. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Na fertilização com DLS, a falta de controle quanto à concentração de massa seca e conteúdo de nutrientes no DLS na região sul do Brasil, tem gerado maior dificuldade no controle das quantidades de nutrientes aplicadas, o que deve ser melhor avaliado, já que esse resíduo possui perto do 70 % do N amoniacal, suscetível a perdas. Porém as doses menores poderiam conseguir maior eficiência no uso do N (BASSO et al., 2004). Além disso, o estado líquido dos DLS poderia causar saturação da água no solo, quando aplicadas doses muito altas. É por isso que, propõe-se para culturas com altos requerimentos de nutrientes, a aplicação parcelada de várias doses menores do esterco, como alternativa à aplicação de altas doses de N. Visando com essa prática, sincronizar as

aplicações dos adubos com os períodos de maior demanda de nutrientes pelas plantas cultivadas, desta maneira diminuem-se os riscos de grandes perdas de N por volatilização.

O N mineral remanescente no solo, contrário às perdas de amônia, não teve diferenças entre as doses, com teores médios para cada tratamento de 29,6; 56,2 e 47,1 mg kg<sup>-1</sup> de N, para as doses 0, 50 e 200 m<sup>3</sup>, respectivamente. Esses teores não mostraram relação com as aplicações iniciais, que foram de 165 e 660 mg kg<sup>-1</sup> de N para doses 50 e 200 m<sup>3</sup>, o que pode indicar a imobilização de N pela biota do solo, em vista das pequenas quantidades perdidas por volatilização.

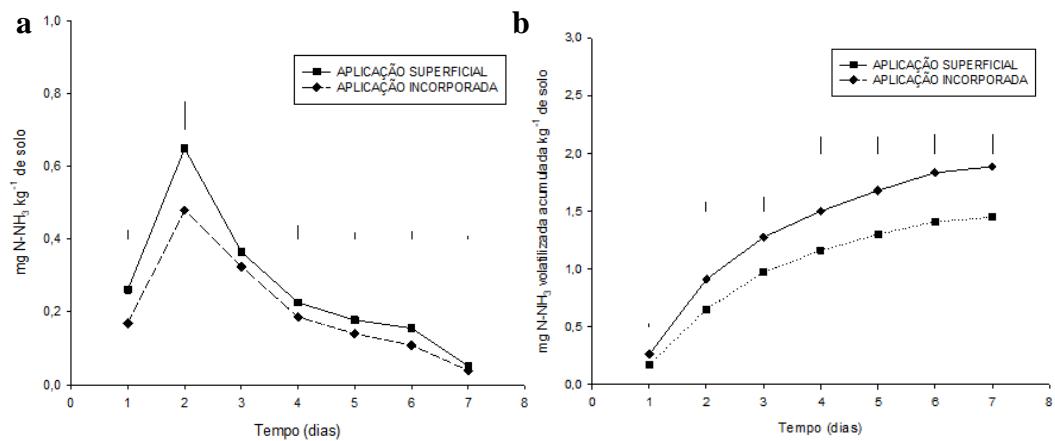
### 6.1.3 Forma de aplicação

A volatilização de amônia foi maior nas aplicações superficiais, diminuindo significativamente nos tratamentos com incorporação dos fertilizantes (Figura 5, e APÊNDICES F e G). Resultado similar foi do reportado por ROCHETTE et al., (2001) e (2013); COSTA et al., (2014); RAUBER et al., (2017a); CANTÚ et al., (2017); OLIVEIRA, (2017) com redução nas perdas de amônia ao incorporar o DLS ou a ureia, em sistema de plantio direto, devido à menor exposição do fertilizante com o ar e maior retenção de amônio (NH<sub>4</sub>) pelas partículas do solo, o que evita sua transformação à amônia (NH<sub>3</sub>). BASSO et al., (2004) e SMITH et al., (2009) afirmam que essas reduções são maiores quanto menor é o tempo entre a aplicação dos fertilizantes e sua incorporação no solo, devido a que as perdas iniciais ocorrem nas primeiras horas após fertilização.

Os totais acumulados da NH<sub>3</sub> perdida atingiram 1,89 e 1,45 mg kg<sup>-1</sup> de N nos 7 dias de incubação, para as aplicações superficiais e incorporadas, respectivamente (Figura 5b). Isso representou perdas de 0,57 e 0,44 % do N aplicado na dose 200 m<sup>3</sup>, e de 2,29 e 1,75 % do N aplicado na dose 50m<sup>3</sup>, para aplicações superficiais e incorporadas, respectivamente. A diminuição na volatilização da NH<sub>3</sub> com a incorporação dos adubos foi de 10% para a dose de 200 m<sup>3</sup> de DLS, e de 0,54% para a dose de 50 m<sup>3</sup>. Similar disso, ROCHETTE et al., (2013) reportaram emissões menores do 1 % de NH<sub>3</sub> nas primeiras 160 h (6 – 7 dias) após aplicação de ureia. Essas pequenas perdas indicaram pequenos aumentos na concentração de NH<sub>4</sub> na superfície do solo e por isso, pouca síntese de NH<sub>3</sub>. Provavelmente as baixas volatilizações se deveram ao estado do adubo aplicado, uma vez que a ureia foi previamente dissolvida em água, e o DLS encontra-se em estado líquido. Isto permitiu melhor distribuição dos fertilizantes no solo, evitando a exposição superficial

do NH<sub>4</sub> e diminuindo seu risco às perdas, como relatado em solos agrícolas por COSTA et al., (2014).

Figura 5 – Volatilização de NH<sub>3</sub> diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, em duas formas de aplicação dos fertilizantes no solo, superficial e incorporado. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Outros aspectos importantes na volatilização de NH<sub>3</sub>, são a quantidade de argila no solo, sua CTC e a capacidade tampão do solo segundo seu pH. Essas três propriedades do solo, podem diminuir significativamente a difusão do gás, pela sua capacidade de reter o íon NH<sub>4</sub> no solo. Também, a distribuição dos macro e micro-poros no perfil do solo pode interferir na difusão do gás NH<sub>3</sub>. Desta maneira, resultados baixos ocorreram em trabalhos com condições controladas, onde os menores teores de N perdido resultaram da menor exposição dos adubos ao ar, favorecendo a adsorção e retenção do NH<sub>4</sub> nas partículas do solo (RAUBER, 2015).

Por outra parte, DELL et al., 2012 reportaram perdas acumuladas maiores de NH<sub>3</sub> entre 35 e 63 mg kg<sup>-1</sup> após aplicação superficial do dejeto bovino, sendo essa forma de aplicação, a que causa maior vulnerabilidade às perdas de N. Assim como também reportaram diminuições até menos do 10% das volatilizações obtidas, quando os adubos foram incorporados na camada superficial do solo.

Outros autores reportam fluxos maiores de NH<sub>3</sub> como CANTÚ et al., (2017), que registraram diminuições das perdas de NH<sub>3</sub> de até 86% com a incorporação dos adubos. Porém, estes autores reportam que grandes perdas de N com aplicação superficial, ocorrem

pela falta de irrigação no momento prévio da fertilização, confirmando assim o efeito que tem a umidade associada à incorporação do fertilizante, na redução da volatilização de N.

O maior pico de volatilização foi registrado no segundo dia de avaliação, perdendo 0,65 e 0,48 mg kg<sup>-1</sup> de N, nos tratamentos superficiais e incorporados, respectivamente (Figura 5a). Sendo o acumulado perdido até esse segundo dia, de 48,2 e 44,83 % do N total volatilizado (Figura 5b). Após o pico máximo de volatilização, houve decréscimo nas taxas de perdas de NH<sub>3</sub> em função da redução da concentração de NH<sub>4</sub> na interfase solo/dejetos. Esses picos máximos de volatilização foram pequenos em comparação com os máximos picos diários obtidos por OLIVEIRA, (2017), que atingiram valores próximos aos 2 mg kg<sup>-1</sup> de N para aplicações superficiais e incorporadas dos DLS, superando quase quatro vezes as perdas reportadas em esta pesquisa. COSTA et al., (2014) reportaram até 64 mg kg<sup>-1</sup> de N volatilizado nas primeiras 72 horas após fertilização com DLS, valores que diminuíram até o 40% com a incorporação dos adubos no solo. A variação nas taxas de emissão de NH<sub>3</sub> entre os estudos é comum, pois a volatilização depende de fatores como a aeração, pH, e textura do solo. Sendo a incorporação dos adubos, a melhor prática para mitigar essas perdas de N, sempre que o solo tenha uma boa drenagem DELL et al., (2012).

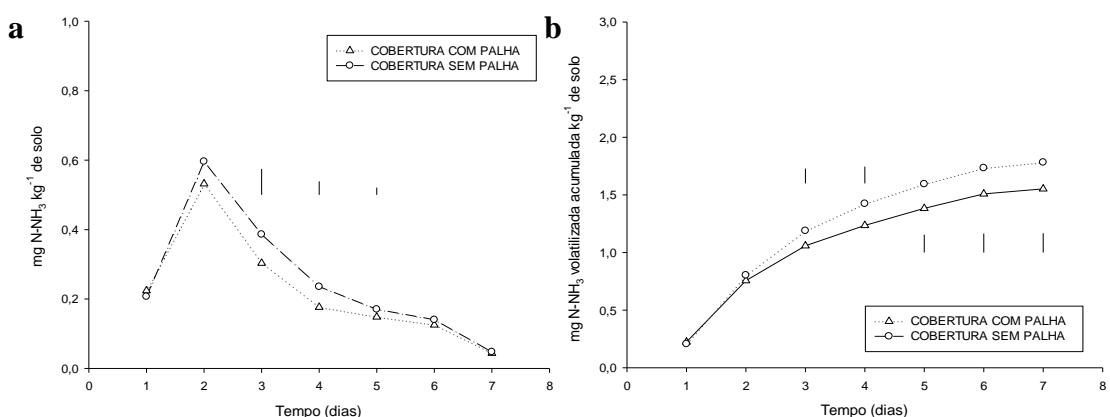
Além de diminuir as perdas de NH<sub>3</sub>, a incorporação dos adubos pode favorecer o suprimento de nutrientes, que são disponibilizados às plantas na região de maior crescimento radicular. LABOSKI et al., (2013) relatam que a incorporação do DLS incrementou o rendimento nos grãos de milho em 12 % após quatro anos de experimento em Canadá, em solo com pouca drenagem e teor alto de matéria orgânica. A incorporação dos fertilizantes no solo representa uma alternativa eficiente no controle da volatilização de NH<sub>3</sub>, diminuindo a área de exposição dos adubos frente à ação do vento, em relação à aplicação superficial (DELL et al., 2012; OLIVEIRA, 2017).

A concentração média de N mineral remanescente no solo, para as formas de aplicação dos fertilizantes, foi 38,6 e 50,0 mg kg<sup>-1</sup> de N nos tratamentos superficiais e incorporados, respectivamente. Esses valores representam entre o 5,8 e 7,6 % do N aplicado inicialmente para a dose de 200 m<sup>3</sup>, e entre 23,4 e 30,4 % do N aplicado inicialmente para a dose de 50 m<sup>3</sup>, isto para aplicações superficiais e incorporadas, respectivamente. O que evidencia a maior retenção de N mineral no solo com as doses menores, assim como um aumento menor, no N mineral quando incorporado o fertilizante ao solo.

### 6.1.4 Cobertura do solo

As maiores perdas por volatilização de amônia ocorreram nos tratamentos *sem* cobertura de palha, do que nos tratamentos *com* cobertura, com diferenças somente no 3º, 4º e 5º dia de avaliação (Figura 6, e APÊNDICES H e I). Essa diferença pode ser devido ao efeito da palha na superfície do solo, com formação de microclima mais ameno e úmido em relação aos solos descobertos, causando retenção do NH<sub>4</sub> presente na fração líquida do solo (DA ROS et al., 2005; OLIVEIRA, 2017). A diminuição nas perdas de amônia em solos com cobertura de palha de aveia, também foi reportada por GONZATTO et al., (2013) que aplicou DLS em solos descobertos e solos com cobertura de palha, observando diminuição do 34% nas emissões de amônia, quando o solo mantém sua cobertura. Este resultado foi atribuído à ação dos microrganismos decompositores da palha que imobilizam o N amoniacal que provém do DLS, diminuindo eficientemente as perdas de NH<sub>3</sub>. Assim destaca-se, a importância da presença dos resíduos culturais quando os fertilizantes são aplicados na superfície do solo. Ainda que os valores obtidos nesta pesquisa sejam menores dos reportados na bibliografia, as tendências entre tratamentos foram as mesmas observando diminuição do 12,92% nas perdas de amônia para os solos com cobertura de palha, em comparação com solos sem palha.

Figura 6 – Volatilização de NH<sub>3</sub>, diária (a) e acumulada (b), após aplicação de DLS e ureia em Cambissolo Húmico, sem e com cobertura de palha de aveia na superfície do solo. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste t (5%).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Outros autores como NIRaula et al., (2017) reportaram as mesmas tendências quando utilizada a palha de trigo como cobertura de solo, sendo um solo profundo, argiloso e com pouca drenagem. Tratamentos com dejeto bovino tiveram 10,2% maior volatilização de NH<sub>3</sub> que tratamentos com aplicação de dejeto bovino junto a resíduos de trigo. E ainda maiores foram as diferenças das aplicações de dejeto bovino com a testemunha, com 77% mais perdas no primeiro. Essa volatilização maior em solo com fertilizante e sem resíduos vegetais, deve-se a que os dejetos bovinos têm grandes quantidades de NH<sub>4</sub>, o que favorece a volatilização da NH<sub>3</sub>. Ao contrário a palha de trigo tem baixa quantidade de N mineral e alta quantidade de C, o que pode promover a imobilização do N amoniacal, resultando em menores volatilizações de NH<sub>3</sub>.

Já em resultados reportados por OLIVEIRA, (2017) observou-se maiores emissões de NH<sub>3</sub> no solo com cobertura de palha de milho. o que foi justificado pela aceleração na decomposição da palha, gerada com as aplicações de DLS na superfície, prática comum no sistema de plantio direto. Além disso, a presença dos resíduos também reduz o contato do fertilizante com o solo, o que mostra a importância de que sejam avaliadas as causas determinantes dessa redução nas emissões de NH<sub>3</sub> procurando variar a qualidade e a quantidade dos resíduos culturais (GONZATTO et al., 2013).

Os picos máximos de volatilização ocorreram no segundo dia, atingindo o 0,60 e 0,53 mg kg<sup>-1</sup> de N para os tratamentos *sem* e *com* palha respectivamente (Figura 6a), o acumulado para esse momento representou o 45 e 49 % do N perdido nas primeiras 36 horas de incubação, considerado baixo ao comparar com o 80% das emissões de amônia que ocorreram nas primeiras 22 horas após aplicação do DLS em solo Argissolo Vermelho distrófico arênico no RS (GONZATTO et al., 2013). Essas altas taxas de volatilização são consequência da alta concentração de N amoniacal que tem o DLS além do seu alto pH, que gera um ambiente alcalino nas suas proximidades, propício para a desprotonação do amônio e formação de amônia. Além disso, a volatilização de amônia pode ser favorecida pelo possível efeito em solo sem cobertura, com o DLS na obstrução dos poros do solo, mais ainda com doses maiores, isso pela fração orgânica particulada dos DLS que diminui a infiltração e aumenta a concentração de N amoniacal na superfície do solo, facilitando sua volatilização como NH<sub>3</sub> (GONZATTO et al., 2013).

A concentração média de N mineral presente no solo ao final da incubação foi de 41,9 e 46,7 mg kg<sup>-1</sup> para tratamentos sem e com cobertura, respectivamente.

Assim, em linhas gerais para os quatro fatores, as perdas diárias de amônia aumentaram rapidamente do primeiro ao segundo dia, entre as 12 e 36 horas após fertilização. Os valores máximos de volatilização de  $\text{NH}_3$  ocorreram no segundo dia da incubação, e foram próximos a  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  de N. Depois disso, no terceiro dia de avaliação, as perdas diminuíram rapidamente e a taxa de volatilização se manteve estável até o final do experimento, no dia 7, quando foram menores de  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  de N.

Entre os fatores avaliados, a dose de N e a forma de aplicação foram as mais importantes para aumentar as perdas de N volatilizado, com perdas significativamente menores para as doses menores de N aplicado e com a prática da incorporação dos fertilizantes no solo, como é reportado por inúmeros autores (ROCHETTE et al., 2001; BASSO et al., 2004; SMITH et al., 2009; OLIVEIRA, 2017; RAUBER et al., 2017a). A cobertura de palha teve menor efeito, mas ainda positivo sobre a diminuição nas emissões de  $\text{NH}_3$ , embora possa haver efeito contrário para outros tipos de palha, como OLIVEIRA, (2017) que testou as emissões de amônia com palha de milho como cobertura. Finalmente fonte de N ou fertilizante utilizado, não afetou as emissões de amônia, o que também foi confirmado por RAUBER et al., (2017a), possivelmente devido a que ambos fertilizantes têm como fonte de N as formas amoniacais principalmente. Porém, as volatilizações avaliadas mantiveram valores baixos o que pode ser explicado, segundo DELL et al., (2012) por serem solos argilosos, que têm menor tendência a perder N na forma de amônia pela sua maior capacidade de reter o  $\text{NH}_4$ .

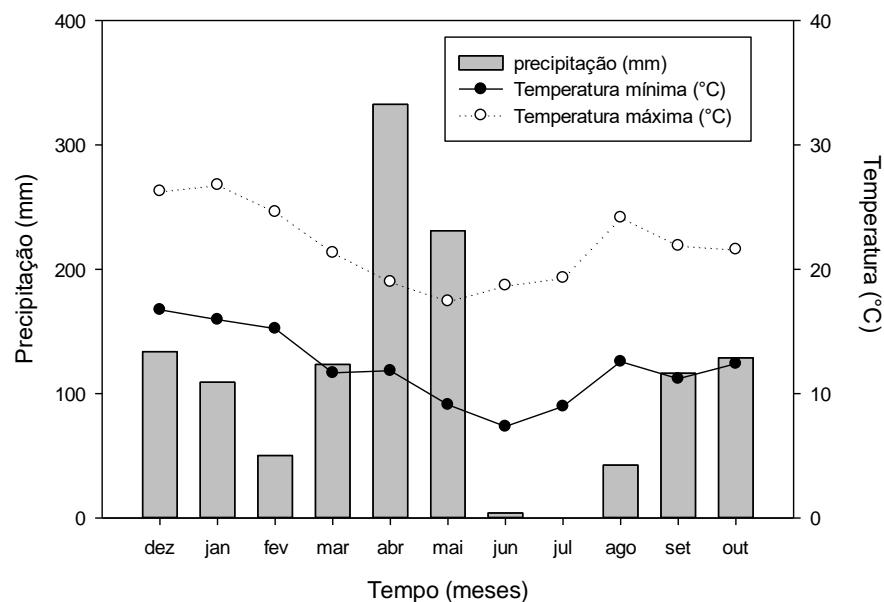
## 6.2 DECOMPOSIÇÃO DA PALHA DE AVEIA PRETA E LIBERAÇÃO DE N

A massa inicial de palha utilizada foi,  $5,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ , quantidade próxima à cobertura avaliada por AITA et al., (2001), que reportou  $4,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de massa seca de palha de aveia preta, em Argissolo Vermelho distrófico arênico no RS, sob clima Cfa. Porém, ALMEIDA et al., (2014) verificou que diferentes quantidades de resíduo não têm influência na sua taxa de decomposição, sendo a relação C/N o principal determinante da mineralização ou imobilização do N da biomassa da palha.

Também, é sabido que a decomposição dos resíduos culturais pode ser amplamente influenciada pelas condições climáticas locais. Sabendo que as maiores perdas de biomassa ocorrem em condições de alta umidade e alta temperatura. Observa-se as maiores precipitações entre abril e maio, o que foi seguido de um período seco entre junho e agosto,

com precipitações quase inexistentes, coincidindo isso com os meses mais frios do ano (Figura 7).

Figura 7 – Precipitações acumuladas e temperaturas médias mensais durante o período do experimento de decomposição da palha de aveia, entre janeiro e outubro do 2017, em Lages, SC. Registro do Laboratório de Uso e Conservação do Solo, CAV- UDESC.

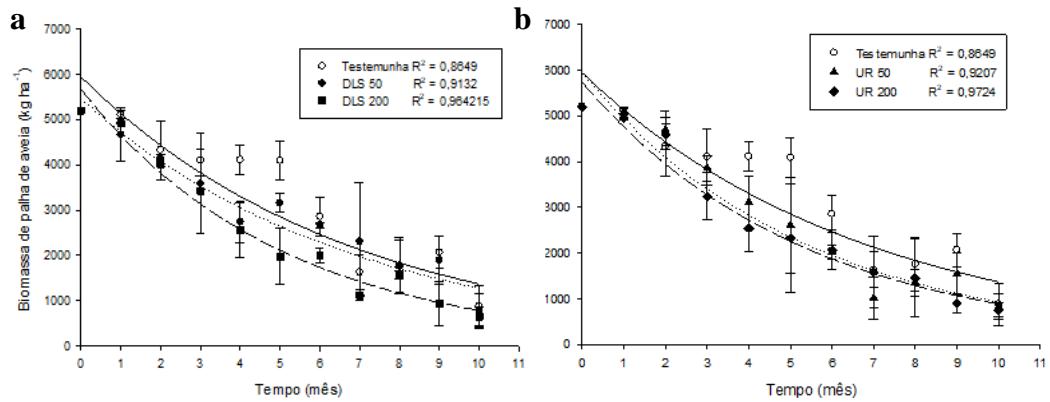


Fonte: Elaborado pela autora, 2018

Nesse sentido, a perda de massa nos primeiros seis meses (de janeiro até junho) foi de  $2,75 \text{ Mg ha}^{-1}$  na média entre os tratamentos, o que representou 53% das perdas da biomassa de palha (Figura 8). Isto se considera uma baixa taxa de decomposição da palha, sendo que perdas maiores foram reportadas por BERTOL et al., (1998), ao avaliar a decomposição de palha de aveia com uma cobertura inicial de  $8,1 \text{ Mg ha}^{-1}$  para Cambissolo Húmico álico, com perdas do 80% da palha nos seis meses de avaliação. Os resultados nesta pesquisa, possivelmente se devem à inibição da atividade biológica nos organismos decompositores no período de inverno (ALMEIDA et al., 2014).

A aplicação de fertilizantes e o aumento nas doses de N estimulou decomposição da palha de aveia, sendo igual a tendência para os tratamentos com DLS (Figura 8a) e com ureia (Figura 8b). Maior decomposição para as doses  $200 \text{ m}^3$  de DLS, equivalente a  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  de N de ureia, e a menor decomposição nos tratamentos testemunha, sem fertilização.

Figura 8 – Biomassa de palha de aveia preta remanescente por mês, avaliando tratamentos com aplicações de DLS (a) e ureia (b), em diferentes doses (0, 50 e 200 m<sup>3</sup>) avaliado de dezembro de 2016 a outubro de 2017.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

Sabe-se que a composição da palha e dos DLS pode alterar a estrutura da comunidade de microrganismos presentes na biomassa microbiana, devido à sua elevada capacidade de resposta frente às ofertas de C orgânico e N na biomassa, o que afeta a decomposição dos resíduos superficiais (AITA et al., 2006; ALMEIDA et al., 2014). Nesta pesquisa evidenciou-se o estímulo provocado pelos fertilizantes nitrogenados sobre a decomposição da palha de aveia, com aumento na decomposição quando foram aplicados fertilizantes nitrogenados sobre os resíduos. Embora as perdas não foram as maiores reportadas, provavelmente devido à vulnerabilidade do N amoniacal adicionado, que pode ser perdido por lixiviação ou escoamento superficial com o excesso de água, ou pela retenção dos compostos nitrogenados na palha, com menor deslocamento ao solo (AITA et al., 2006).

Porém, as aplicações de fertilizantes sobre os resíduos podem ter aumentado a velocidade de decomposição da palha, como observado em DLS 200, possivelmente devido à labilidade deste material rico em N (Figura 8), representando uma fonte de energia para os microrganismos presentes, e ativando assim o processo de decomposição (AITA et al., 2006; GIACOMINI et al., 2008).

Outra forma de avaliar o processo de decomposição é pelo tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) dos resíduos vegetais. O que se refere ao tempo que demora em decompor a metade da biomassa dos resíduos culturais presentes no solo. Nos tratamentos avaliados, foi a testemunha quem teve o maior  $t_{1/2}$ , com 171 dias (5,7 meses) para decompor 2,6 Mg ha<sup>-1</sup>

da biomassa de palha de aveia. Evidenciou-se diminuição do  $t_{1/2}$  com a aplicação dos fertilizantes sobre os resíduos de palha, sendo as doses maiores de N as que mostraram maior aceleração da decomposição, com  $t_{1/2}$  de 122 e 130 dias (próximo aos 4 meses) para tratamentos com DLS (200 m<sup>3</sup>) e ureia (300 kg ha<sup>-1</sup> N) respectivamente. A influência da fertilização nitrogenada sobre as taxas de decomposição dos resíduos superficiais de palha no sistema de plantio direto foi avaliada por ALMEIDA et al., (2014) que registraram  $t_{1/2}$  de 164 dias para resíduos de palha de aveia, avaliado entre outubro e março, em um Argissolo Vermelho distrófico arenoso, no RS, mostrando um  $t_{1/2}$  ligeiramente menor do que a testemunha nessa pesquisa, devido avaliação da decomposição ter sido feita no verão, com maior temperatura, associadas à maior atividade biológica no solo e com isso maior taxa de decomposição dos resíduos.

As taxas iniciais de decomposição dos resíduos culturais, são maiores e são relacionados com o ataque dos microrganismos na fração mais lábil, composta de proteínas e carboidratos simples. Em seguida há diminuição na velocidade de decomposição, permanecendo até o final a biomassa mais recalcitrante, com maior proporção de celulose e lignina (BERTOL et al., 1998). Essa variação coincidiu com a redução na temperatura que foi menor no 6º mês de decomposição, o que pode ter influenciado na diminuição nas perdas de biomassa de palha.

Ainda que as taxas de decomposição não foram altas, no período total do experimento – 10 meses, a redução da biomassa foi do 85%, representando uma biomassa final remanescente de 0,778 t ha<sup>-1</sup> na média dos tratamentos. Destaca-se que a persistência dos resíduos no solo pode variar com o manejo dado, seu grau de trituração e as condições de temperatura e umidade no local, da fertilidade do solo e o conteúdo de N presente no solo (BERTOL et al., 1998). Neste caso, com sistema de plantio direto, a manutenção dos resíduos culturais do solo por longos períodos, se deve ao pouco fracionamento da palha e a falta de revolvimento do solo, além do clima frio do local no inverno (com 900 m sobre o nível do mar), onde a decomposição é mais lenta. Situação que pode ser alterada com a aplicação de fertilizantes nitrogenados, que podem aumentar a taxa decomposição dos resíduos, relacionado isso com a redução nas relações C/N do material.

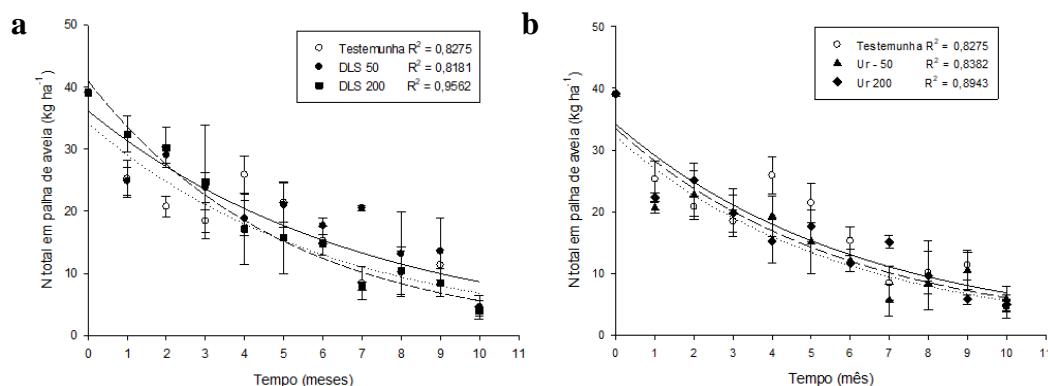
Em vista disso, além da quantidade de biomassa, deve-se levar em conta outros aspectos como a quantidade de N presente nessa biomassa. A alta produção de biomassa observada na aveia preta (5,2 Mg ha<sup>-1</sup>), caracteriza-se por ter baixas quantidades de N acumulado, principalmente quando comparada com espécies leguminosas, por exemplo

AITA et al., (2001), obtiveram conteúdos de N acumulados de 113 e 83,5 kg ha<sup>-1</sup> N para tremoço azul e para chicharo, respectivamente. Enquanto para a aveia preta foi 41,7 kg ha<sup>-1</sup> N, similar ao reportado nesta pesquisa com conteúdo inicial de N na palha de 39 kg ha<sup>-1</sup> N, o que pode justificar a taxa de decomposição dos resíduos.

Por outra parte, tem-se reportado por GIACOMINI, (2005) e ALMEIDA et al., (2014) que a palha de aveia preta pode provocar imobilização temporária do N e seria evidenciada pela baixa decomposição da palha.

Observou-se além disso, que o N total liberado da palha foi de 34 kg ha<sup>-1</sup> na média entre os tratamentos, representando o 88% do conteúdo inicial de N na palha de aveia preta. As diferenças entre os tratamentos são baixas, sendo as maiores liberações para as doses mais altas de N aplicado, e o tratamento de DLS 200 m<sup>3</sup> o que atingiu a maior liberação de N (Figura 9). Isto indica o efeito que tem a adubação nitrogenada em acelerar a liberação do N da palha, ainda que o material tenha comportamento recalcitrante.

Figura 9 – Conteúdo remanescente de nitrogênio na palha da aveia, por mês, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno (a) e ureia (b), período de avaliação, dezembro – outubro de 2017.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

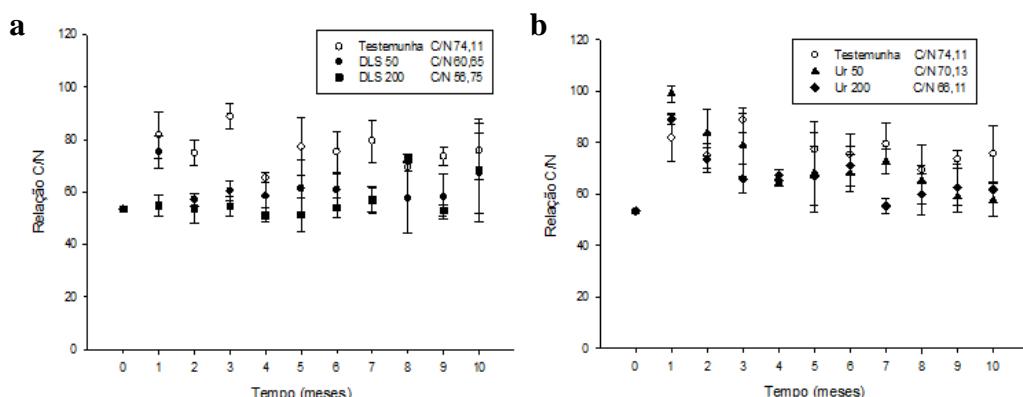
Ao comparar o tempo de meia-vida para o N, de acordo com as fontes utilizadas como fertilizante, observou-se  $t_{1/2}$  de 79 dias (2,6 meses) na média dos tratamentos com ureia, e  $t_{1/2}$  de 120 dias (4 meses) na média para os tratamentos com DLS, sendo os últimos os que presentam maior tempo para a liberação da metade do N, inclusive maior que para a testemunha que mostrou  $t_{1/2}$  de 97 dias (3,2 meses).

Concordando com GIACOMINI, (2005), que reportou a ausência de efeito do DLS sobre a decomposição dos resíduos, indicando que a palha de aveia promove imobilização do N amoniacal do DLS.

Por outra parte, a porcentagem de N liberado pela biomassa da palha de aveia correspondeu a 35% no primeiro mês, e 49% aos 3 meses, na média dos tratamentos. Semelhante a isso AITA et al., (2001), reportou 38% do N liberado no primeiro mês e 54% aos três meses, para a palha de aveia, característico da menor taxa de liberação de N que tem aveia em comparação com as leguminosas, nas quais se obteve liberação de N de 57 e 80% entre o primeiro e terceiro mês, respectivamente.

A magnitude do efeito que tem a adição de N sobre a decomposição de resíduos culturais depende principalmente da relação C/N do material adicionado ao solo, considerado assim as relações C/N como o principal parâmetro associado diretamente à magnitude do compartimento recalcitrante e inversamente relacionado com o compartimento lábil (AITA et al., 2006; GIACOMINI et al., 2008; ALMEIDA et al., 2014). Na sua avaliação AITA et al., (2001) reportaram relações C/N de 12,8 em leguminosas, e relações C/N de 34,9 em palha de aveia. Destaca-se que o equilíbrio nos processos microbianos de imobilização e mineralização de N, ocorre quando a relação C/N é 25. Sendo reportado nesta pesquisa, valores C/N de 74 na média para o tratamento testemunha, o que reflete a natureza recalcitrante desse material (Figura 10).

Figura 10 – Relação C/N na palha remanescente de aveia, por mês, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno (a) e ureia (b), período de avaliação, dezembro 2016 – outubro de 2017. Com coeficiente de variação nas barras verticais.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

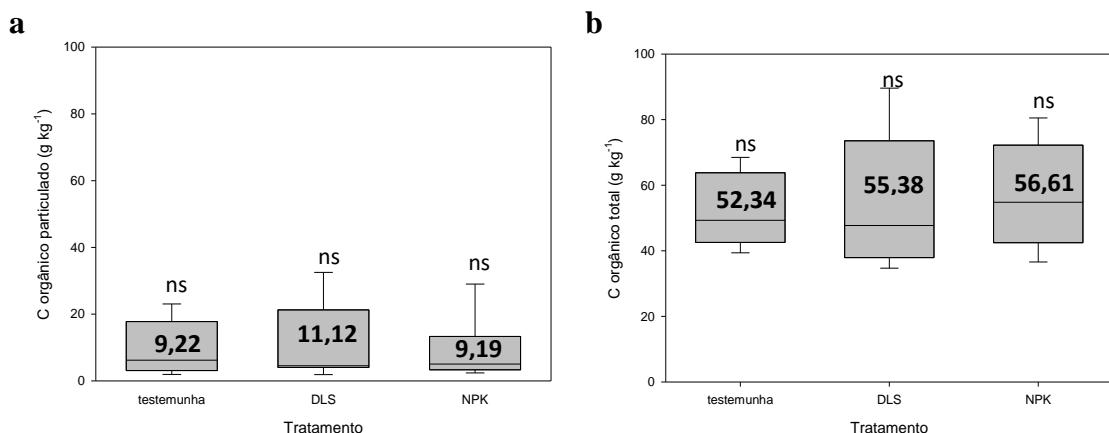
A relação C/N da palha diminuiu com a aplicação dos fertilizantes nitrogenados, respondendo à dose aplicada de N, com menor relação C/N para a maior dose de N. Mesmo assim, a relação C/N para DLS 200 (Figura 10a) e ureia 200, com 300 kg ha<sup>-1</sup> de N (Figura 10b) esteve associado com alta relação C/N.

Por outra parte, AITA et al., (2006) reportaram maiores taxas de liberação de C-CO<sub>2</sub> para tratamentos com aplicação DLS (menor relação C/N), comparado com tratamentos sem fertilização (maior relação C/N), essas últimas com liberações mais constantes de C, evidenciando o efeito que tem a adubação na relação C/N e a velocidade de decomposição dos resíduos, mesmo como o exposto nas Figuras 10, com menor relação C/N nos tratamentos com aplicação de DLS e ureia. Indicando com isso um comportamento similar na liberação do N quando comparados os resíduos de palha, com e sem aplicação de fertilizantes.

### 6.3 TEORES DE C ORGÂNICO TOTAL E PARTICULADO NO SOLO

As aplicações de fertilizantes não influenciaram os conteúdos de COT e COP do solo (Figura 11). Bem disseram OLIVEIRA et al., (2018) que grande parte do C presente na camada mais superficial do solo em sistemas de plantio direto, provem da constante cobertura de resíduos mantida no solo. Embora, AMADO et al., (2001) afirmam que a adubação mineral é um elemento importante para aumentar as taxas de adição de resíduos vegetais ao solo, e, portanto, acumular C orgânico no solo.

Figura 11 – Conteúdo de carbono orgânico particulado - COP (a) e carbono orgânico total – COT (b) no solo, para os tratamentos com aplicações de dejeto líquido suíno e ureia.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

Porém, os resultados obtidos podem estar relacionados à atividade biológica do solo, associada à adição de fertilizantes com baixa relação C/N, o que intensifica a mineralização da matéria orgânica pela alta disponibilidade de N (ANDRADE et al., 2016; RAUBER et al., 2017b).

Possivelmente o tempo de avaliação ainda é pequeno para perceber mudança na dinâmica do C, conforme citado por MAFRA et al., (2014), que reportaram manutenção do estoque de C orgânico em Latossolo Vermelho distroférreo em um período de 17 meses, entre 2010 e 2012, com aplicação de resíduos culturais e fertilizantes orgânicos (DLS) e mineral. Em outro estudo, DA SILVA et al., (2006) reportaram conteúdos estáveis de C em campo nativo e em sistema de plantio direto em avaliação realizada 17 anos após a implantação do manejo.

AMADO et al., (2001) reportaram conteúdos de  $27 \text{ g kg}^{-1}$  de C total em Argiloso no RS, sob sistema de plantio direto e rotação com milho/mucuna, e justifica que esse sistema mantém altos conteúdos de C no solo pelos altos aportes de matéria orgânica, além do não revolvimento do solo. Os menores estoques de C orgânico neste estudo só evidenciam maiores taxas de decomposição da matéria orgânica, provavelmente resultantes da baixa proteção física pela interação com minerais. Por outro lado, maiores teores de C orgânico total (Figura 11b) com  $52 \text{ g kg}^{-1}$  de C na camada de 0 a 20 cm, confirmando a capacidade de acumular C no sistema com plantio direto.

Deve-se lembrar que os principais fatores de manejo que influem no conteúdo de C no solo são o preparo do solo e os sistemas de rotação de culturas utilizadas, sendo as gramíneas (aveia e milho), espécies com alta capacidade de acumulação de biomassa seca, e isso associa-se com os altos conteúdos de C acumulado no solo. Além disso, o revolvimento da camada superficial do solo estimula a decomposição da matéria orgânica e rompe os agregados do solo, que atuam na proteção do C orgânico (BAYER e BERTOL, 1998 e OLIVEIRA et al., 2018).

Com respeito ao carbono orgânico particulado (COP) associado à fração grosseira do solo, encontraram-se valores próximos aos  $10 \text{ g kg}^{-1}$  entre os tratamentos (Figura 11a) que representam de 16 a 20% do COT avaliado no solo. Em outro estudo DAMACENA et al., (2008) registraram proporções de 27 e 33% do COT na forma de COP em solos com pastejo mínimo e sem pastejo, sendo neste caso os tratamentos com maior acumulação de C.

Por outra parte, OLIVEIRA et al., (2018) encontraram a maior proporção de COP em solos com agregados maiores, o que mostra relação dessa fração de C com a estruturação do solo, chave na sua conservação; assim também DAMACENA et al., (2008) asseguram que o COP se mostrou mais sensível do que o COT entre os tratamentos com diferentes intensidades de pastejo, atuando como indicador de intervenção nas práticas desenvolvidas no solo. Ainda que nesta pesquisa a diferença entre tratamentos não foi significativa para o COP, sabe-se que esta variável pode ser um reflexo da natureza lábil da matéria orgânica que está entrando constantemente no sistema, sendo maior nas camadas superficiais em função da decomposição dos resíduos vegetais depositados na superfície do solo. Assim reportou CARMO et al., (2012) reportam variações apenas no COP e não no COT, em virtude de diferentes aportes de C em avaliações em Latossolo Vermelho-amarelo, com diferentes consórcios de espécies forrageiras e gramíneas.

## 7 CONCLUSÃO

A volatilização de NH<sub>3</sub> aumentou com a dose de N, e diminuiu com a incorporação do fertilizante e com a presença de cobertura de palha de aveia na superfície do solo, sendo esses os fatores os mais influentes neste processo. A fonte de N não teve efeito significativo nas perdas de NH<sub>3</sub>, sendo indiferente às aplicações de DLS e ureia.

A manutenção dos resíduos culturais de aveia preta na superfície do solo com aplicações de fertilizantes nitrogenados acelera a decomposição da biomassa de palha, o que pode ser relacionado à redução na relação C/N dos resíduos.

A manutenção da cobertura de palha na superfície do solo, como preconizado no plantio direto, favorece a acumulação e manutenção do estoque de C orgânico na superfície do solo.

A manutenção de cobertura superficial e o manejo dos fertilizantes com aplicações incorporadas e doses reguladas, são importantes para manter os acúmulos de C e N no solo, diminuindo suas perdas e da mesma forma provendo sustentabilidade ao sistema.



## REFERÊNCIAS

AITA, C. et al. Plantas de cobertura de solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 25, p. 157 – 165, 2001.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 30, n. 1, p. 149-161. 2006. Disponível em <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214052015> Acesso em: 27 mai. 2018.

AITA, C. et al. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária. Brasileira**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 42, p. 95- 102. 2007.

ALMEIDA, J.A. et al. Fitomass decomposition and nitrogen release of cover crops in function of the level of residue input to soil under no-tillage system. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 44, n. 5, p. 80 – 809, 2014.

AMADO, T.J.C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular C e N no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 25, n. 1, p. 189 – 197, 2001.

ANDRADE, A.P. et al. Changes in physical properties and organic carbon of a Kandiudox fertilized with manure. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 46, n. 5, p. 809 – 814, 2016.

ARAUJO ROMEIRO, A. et al. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, p. 537–541, 2004.

ARAÚJO, I.S. et al. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suíños instalado no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Santa Catarina vol. 16, n. 7, p. 745 – 753, 2012.

BACON, P. E. **Nitrogen fertilization in the environment**. New York. M. Dekker, p. 608, 1995.

BASSO, C.J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de ammonia. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 34, p. 1775-1780, 2004.

BAYER, C., & BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo Húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 23, n. 3, p. 687 – 694, 1999.

BERTOL, I. et al. Persistência dos resíduos culturais de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Catarina, v. 22, p. 705-712, 1998.

BERTOL, I. et. al. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Catarina, v. 28, p. 369 – 375, 2004.

BIAU, A. et al. The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. **European Journal of Soil Biology**, Espanha, v. 53, p. 56-61, 2012.

BRAZILIAN ASSOCIATION OF ANIMAL PROTEIN (ABPA). **Annual report of 2017**. Disponível em: <http://abpa-Br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anauais/2017>  
Acesso em: 15 fev. 2018.

CANTÚ R.R. et al. Alternatives to regular urea for abating N losses in lettuce production under sub-tropical climate. **Biology and Fertility Soils Journal**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 53, n. 6, p. 589 – 599, 2017.

CARMO, F.F. et al. Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Bios Science jornal**, Brasília, v. 28, n. 3, 2012.

CASSMAN, K.G. et al. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. **Agronomy & Horticulture** - Faculty Publications, p. 356, 2002. Disponível em: <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/356>

CHAPIN, S.F. et al. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. Springer – Verlag, New York, Inc, p. 398, 2002.

COSTA, M. et al. Swine manure application methods effects on ammonia volatilization, forage quality, and yield in the Pre-Amazon Region of Brazil. **Chilean Journal of Agricultural research**, Maranhão, v. 74, n. 3, p. 311 – 318, 2014.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS – RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS-Núcleo Regional Sul, p. 400, 2004.

DA ROS, C.O. et al. Volatilização de amônia com aplicação de ureia na superfície do solo, no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 35, n. 4, p. 799 – 805, 2005.

DA SILVA, M.A. et al. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. **Revista brasileira de ciência do solo**. Viçosa, v. 30, n. 2, p. 329-337, 2006.

DAL MOLIN, S.J. **Desempenho de fertilizantes nitrogenados na volatilização de amônia, na lixiviação e no rendimento do feijoeiro**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p. 86.

DAMACENA, E.D. et al. Organic carbon and microbial phosphorus in a no-till integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul, v. 32, n. 3, p. 1273-1282, 2008.

DELL, C.J., et al. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal Environmental Quality**, Pennsylvania State, v. 41, n. 3, p. 928-937, 2012.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 46), p. 726, 2004.

ERDMANN, L.F. **Eficiência Do Dejeto Líquido Suíno Na Fertilização Do Milho Em Aplicação Superficial e Injetado no solo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p. 98.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade dos nutrientes**. 2. Ed. Lages, Santa Catarina, p. 254, 2016.

FAQUIN, V. Nutrição Mineral de Plantas. **Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente.** Lavras: UFLA / FAEPE, Lavras, p.186, 2005.

FRINK, CH.R., et al. **Nitrogen fertilizer: Retrospect and prospect.** Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, v. 96, p. 1175–1180, 1999.

GIACOMINI, S.J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com uso de dejetos de suínos.** 2005. Tese (Doutorado em Ciência do solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do solo em UFSM), Santa Maria, Rio Grande do Sul, p. 248.

GIACOMINI, S.J., et al. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 32, p. 2661 -2668, 2008.

GONZATTO, R., et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 43, n. 9, p. 1590-1596, 2013.

KONZEN, E. A., et al. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Sete Lagoas (Circular Técnica, 25). 31 p, 1997.

LABOSKI, C.A.M., et al. Dairy manure application methods: N credits, gaseous N losses, and corn yield. In: **Proceedings of the 2013 Wisconsin Crop Management Conference**. 15-17 January 2013. Wisconsin Crop Management Conference, Madison, Wisconsin, USA.

LARA CABEZAS, et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de cobertura na cultura de milho, em sistema de plantio direto no triângulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Mato Grosso, v. 24, n. 2, p. 363-376, 2000.

LOPES, A. S. **Manual Internacional de Fertilidade do Solo**. Tradução e adaptação de Alfredo Scheid Lopes. 2. edição. Piracicaba: POTAFO, p. 177, 1998.

MAFRA, M.S.H., et al. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejeto líquido de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Campos Novos, v. 49, n. 8, p. 630-638, 2014.

NIRaula, S., et al. Can manure application reduce nitrous oxide emission and ammonia volatilization from silty-clay soils of the Red River Valley?. In: **ASABE Annual International Meeting**. American Society of Agricultural and Biological Engineers, p. 13, 2017.

OLIVEIRA, P.A.V. Manual de manejo e utilização de dejetos suínos. Concordia: **Embrapa Suínos e Aves**, p. 188, 1993.

OLIVEIRA, G. **Volatilização de amônia em solo em diferentes umidades, coberto com palha, após a incorporação de dejeto líquido suíno**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciencias Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p.76.

OLIVEIRA FERREIRA, A., et al. Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1559–1567, 2018.

PELSTER, D.E., et al. Can soil clay content predict ammonia volatilization losses from subsurface-banded urea in eastern Canadian soils? **Canadian Journal of Soil Science**, v. 98, n. 3, p. 556-565, 2018

RAUBER, L.P. **Teores de nitrogênio no solo e volatilização de amônia após injeção de dejeto líquido de suínos e uso de inibidor de nitrificação**. 2015. Tese (Doutorado em Ciência do solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p. 115.

RAUBER, L.P., et al. Ammonia volatilization with swine slurry injection and use of nitrification inhibitor. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 64, n. 3, p. 307-314, 2017a.

RAUBER, L.P., et al. Soil organic carbon stocks in granulometric fractions under use and management systems with swine and poultry manure. **Brazilian journal of agriculture. Revista de Agricultura**, v. 92, n. 2, p. 101-114, 2017b.

ROCHETTE, Ph., et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, Québec, Canadá, v. 81, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P. et al. NH<sub>3</sub> volatilization, soil NH<sub>4</sub> concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 93, p. 261-268, 2013.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. **Atlas escolar de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, p. 96, 1991.

SCHERER, E.E. et al. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.1375-1383, 2010.

SMITH, E., et al. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2531–2536, 2009.

TASCA, F. A. **Volatilização de amônia a partir da aplicação de duas fontes de nitrogênio, em laboratório**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p. 51.

TEDESCO, M.J., et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, p. 174, 1995.

## APÊNDICES

APÊNDICE A – Resultado da análise de variância para efeito simples de <sup>(1)</sup> fonte de N (F), <sup>(2)</sup> doses de N (D), <sup>(3)</sup> forma de aplicação (FA) e <sup>(4)</sup> cobertura de palha (C) com diferenças significativas para P > F, sobre os teores de amônia volatilizada (mg kg<sup>-1</sup> N) em um Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	Fonte de N (F)	Doses (D)	Forma de aplicação (FA)	Cobertura de palha (C)
1	0,020	<0,0001	<0,0001	0,209
2	0,948	<0,0001	<0,0001	0,109
3	0,506	<0,0001	0,284	0,031
4	0,694	0,0037	0,046	0,004
5	0,627	<0,0001	0,001	0,043
6	0,185	<0,0001	<0,0001	0,185
7	1,000	<0,0001	0,005	0,385

APÊNDICE B – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada diária (mg kg<sup>-1</sup> de N) para o fator Fonte de Nitrogênio, com diferenças mínimas significativas pelo teste t (P < 0,0001) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> volatilizada (mg N/kg de solo) segundo a: FONTE DE N		DMS
	DLS	UREIA	
1	0,232a	0,199b	0,027
2	0,565	0,563	0,079
3	0,332	0,357	0,075
4	0,202	0,210	0,039
5	0,157	0,162	0,021
6	0,125	0,140	0,022
7	0,046	0,046	0,009

APÊNDICE C – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada acumulada (mg kg<sup>-1</sup> de N) para o fator Fonte de nitrogênio, com diferenças mínimas significativas pelo teste t (P < 0,0001) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> volatilizada (mg N/kg de solo) ACUMULADA segundo a: <b>FONTE de N</b>		<b>DMS</b>
	<b>DLS (mg/kg)</b>	<b>UREIA (mg/kg)</b>	
1	0,232a	0,199b	0,027
2	0,797	0,762	0,081
3	1,129	1,119	0,129
4	1,331	1,329	0,146
5	1,488	1,491	0,156
6	1,613	1,631	0,165
7	1,659	1,676	0,168

APÊNDICE D – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada diária (mg kg<sup>-1</sup> de N) para fator doses de nitrogênio, com diferenças mínimas significativas pelo teste t (P < 0,0001) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> volatilizada (mg N/kg de solo) segundo a: <b>DOSE DE N (m<sup>3</sup> de DLS)</b>			<b>DMS</b>
	<b>200 m<sup>3</sup></b>	<b>50 m<sup>3</sup></b>	<b>0 m<sup>3</sup></b>	
1	0,340a	0,248b	0,058c	0,040*
2	0,949a	0,528b	0,216c	0,116*
3	0,468a	0,336b	0,231b	0,110*
4	0,254a	0,187b	0,177b	0,058*
5	0,197a	0,153b	0,127b	0,031*
6	0,170b	0,143b	0,085c	0,032*
7	0,055b	0,055b	0,027c	0,013*

APÊNDICE E – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada acumulada ( $\text{mg kg}^{-1}$  de N) para o fator dose de nitrogênio, com diferenças mínimas significativas pelo teste t ( $P < 0,0001$ ) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	$\text{NH}_3^+$ volatilizada (mg N/kg de solo) ACUMULADA segundo a: <b>DOSE de N (m} de DLS)</b>			DMS
	<b>200m}^3</b>	<b>50 m}^3</b>	<b>0 m}^3</b>	
1	0,340 a	0,248b	0,058c	0,040
2	1,289 a	0,776b	0,273c	0,119
3	1,757 a	1,112b	0,504c	0,190
4	2,011 a	1,298b	0,681c	0,215
5	2,208 a	1,452b	0,809c	0,229
6	2,378 a	1,594b	0,893c	0,243
7	2,433 a	1,649b	0,920c	0,247

APÊNDICE F – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada diária ( $\text{mg kg}^{-1}$  de N) para o fator formas de aplicação, com diferenças mínimas significativas pelo teste t ( $P < 0,0001$ ) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	$\text{NH}_3^+$ volatilizada (mg N/kg de solo) segundo a: <b>FORMA DE APLICAÇÃO DO FERTILIZANTE</b>		DMS
	<b>SUPERFICIAL</b>	<b>INCORPORADA</b>	
1	0,261a	0,169b	0,027
2	0,649a	0,479b	0,079
3	0,365	0,325	0,075
4	0,226a	0,186b	0,039
5	0,178a	0,141b	0,021
6	0,156a	0,109b	0,022
7	0,0520a	0,039b	0,009

APÊNDICE G – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada acumulada ( $\text{mg kg}^{-1}$  de N) para o fator forma de aplicação, com diferenças mínimas significativas pelo teste t ( $P < 0,0001$ ) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	$\text{NH}_3^+$ volatilizada (mg N/kg de solo) ACUMULADA segundo a: <b>FORMA DE APLICAÇÃO</b>		<b>DMS</b>
	<b>SUPERFICIAL</b>	<b>INCORPORADA</b>	
1	0,261a	0,169b	0,027
2	0,910a	0,649b	0,081
3	1,275a	0,973b	0,129
4	1,501a	1,159b	0,146
5	1,679a	1,300b	0,156
6	1,835a	1,409b	0,165
7	1,887a	1,448b	0,168

APÊNDICE H – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada diária (mg  $\text{kg}^{-1}$  de N) para o fator Cobertura do solo com palha, com diferenças mínimas significativas pelo teste t ( $P < 0,0001$ ) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	$\text{NH}_3^+$ volatilizada (mg N/kg de solo) segundo a: <b>COBERTURA COM PALHA</b>		<b>DMS</b>
	<b>SEM</b>	<b>COM</b>	
1	0,207	0,224	0,027
2	0,596	0,532	0,079
3	0,386a	0,304b	0,075
4	0,235a	0,176b	0,039
5	0,170a	0,148b	0,021
6	0,140	0,125	0,022
7	0,048	0,044	0,009

APÊNDICE I – Resultado das médias nos conteúdos de amônia volatilizada acumulada ( $\text{mg kg}^{-1}$  de N) para o fator cobertura de palha, com diferenças mínimas significativas pelo teste t ( $P < 0,0001$ ) em Cambissolo Húmico Alumínico argiloso.

Dias de incubação	$\text{NH}_3^+$ volatilizada (mg N/kg de solo) ACUMULADA segundo a: <b>COBERTURA DE PALHA</b>		DMS
	SEM	COM	
1	0,207	0,224	0,027
2	0,803	0,756	0,081
3	1,189a	1,059b	0,129
4	1,425a	1,236b	0,146
5	1,595a	1,384b	0,156
6	1,734a	1,509b	0,165
7	1,782a	1,553b	0,168