

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

TALYTA ZORTÉA

ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: INDICADORES QUÍMICOS E BIOLÓGICOS PARA  
DETERMINAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE “SOLO SAUDÁVEL” EM INTEGRAÇÃO  
LAVOURA PECUÁRIA

TESE

PATO BRANCO

2021

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

TALYTA ZORTÉA

**ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: INDICADORES QUÍMICOS E  
BIOLÓGICOS PARA DETERMINAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE “SOLO  
SAUDÁVEL” EM INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA**

TESE

PATO BRANCO

2021

**TALYTA ZORTÉA**

**ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: INDICADORES QUÍMICOS E BIOLÓGICOS PARA DETERMINAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE “SOLO SAUDÁVEL” EM INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA**

**System-level fertilization: Chemical and biological indicators for determining the occurrence of "healthy soil" in Integrated Crop-livestock System**

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Tangriani Simioni Assmann

Coorientador: Carolina Maluche-Baretta

André Brugnara Soares

**PATO BRANCO**

**2021**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

Esta licença permite download e compartilhamento do trabalho desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), sem a possibilidade de alterá-lo ou utilizá-lo para fins comerciais.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



TALYTA ZORTEA

**ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: INDICADORES QUÍMICOS E BIOLÓGICOS PARA DETERMINAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE "SOLO SAUDÁVEL" EM INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA**

Trabalho de pesquisa de doutorado apresentado como requisito para obtenção do título de Doutora Em Agronomia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).  
Área de concentração: Produção Vegetal.

Data de aprovação: 26 de Março de 2021

Prof.a Tangriani Simioni Assmann, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Joice Mari Assmann, Doutorado - Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (Iapar-Emater)

Prof.a Larissa Macedo Dos Santos Tonial, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Marcieli Maccari, Doutorado - Universidade do Oeste de Santa Catarina (Unoesc)

Prof Marcos Antonio De Bortolli, Doutorado - Autônomo

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/03/2021.

Dedico a minha querida nona Oudila Zortéa (*in memória*), a qual foi o espelho de caráter a ser seguido, e a qual eu sinto tanto pela sua partida. Aos meus filhos Bento e Betânia que são o combustível da minha vida e grande razão por me tornar cada dia melhor!

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus acima de tudo, pela oportunidade de viver e me tornar um espírito melhor.

Agradeço aos meus filhos por serem a minha motivação. Desde o início o Bento era tão pequenino e então a Betânia veio para aumentar ainda mais a minha força! Eu amo vocês!

Aos meus pais Santo e Maria e aos meus sogros Adilson e Marlise, que foram meu suporte durante todo o tempo, cuidando das minhas joias mais preciosas.

A querida profa. Tangriani, pelos conhecimentos, pela oportunidade, pela paciência e pela compreensão! Você é uma grande inspiração.

A minha querida coorientadora Carolina, que foi uma grande mestre inspiradora e amiga, serei eternamente grata.

Ao meu esposo Anderson por seguir firme ao meu lado nestes grandes desafios da vida.

Ao prof André e Regis por compartilhar os ensinamentos.

Aos colegas do Gispa, vocês foram muito importantes na condução do nosso estudo.

Aos meus colegas da Pós-Graduação, Flávia, Anderson, Pablo, Rosângela, Luryan e de forma muito especial Felipe e Tatto, foi muito bom dividir experiências ao lado de vocês.

A agropecuária Pacheco por disponibilizar o local para a condução do nosso experimento.

Ao Governo do Estado de Santa Catarina por disponibilizar a bolsa de estudos durante o desenvolvimento do Doutorado, por meio do Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desenvolvimento da Educação Superior no Estado de Santa Catarina - FUMDES, chamada pública número 650/SED/2017.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo apoio financeiro por meio da Chamada Universal, sob o número 420556/2016-8.

E por fim a todos que estiveram envolvidos no meu processo de formação! Meu muito obrigado!

*“Aprender é alimentar a alma de saber.”* Içami Tiba.

## RESUMO

ZORTÉA, Talyta. Adubação de sistemas: indicadores químicos e biológicos para determinação da ocorrência de um "solo saudável" em integração-lavoura-pecuária. 94 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Área de Concentração: Produção vegetal), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Pato Branco, 2020.

Os sistemas integrados de produção agropecuária em conjunto com práticas de adubação de sistemas, podem promover aumento na ocorrência de solos saudáveis e consequentemente melhorar a produtividade de um sistema. Alguns dos indicadores para avaliação nas mudanças de características de um solo saudável, podem ser: carbono e nitrogênio total do solo, fluxo de CO<sub>2</sub> após reidratação de solos secos, N inorgânico e agregados estáveis em água. O objetivo desse trabalho foi avaliar ocorrência de "solo saudável" promovido pela interação entre a aplicação de adubação nitrogenada em diferentes fases de cultivo e pressões de pastejo em um sistema de integração lavoura pecuária, através das alterações observadas na matéria orgânica do solo (C e N) e sua fração particulada, teores de nitrogênio amoniacal e nitrato do solo bem como os parâmetros microbiológicos do solo. O presente trabalho foi conduzido em uma propriedade agropecuária localizada no município de Abelardo Luz – SC, no ano agrícola de 2017/2018, consistindo na sucessão de dois cultivos no sistema de integração lavoura pecuária, intitulando-os em fases, Fase I= pastagem, Fase II= grãos (milho). O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com três repetições, distribuídos em esquema fatorial com dois fatores, sendo que primeiro fator foi Tempo de fertilização nitrogenada: N aplicado na pastagem (N-Pastagem) e N aplicado na cultura de grãos (N-Grãos), na dose de 200 kg de N ha<sup>-1</sup>, em uma aplicação única. O segundo fator foi a Altura de Pasto, caracterizada por duas alturas de manejo da pastagem (Alta Altura e Baixa Altura). Foram observados aumentos significativos nos estoques de C e N na profundidade de 0-10 cm do solo, após seis anos de experimento em integração lavoura pecuária. Apenas no tratamento com baixa intensidade de pastejo e sem N-fertilização a pasto apresentou reduções nos teores de C e N. O teor de C da fração matéria orgânica particulada (POC) foi afetado principalmente pela altura da pastagem, onde a alta altura de pasto observou-se maiores acúmulos de C nessa fração, tal condição foi determinada pelas características intrínsecas da pastagem (maior relação C/N) o que reduziu a velocidade de decomposição desta fração. A aplicação de adubação nitrogenada durante a fase pastagem, foi capaz de sustentar teores elevados de N-nitrato na profundidade de 0-5 cm durante o cultivo do milho. Não foram observados indícios de lixiviação de nitratos, até a profundidade de 40 cm, provocados pela aplicação de dose única. A presença de grande quantidade de palhada sobre o solo ao final do pastejo estimulou o fluxo de CO<sub>2</sub> aos 3 dias de incubação. As parcelas que receberam N durante o cultivo da pastagem (N-pastagem) apresentaram maior atividade microbiana bem como maiores teores de carbono na biomassa ao final do período do cultivo de milho. Conclui-se o N aplicado ao solo durante a cultura da aveia é capaz de se manter no sistema, imobilizado na biomassa microbiana, e apresentar seu efeito residual no cultivo do milho subsequente principalmente na camada superficial do solo. A aplicação de nitrogênio na fase pastagem em um sistema de integração lavoura-pecuária conduzido sob sistema de plantio direto potencializou a utilização de insumos aplicados em apenas uma fase da condução do



experimento e ainda assim promoveu o aumento de acúmulo de C e N e evitando perdas de nutrientes pelo processo de lixiviação.

**Palavras-chave:** Matéria orgânica do solo. Fertilização nitrogenada. Pressão de pastejo. Saúde do solo. Ciclagem de nutrientes.

## ABSTRACT

ZORTÉA, Talyta. System-level fertilization: Chemical and biological indicators for determining the occurrence of "healthy soil" in Integrated Crop-livestock System. 94 f. Thesis (Ph.D. in Agronomy) - Graduate Program in Agronomy (Concentration Area: Crop), Federal University of Technology – Paraná (UTFPR). Pato Branco, 2020.

The integrated systems of agricultural production together with practices of system-level fertilization, can promote an increase in the occurrence of healthy soils and consequently improve and the productivity of a system. Some of the indicators for evaluating changes in the characteristics of a healthy soil, can be: carbon and total nitrogen of the soil, CO<sub>2</sub> flow after rehydration of dry soils, inorganic N and water-stable aggregates. The objective of this work was to evaluate the occurrence of "healthy soil" promoted by the interaction between the application of nitrogen fertilization in different cultivation phases and grazing pressures in a system of livestock crop integration, through the changes observed in the organic matter of the soil (C and N) and its particulate fraction, ammoniacal nitrogen and soil nitrate contents as well as the microbiological parameters of the soil. The present work was carried out in an agricultural property located in Abelardo Luz - SC, in the agricultural year of 2017/2018, consisting of the succession of two crops in the system of livestock crop integration, title them in phases, Phase I = pasture, Phase II = grains (corn). The experimental design was a randomized block with three replications, distributed in a factorial scheme with two factors, the first factor being Nitrogen fertilization time: N applied to pasture (N-Pasture) and N applied to grain culture (N-Grains), at a dose of 200 kg of N ha<sup>-1</sup>, in a single application. The second factor was the Pasture Height, characterized by two pasture management heights (High Height and Low Height). Significant increases were observed in the stocks of C and N at a depth of 0-10 cm from the soil, after six years of soil conducted in the livestock crop integration. Only in the treatment with low grazing intensity and without N-fertilization on pasture showed reductions in the levels of C and N. The C content of the particulate organic matter (POC) fraction was affected mainly by the height of the pasture, where the high pasture height greater accumulations of C were observed in this fraction, this condition was determined by the intrinsic characteristics of the pasture (higher C/N ratio) which reduced the decomposition speed of this fraction. The application of nitrogen fertilization during the grazing phase was able to sustain high levels of N-nitrate at a depth of 0-5 cm during the cultivation of corn. No evidence of nitrate leaching was observed, up to a depth of 40 cm, caused by the application of a single dose. The presence of a large amount of straw on the soil at the end of grazing stimulated the flow of CO<sub>2</sub> at 3 days of incubation. The parcels that received N during the cultivation of the pasture (N-pasture) showed greater microbial activity as well as higher carbon content in the biomass at the end of the corn cultivation period. It is concluded that the N applied to the soil during the cultivation of oats is able to remain in the system, immobilized in the microbial biomass, and present its residual effect in the cultivation of the subsequent corn mainly in the superficial layer of the soil. The application of nitrogen in the pasture phase in a crop-livestock integration system conducted under no-tillage system enhanced the use of inputs applied in only one phase of the experiment conduction and even so promoted an

increase in the accumulation of C and N and avoided losses of nutrients by the leaching process.

**Keywords:** Organic soil matter. Nitrogen fertilization. Grazing pressure. Soil health. Nutrient cycling

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figure 1 - FTIR spectra of (-) Organic matter associated with minerals (OMAM) and Particulate organic matter (POM) fractions, and soil, under ICLS, native forest (NF) and pasture area (PA)..33
- Figure 2 - Principal components analysis graphic of FTIR spectral data of particulate organic matter fraction collected in the ICLS, native forest and pasture area.....36
- Figure 3 - Accumulation of organic matter in the soil as affected by the composition of organic functional groups; phenol OH, aliphatic CH, aromatic C = C and carbonyl CO, in the bulk soil, in particulate organic matter (POM) and in organic matter associated with minerals (OMAM) collected in layers 0-5 and 5-10 cm deep in ICLS. Estimated in diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy in the medium infrared region (medium DRIFTS).....37
- Figure 4 - Soil organic matter composition as affected by grazing intensity and nitrogen placement. Soil organic functional groups were estimated in diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy in the mid-infrared region (mid-DRIFTS).....39
- Figura 5 – Dados meteorológicos observados durante o período experimental (Fase de Pastagem – Inverno 2017 e Fase de Lavoura - Verão 2017/2018) (abril de 2017 a abril de 2018) na região de Abelardo Luz –SC..... 45
- Figura 6 - Prejuízos causados na pastagem de aveia pelas condições climáticas extremas. (A) Alta Altura do pasto e (B) Baixa Altura do pasto.....57
- Figura 7 – Dados meteorológicos observados durante o período experimental (Fase de Pastagem – Inverno 2017 e Fase de Lavoura - Verão 2017/2018) (abril de 2017 a abril de 2018) na região de Abelardo Luz –SC..... 71

## LISTA DE TABELAS

Table 1 - Cultivation history of the experimental area since implantation in a Crop-Livestock Integration System (ILP).....	22
Table 2 - Content ( $\text{g kg}^{-1}$ ) and Stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) of total carbon and total nitrogen at a depth of 0-10 cm in Oxisol in ICLS under no-tillage after six years of fertilization systems.....	27
Table 3 - Carbon (POM-C) and nitrogen (POM-N) concentration $\text{g kg}^{-1}$ on particulate organic matter (POM) and stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) of C and N on POM at a depth of 0-10 cm in Oxisol in ICLS under no-tillage after six years of fertilization systems.....	30
Table 4 - Absorption signals, their assignments, and references.....	34
Tabela 5 – Histórico dos atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm em experimento de ILP com adubação de Sistemas, Abelardo Luz – SC.....	46
Tabela 6 – Descrição das coletas de solo realizadas no ano agrícola 2017/2018 para determinação de N-amônio e N-nitrato no solo.....	47
Tabela 7 - Valores significativos de probabilidade (valor-P) resultantes da Análise de variância comparando duas alturas de pasto (alta altura x baixa altura) e dois níveis de N-fertilização (N-pastagem x N-grãos) em um sistema de integração lavoura pecuária.....	51
Tabela 8 - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) no solo, 17 dias após aplicação de N em cobertura na pastagem de aveia, em função do Tempo de N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).....	53
Tabela 9 - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) após período de 76 dias de pastejo de aveia, em função do tempo de N-fertilização (N-pastagem e N-grãos) e do manejo da altura de pasto (alta altura e baixa altura).....	55
Tabela 10: Valores significativos de probabilidade (valor-P) resultantes da Análise de variância comparando duas alturas de pasto (alta altura x baixa altura) e dois níveis de N-fertilização (N-pastagem x N-grãos) em um sistema de integração lavoura pecuária. Coleta 3 foi realizada 15 dias após aplicação de N no milho, e Coleta 4 realizada logo após colheita do milho.....	59
Tabela 11 - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) após 15 dias da aplicação de N em cobertura da cultura de milho, em função do Tempo de N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).....	60
Tabela 12 - Teor de N-amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) e N-nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) $\text{mg kg}^{-1}$ final do cultivo de milho, em função do Tempo N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).....	66
Tabela 13 – Histórico dos atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm em experimento de ILP com adubação de Sistemas, Abelardo Luz – SC.....	72
Tabela 14 – Descrição das coletas de solo realizadas no ano agrícola 2017/2018 para determinação das variáveis microbiológicas do solo.....	72
Tabela 15 – Fluxo de CO <sub>2</sub> do solo (aos 3 dias), Respiração Basal do solo (RBS), Quociente metabólico (qCO <sub>2</sub> ), e carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) após o período de 76 dias de pastejo de Aveia Preta em setembro de 2017, em função da Altura de Pastejo e do Tempo de N-fertilização profundidade de 0-10 cm.....	78
Tabela 16 – Fluxo de CO <sub>2</sub> do solo (aos 3 dias), Respiração Basal do solo (RBS), Quociente metabólico (qCO <sub>2</sub> ), e carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) após a colheita do milho em março de 2018, em função da Altura de Pastejo e do Tempo de N-fertilização na profundidade de 0-10 cm.....	81



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>3 SIX YEARS EFFECT OF GRAZING INTENSITY AND NITROGEN FERTILIZATION ON SOIL ORGANIC CARBON AND NITROGEN POOLS UNDER INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS</b> .....	<b>19</b>
2.1 INTRODUCTION.....	20
2.2 MATERIAL AND METHODS.....	21
2.2.1 History of the experimental area.....	21
2.2.2 Soil sampling.....	22
2.2.3 Soil Organic Matter fractionation.....	23
2.2.4 Total Carbon, Total Nitrogen and C/N ratio.....	23
2.2.5 Soil carbon and soil nitrogen stocks.....	24
2.2.6 FTIR Spectroscopy.....	24
2.2.7 FTIR Spectroscopy Analysis.....	25
2.2.8 Statistical analysis.....	25
2.3 RESULTS AND DISCUSSION.....	26
2.3.1 Total Content and Stocks of Carbon and Nitrogen of Soils.....	26
2.3.2 Total Content and Stocks of C and N of POM fraction.....	29
2.3.3 FTIR spectra.....	32
2.3.4 Spectroscopy analysis by Principal Components Analysis.....	35
2.3.5 FTIR Spectroscopy Analysis - Soil Organic accrual.....	36
2.3 CONCLUSIONS.....	39
<b>3. ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: NITROGÊNIO RESIDUAL NO SOLO EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA</b> .....	<b>41</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	43
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.2.1 Caracterização da área experimental.....	45
3.2.2 Delineamento Experimental e Tratamentos.....	46
3.2.3 Descrição das fases culturais.....	48
3.2.3.1 Fase I – Pastagem de aveia preta ‘comum’ ( <i>Avena strigosa</i> Schreb).....	48
3.2.3.2 Fase II: Cultura de Grãos – Milho ( <i>Zea mays</i> ).....	49
3.2.4 Coleta do solo.....	49
3.2.5 Análise estatística.....	50
3.3.1 Fase I- Pastagem.....	50
3.3.1.1 Coleta 1 – 17 dias após adubação nitrogenada.....	51
3.3.1.2 Coleta 2 – Final do período de pastejo.....	54

3.3.2 Fase II: Milho.....	59
3.3.2.1 Coleta 3 – 15 dias após adubação nitrogenada no milho.....	60
3.3.2.2 Coleta 4 – Após a colheita do milho.....	64
3.4 CONCLUSÃO.....	67
<b>4.0 USO DE PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO AFETADOS PELO MANEJO DE ADUBAÇÃO DE SISTEMAS EM INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA PARA DETERMINAÇÃO DE UM “SOLO SAUDÁVEL” .....</b>	<b>68</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	69
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	71
4.2.1 Caracterização da área experimental.....	71
4.2.2 Delineamento Experimental e Tratamentos.....	72
4.2.3 Descrição das fases culturais.....	73
4.2.3.1 Fase I – Pastagem de aveia preta ‘comum’ ( <i>Avena strigosa</i> Schreb).....	73
4.2.3.2 Fase II: Cultura de Grãos – Milho ( <i>Zea mays</i> ).....	74
4.2.4 Coleta de solo.....	75
4.2.4.1 Fluxo de CO <sub>2</sub> e Respiração Basal do solo (RBS).....	75
4.2.4.2 Carbono da biomassa microbiana do solo C-BMS.....	76
4.2.4.3 Quociente metabólico e Quociente microbiano do solo.....	77
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	77
4.3.1 Coleta 1: Final do pastejo.....	77
4.4 CONCLUSÕES.....	84
<b>5.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>85</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>86</b>



## 1 INTRODUÇÃO

Apesar dos choques de curto prazo causados pelo COVID-19, o mercado agropecuário deve crescer na próxima década, impulsionado pela tendência no crescimento populacional, demanda por proteínas e pressões nas safras devido às grandes mudanças climáticas. A demanda mundial por alimentos, rações e combustível continuará a aumentar e evoluir significativamente nas próximas décadas, como consequência do crescimento geral da população e pela rápida expansão de uma classe média global, que até 2030 deverá alcançar quase 5 bilhões de pessoas, e a parcela da classe média global terá quase quintuplicado nas últimas três décadas (Brookings Institution, 2017).

Tal fato gera grandes desafios para a produção agrícola, e surge a necessidade de garantir o acesso a um suprimento suficiente e saudável de alimentos para uma crescente população global, enquanto, ao mesmo tempo, devemos limitar o impacto no meio ambiente e lidar com as mudanças climáticas.

Dessa forma, o futuro agrícola tem a necessidade de buscar a eficiência e promover a sustentabilidade, que pode ser alcançado com a adição de práticas de conservação, e construção solos saudáveis que irão produzir safras produtivas, enquanto protegem as fontes de água, armazenam carbono, reduzem as emissões de gases de efeito estufa e criam sistemas mais resistentes a eventos climáticos extremos.

O solo é a solução para alcançar produtividade e eficiência aliada a sustentabilidade. E para isso, devemos promover a “saúde do solo”, que refere-se à capacidade do solo de funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e humanos e oferece suporte aos serviços do ecossistema, incluindo a produção agrícola (Karlen et al., 2003; Kibblewhite et al. 2008). Solos saudáveis fornecem funções de regulação e suporte do ecossistema, como ciclagem de nutrientes, infiltração e retenção de água, troca de gases, regulação de pragas e doenças, biodiversidade e armazenamento de carbono, muitos dos quais têm alto impacto na produtividade agrícola (Lowery et al., 1996; Van Bruggen e Semenov, 2000; Torsvik et al., 2002; Lal et al., 2007; Barrios, 2007).

O conceito de “solo saudável” está intimamente relacionado com componente biológico solo, uma vez que a palavra “saudável” é normalmente aplicado em relação a algo vivo. No entanto, as características químicas e físicas do solo ainda mantem uma importante significância para o conceito de solo saudável, tal modo que uma

variedade de indicadores podem ser utilizados, para determinar a saúde do solo.

Franzluebbers and Haney (2006) sugeriram os seguintes indicadores para avaliação nas mudanças de características de um solo saudável:

- N e C total do solo – reflete a capacidade funcional do solo para suprir nutriente as plantas, servindo como reserva de nutrientes orgânicos, mitigar acúmulo de gases de efeito estufa e provem recursos orgânicos para estabilização do solo assegurando-o contra ações erosivas, filtra a água do solo, efeito tampão para prevenir flutuações extremas de nutrientes e promove a diversidade biológica;
- Agregados estáveis em água – refletem a capacidade funcional do solo em prover estabilidade física e resistência contra a ação erosiva dos ventos e das águas;
- Fluxo de CO<sub>2</sub> após reidratação de solos secos – reflete a capacidade funcional do solo ciclar nutrientes, decompor resíduos orgânicos e catalisar e estabilizar os processos do ecossistema por meio da interação dos diversos organismos;
- N inorgânico, P-disponível e pH do solo – refletem a capacidade funcional do solo em suprir nutriente prontamente disponíveis

Um grande desafio do manejo do solo é para apoiar a produtividade agrícola sem comprometer outros serviços do ecossistema. No entanto, há relativamente pouco conhecimento sobre como o manejo do solo afeta a saúde do solo em ambientes agrícolas reais (Willians et al., 2020).

Os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) surge como uma alternativa para buscar a sustentabilidade da produção agropecuária e promover a saúde do solo, de tal forma que proporciona oportunidades de captar interações ecológicas entre diferentes sistemas de uso do solo para tornar os ecossistemas agrícolas mais eficientes em ciclagem de nutrientes, preservando recursos naturais e meio ambiente, de forma a melhorar a qualidade do solo e aumentando da biodiversidade (Soussana e Lemaire, 2014; Lemaire et al., 2014), tornando-se alternativas promissoras para a agricultura sustentável, com interações positivas entre animais-plantas, permitindo benefícios e viabilidade econômica (Allen et al., 2007, Balbinot Junior et al., 2009).

Nesta concepção de integração dos sistemas os nutrientes estão sempre circulando entre os diferentes compartimentos, seja ele solo-planta-animal ou atmosfera. De acordo com Soussana e Lemaire (2014), os ciclos de C e N são acoplados de acordo princípios de estequiometria, assim, os compartimentos do solo e da planta são acopladores de C e N na formação de biomassa vegetal e matéria orgânica, já o compartimento dos animais dissocia C e N pelo processo de pastejo, liberando metano

entérico e N na excreta gerada pela ingestão de biomassa vegetal.

Além do equilíbrio entre os compartimentos do solo, os sistemas integrados possuem uma maior complexidade de interpretação de condições de fertilidade do solo, uma vez que a presença dos animais, e os diferentes ciclos culturais, alteram a dinâmica dos nutrientes no solo.

Novas técnicas vêm sendo buscadas para potencializar as interações entre os componentes de um sistema, dentre elas se destaca a adubação realizada em nível de sistema. De modo geral, a adubação de sistemas tem como base a ciclagem de nutrientes entre as diferentes fases de um sistema, ou seja, na sucessão de cultivos em uma mesma área e suas inter-relações, buscando assim, maior eficiência na reciclagem de nutrientes podendo reduzir as necessidades de fertilização, aumentar a eficiência e as produtividades, reduzir perdas e manter ou melhorar a fertilidade no longo prazo de rotação buscando a máxima eficiência de uso de nutrientes, reduzindo entradas, evitando perdas e mantendo a fertilidade do solo em longo prazo (Assmann et al., 2018; Bernardon et al., 2020).

O manejo da adubação nitrogenada em sistemas integrados é um fator determinante na disponibilidade de N para as plantas que serão cultivadas na sequência. A aplicação de N na fase de pastejo é a base para a viabilização da antecipação de adubações nitrogenadas, atuando na redução da relação C/N do material residual e estimulando uma maior atividade microbiana, que por consequência torna a ciclagem dos nutrientes mais rápida e eficaz (Assmann et al., 2003; Semmartin et al., 2008).

Uma vez que a adubação de sistemas considera todas as fases culturais (pastagens e culturas grãos) no esquema de fertilização, a hipótese do nosso trabalho baseia-se no fato de que a aplicação de nitrogênio em momentos estratégicos durante o cultivo de uma pastagem é capaz de promover a “saúde do solo”, potencializar a ciclagem de nutrientes, promover melhorias na matéria orgânica do solo e causar efeito residual de nutrientes entre os cultivos. Ou seja, a aplicação de nitrogênio na fase de perfilhamento da pastagem é capaz manter-se no sistema e os agentes principais para que isso ocorra são os microrganismos do solo.

O objetivo do trabalho foi verificar é avaliar o manejo da aplicação de nitrogênio e pressões de pastejo sobre indicadores químicos e biológicos do solo em um sistema de integração lavoura pecuária.

### 3 SIX YEARS EFFECT OF GRAZING INTENSITY AND NITROGEN FERTILIZATION ON SOIL ORGANIC CARBON AND NITROGEN POOLS UNDER INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS

#### ABSTRACT

The crop-livestock integration systems (ICLS) generates synergistic properties that alter the accumulation of carbon (C) and nitrogen (N) in the soil and its fractions. The objective of this study was to evaluate different grazing intensities and N fertilization in an ICLS after six years of conversion. In general, it was observed significantly increases on C and N stocks in the 0-10 cm soil depth, after six years of soil been conducted on ICLS. Only on the treatment with low grazing intensity and with no N-fertilization on pasture was observed reductions. The reduction of C stocks and minor increases of total N stock even with low grazing intensity, highlight the importance of N-Pasture fertilization. The C content of the particulate organic matter (POM) fraction was mainly affected by the height of pasture, where the high grazing heights were able to accumulate more C in this fraction. Chemical composition based on Fourier transform infrared (FTIR) spectral analysis was significantly impacted by soil land use, ICLS. The ICLS promoted changes in the soil organic matter quality when compared to native forest and pasture area. This behavior was also observed in POM and organic matter organic matter associated with minerals (OMAM) fractions. This was positively associated with more recalcitrant organic functional groups of phenol, aromatic, and carbonyl C-O, and the increase in these functional groups in the high pasture height was possibly the result of higher biomass contributions from the cover crop when grazed with less intensity. Although high grazing height assure highest C accumulation, N-fertilization and higher intentensity grazing on pasture phase assure a lower concentration of recalcitrant fractions, which can result on greater nutrient ciclyng between cultivation phases on ICLS.

**Keywords:** Fourier transform infrared spectroscopy, Mineral nitrogen, No-till systems and physical fractions.

## 2.1 INTRODUCTION

The integrated crop-livestock systems (ICLS) are able to promote improvements in soil “health” and crop production, reduce the requirements for external inputs, increase stability and economy and reduce environmental impact of agriculture (Assmann et al., 2018). Current ICLS management generally aim to increase above-ground biomass to sustain animal production and to increase or maintain crop yield (Farias et al., 2020). Normally is attributed to the pasture phase in ICLS the greater capacity to accumulate soil C, mainly when conducted on no-till systems (Soussana and Lemaire, 2014). The soil C accumulation on the pasture phase can be increased by strategies such as fertilization and proper grazing management (Cecagno et al., 2018). The key is to understand how ICLS can be manipulated to enhance soil-C sequestration without negatively affecting crop animal yield.

The ICLS explore synergism and interactions between the different compartments of the system (soil-plant-animal-atmosphere), so that they significantly change the contribution and the carbon (C) and nitrogen (N) dynamics in the soil, in relation to systems containing only crops (Souza et al., 2018).

Recently, techniques spectroscopies, e.g. Solid-State <sup>13</sup>Nuclear Magnetic Resonance (<sup>13</sup>C NMR) (Näthe et al., 2017; Xu et al., 2017), Raman (Xing et al., 2016; El-Naggar et al., 2018), Fourier transform infrared (FTIR) (Hanke et al., 2015), and scanning electron microscopy (SEM) (Rabot et al., 2018), have been shown efficient, fast and accurate to the qualitative characterization of soils. These allow soil characterization with respect to their mineral organic compositions. Most methods work fairly well for soil organic matter-rich organic surface layers and humic topsoil horizons, but are less accurate in subsoil horizons with low soil organic matter contents and/or large contents of pedogenic minerals (clay minerals; Fe, Al oxyhydroxides) (Prietz et al., 2018).

Therefore, the characterization of soil by chemical and physical fractions are of particular importance (Cambardella and Elliot, 1992; Boeni et al., 2014; Martins et al., 2015) and aim at least the problems cited and associated with a heterogeneity of the sample. According to Christensen (1986) the physically defined fractions, integrate structural and functional properties of soil organic C, and have been studied to investigate soil management effects on soil organic matter (Six et al., 2000).

Fractions of organic carbon respond more quickly to changes in management than total carbon in the soil, so evaluating the particulate fractions of C is an effective tool for determining changes in the quality of a given soil in relation to different managements (Silveira et al., 2013).

The particulate organic matter (POM) fraction (defined as soil organic matter >53  $\mu\text{m}$  in diameter) is mainly originates from plant litter and represents an active or labile soil organic matter pool (Benbi et al., 2014). Its fraction is dominated by carbohydrates and lignin, and its decomposition is responsive to soil management practices (e.g., tillage, irrigation, straw residue retention) (Six et al., 2002; Christensen, 1986).

The extent to which different grazing intensity and fertilization regimen alter C cycling is poorly understood, particularly in ICLS. The objective of this research was to determine soil C and N fraction, stocks, and spectroscopy characterization of POM as affected by six years of ICLS with grazing intensity and N-fertilization under no-tillage conditions.

## 2.2 MATERIAL AND METHODS

### 2.2.1 History of the experimental area

The study was conducted in Abelardo Luz, state of Santa Catarina, southern Brazil (26° 31' S, 51° 35' W and altitude of 850 m altitude), on a 20-ha field that had been in an ICLS experiment with no-tillage management since 2012. The climate type is Cfb, humid subtropical, according to Köppen's Classification. The soil in the area was an Oxisol with a clayey texture (69.5% of clay). Chemical properties of the 0-0.2 m layer of soil at the beginning of the experiment were pH ( $\text{CaCl}_2$ ) = 5.1, organic matter (OM) = 54.95 g  $\text{dm}^3$ , P = 14.2 mg  $\text{dm}^3$ , K = 187.2 mg  $\text{dm}^3$ , Ca = 5.8 cmol(c)  $\text{dm}^3$ , Mg = 1.5 cmol(c)  $\text{dm}^3$ , base saturation = 56.54%, and CEC = 13.76 cmol(c)  $\text{dm}^3$ .

The treatments applied on all pasture phase were a factorial arrangement of 2 x 2, randomized block design. The first factor consisted of **Sward Height**: High Sward Height (HH) and Low Sward Height (LH). The second factor was the **N Fertilization Time**: N cash crop fertilization (NC), no N fertilization during the pasture phase, and N pasture fertilization (NP), N fertilization applied during pasture phase. On the all-cash crop phase, only the N Fertilization Time factor was applied, however, the N fertilization rates were

applied in altered placement in relation pasture phase. That is to say, in the plots where no N fertilization were applied during the pasture phases, on the cash crop phases (NC) were applied N fertilization and on the NP plots no N fertilization was applied. The objective N fertilization altered placement was to check the possible carryover effect of N applied to a previous crop. The crop rotation history is presented in Table 1 and, Table 2 shows the residual dry matter contents after each season, during the six years of experiment in integrated crop-livestock systems.

**Table 1** - Cultivation history of the experimental area since implantation in a Crop-Livestock Integration System (ILP).

<b>Season</b>	<b>Crop</b>
Warmer 2012/2013	Sorghum ( <i>Sorghum bicolor</i> )
Cool 2013	Black oat ( <i>Avena strigosa</i> )
Warmer 2013/2014	Corn ( <i>Zea mays</i> )
Cool 2014	Black oat ( <i>Avena strigosa</i> ) + Ryegrass ( <i>Lolium multiflorum</i> L.)
Warmer 2014/2015	Soybean ( <i>Glycine max</i> )
Cool 2015	Ryegrass ( <i>Lolium multiflorum</i> L.)
Warmer 2015/2016	Corn silage ( <i>Zea mays</i> )
Warmer 2016	Bean ( <i>Phaseolus vulgaris</i> )
Cool 2016	Ryegrass ( <i>Lolium multiflorum</i> L.)
Warmer 2016/2017	Bean ( <i>Phaseolus vulgaris</i> )
Cool 2017	Black oat ( <i>Avena strigosa</i> )
Warmer 2017/2018	Corn ( <i>Zea mays</i> )

**Table 2** - Residual straw (Kg ha<sup>-1</sup>) after cultivation for six of cultivation, in a Crop-Livestock Integration system.

		Sorghum	Black oat	Corn
Warmer 2012/2013	HH-NC	5048.6	1557.0	7195.1
Cool 2013	LH-NC	4537.5	1250.3	6639.0
Warmer 2013/2014	HH-NP	5204.7	1483.7	6030.6
	LH-NP	4847.4	1250.7	7227.0
			Black oat + Ryegrass	Soybean
Cool 2014	HH-NC		1792,0	4590.8
Warmer 2014/2015	LH-NC		928,0	3872.7
	HH-NP		3421,0	3913.8
	LH-NP		1447,0	2401.9
			Ryegrass	Corn silage
Cool 2015	HH-NC	4258.3	1789.2	2628.4
Warmer 2015/2016	LH-NC	2262.4	1703.9	2539.7
Warmer 2016	HH-NP	4268.5	1568.9	2030.4
	LH-NP	2293.0	1366.5	2461.2
			Ryegrass	Bean
Cool 2016	HH-NC		3251.4	7109.7
Warmer 2016/2017	LH-NC		1283.7	5033.0
	HH-NP		3238.1	6294.3
	LH-NP		1390.4	4439.0
			Black oat	Corn
Cool 2017	HH-NC		1443.0	8524.5
Warmer 2017/2018	LH-NC		632.0	8486.1
	HH-NP		1466.0	8724.5
	LH-NP		642.0	8521.1

HH = high height; LH = low height; NC = nitrogen N fertilizer on crop; NP = nitrogen fertilizer on pasture.

### 2.2.2 Soil sampling

The soil was sampled at the end of maize cultivation in March 2018, six years after the experiment was established. The levels of C and N in the soil were analyzed in the 0-10 cm layer, 20x20 cm trenches were opened with the help of a shovel. The soil samples were the result of three subsamples per experimental plot in all field replications. An area of native forest (FN) and a pasture area (PA) close to the trial was sampled for comparison. In addition, samples from the beginning of the experiment in November 2012 were analyzed. Soil samples were packed in paper bags and taken to the Soil Laboratory of the Federal Technological University of Paraná. The samples were dried  $\approx 25^{\circ}\text{C}$  and sifted in 0.5 mm mesh sieve. For the calculation of the stock, the density of the soil was estimated by means of volumetric rings, and the values of density of the soil was of 1.10 Mg m<sup>-3</sup> for the analyzed layer.



### 2.2.3 Soil Organic Matter fractionation

The soil samples were fractionated according to the methodology suggested in the literature (Cambardella & Elliot, 1992) to obtain of the two fractions: organic matter associate of minerals (OMAM) and particulate organic matter (POM). In this procedure were weighed 20 g of soil, it was added 60 mL of sodium hexametaphosphate (5 g L<sup>-1</sup>) and it was agitated horizontally for 16 h. The soil suspension was then passed through a 53 µm mesh with the aid of ultrapure water (1.5 L). The two fractions obtained OMAM (the soil that passed through the mesh) and POM (soil that remained in the sieve) were dried to constant weight at 45°C.

### 2.2.4 Total Carbon, Total Nitrogen and C/N ratio

The contents of total C and N total contents of soil and carbon (C-POM) and nitrogen (N-POM) on particulate organic matter (POM) fractions were analyzed through an elemental analyzer (Flash EA1112, Thermo Electron Corporation, Milan, Italy). The C/N ratio was calculated by dividing the total C by the total N.

### 2.2.5 Soil carbon and soil nitrogen stocks

The soil carbon and soil nitrogen stocks were calculated using the methods decribed by Carvalho et al., (2009) and the equations as follows (Equation 1):

$$StockC = \left( \frac{Cs * Ds * \left( \frac{Dref}{Ds} * e \right)}{10} \right)$$

Where:

**StockC** = stock of organic C at a given depth (Mg ha<sup>-1</sup>)

**Cs** = total organic C content at the sampled depth (g kg<sup>-1</sup>)

**Ds** = apparent soil density at the sampled depth (kg dm<sup>-1</sup>)

**Dref** = soil density for sampled depth in the reference area (kg dm<sup>-1</sup>)

$e$  = thickness of the layer considered (cm).

The variation of the carbon and nitrogen stock in the soil was calculated in relation to the reference treatment defined as the beginning of the experiment in 2012 ( $\Delta$  Stock C, t ha<sup>-1</sup>).

### 2.2.6 FTIR Spectroscopy

The spectroscopy characterization of soil and POC and MOC fractions were realized using the Perkin Elmer Frontier FTIR spectrophotometer. The spectra were obtained according to Stevenson, (1994). The resolution employed was 4 cm<sup>-1</sup> with 64 scans per spectrum in a range of 4000 to 400 cm<sup>-1</sup>. The measures were carried out in duplicate. After the acquisition of the spectra, baseline adjustment was performed. The baseline was automatically corrected using the equipment software.

### 2.2.7 FTIR Spectroscopy Analysis

The FTIR analysis characterizes soil organic matter composition and allows for inference regarding carbon persistence in soil by measuring absorbance peak areas corresponding to specific functional groups in soil samples (West et al., In Review). Organic matter functional groups characterization was assessed by integrating peak areas using the local baseline technique (Demyan et al., 2012; Deiss et al., 2020). The local baseline is a virtual straight line added to the base of peak connecting the peak left and right limits. Local peak areas were determined in the absorbance spectra using the triangle method (R package 'geometry', Sterratt, 2019). Data was processed and analyzed using R version 3.3.3 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria). Four functional groups were selected to evaluate the impact of experimental treatments. The selected organic functional groups were the aliphatic C-H functional group of methyl and methylene groups (peak 2930 cm<sup>-1</sup>, wavenumber 3010-2800 cm<sup>-1</sup>; Orlovic, 1986), aromatic C=C stretch and/or asymmetric -COO- stretch (peak 1620 cm<sup>-1</sup>, wavenumber 1660-1580 cm<sup>-1</sup>;

Baes and Bloom, 1989), aromatic C=C stretch (peak 1530  $\text{cm}^{-1}$ , wavenumber 1546-1520  $\text{cm}^{-1}$ ; Baes and Bloom, 1989), C-O in both polyalcoholic and ether functional groups (peak 1159  $\text{cm}^{-1}$ , wavenumber 1170-1148  $\text{cm}^{-1}$ ; Spaccini and Piccolo, 2007), and C-O of polysaccharides or similar substances (peak 1022  $\text{cm}^{-1}$ , wavenumber 1080 to 970  $\text{cm}^{-1}$ ; Senesi et al., 2003). For this analysis, samples of two layers of soil 0-5 and 5-10 cm deep were used.

### 2.2.8 Statistical analysis

Statistical analyzes for quantification C and N of soil and POM fraction were performed using STATGRAPHICS software. The quantitative data were plotted using SigmaPlot software, version 12.5. FTIR spectra were analyzed out by Principal Component Analysis (PCA) using the software Pirouette version 4.0 (Infometrix, Seattle, Whashington, USA). The spectral data were mean-centered, and applied to the first derivative (pre-treatment). For FTIR Spectroscopy Analysis data was processed and analyzed using R version 3.3.3 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

## 2.3 RESULTS AND DISCUSSION

### 2.3.1 Total Content and Stocks of Carbon and Nitrogen of Soils

After six years of soil been conducted on ICLS it was observed significantly increases on C and N stocks in the 0-10 cm soil depth. The effect of the High Sward Height and N-Crop (HH-NC) was observed reductions on C stocks (1 Mg C  $\text{ha}^{-1}$  less in relation to the initial values). Besides, in this treatment it was observed the minor increase on N-stocks. The higher total C content (39.9 g  $\text{kg}^{-1}$ ) was observed for High sward height and N-pasture (HH-NP), this treatment also had the highest average stock of C (41.0 Mg  $\text{ha}^{-1}$ ). This result was largely induced by the increasing vegetal biomass input in the pasture conducted on HH combined with N-fertilization on pasture phase. According to McNaughton (1983), pastures managed under moderate grazing intensity produce biomass due to a stimulatory/compensatory growth mechanism (Table 2).

The integrated management practice, and constant residue inputs,

associated with characteristics of climate and soil, are conditions, which enhance the increments of C and N in the soil (Franzluebbers and Stuedemann, 2014).

Minor increases of total N stock in soil, (0.8 Mg ha<sup>-1</sup>) was observed on low grazing intensity (HH) with N fertilization applied on cash crop phase (NC). This highlight the importance of N-fertilization on pasture phases to produce more balanced soil organic matter.

**Table 2** - Content (g kg<sup>-1</sup>) and Stock (Mg ha<sup>-1</sup>) of total carbon and total nitrogen at a depth of 0-10 cm in Oxisol in ICLS under no-tillage after six years of fertilization systems.

		Total Carbon		Total Nitrogen		C/N
		g kg <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	ratio
Initial		36.1	37.3	2.7	2.1	13.37
Height	N time					
HH	NC	35.1 b	36.3 b	2.8 b	2.9 bc	12.41 a
HH	NP	39.9 a	41.0 a	3.2 a	3.3 a	12.55 a
LH	NC	38.4 ab	39.6 ab	3.2 a	3.3 a	12.14 a
LH	NP	36.3 ab	37.1 ab	3.1 a	3.2 ab	11.58 a

HH = high height; LH = low height; NC = nitrogen N fertilizer on crop; NP = nitrogen fertilizer on pasture. Different lower case letters in the columns indicate statistical difference by the LSD test (P <0.05).

The dynamics of nutrients in integrated agricultural production systems occurs in a different way, due to the processes of decomposition, mineralization, export and cycling of nutrients occur in an accelerated way, mainly because the animal works as a catalyst in the system, with consumption forage, deposition of feces and urine (Assmann et al., 2018).

However, one of the main characteristics of N fertilizers when applied on pasture phase in a ICLS is that in addition to the aggregation of gains from animal production, the residual effect of N applied on pastures may reduce or even eliminate the need to apply this element in later grass crops, such as corn (Assmann et al., 2018). It is important to highlight the role of N fertilization in improving soil quality. According to Dieckow et al., (2005) the application of N in cropping systems associated with favorable conditions, allows a better performance of the corn crop. As well as, a more efficient nutrient cycling, greater water availability due to the denser mulch, as well as a greater production of phytomass added to the soil.

In general, through the grazing process, animals participate directly in nutrient recycling by forage consumption and ingestion, followed by temporary nutrient immobilization during digestion, and nutrient return to the soil via dung and urine excretion.

According to Haynes and Williams (1993), through grazing, animals act as catalyzers that modify and accelerate the flow of nutrients by ingesting plant biomass and returning 70 to 95 % of the plant nutrients to soil as urine and dung. Furthermore, the root system of pastures, especially when they receive fertilization produce the root exudates compounds that stimulate microbial rhizospheric activity to the growth of microbial biomass. This effect affects the C and N stock of the microbial live fraction and stimulates the decomposing activity (Kuzyakov et al., 2007; Nair and Ngouajio, 2012; Dumontet et. al., 2017).

The High sward height and N-pasture (HH-NP) treatment showed the highest C stock and N stock (statistically similar to Low sward height and N-Corn treatment), 41.0 and 3.3 Mg ha<sup>-1</sup>, respectively. Such results may be directly related to the intrinsic characteristics of the residue in this treatment, since grazing combined with an application of N in coverage on the pasture, is able to reduce the content of components of difficult decomposition (lignin), thus changing the degree of residue recalcitrance (Balesdent & Balabane, 1996).

The amount of C actually incorporated into the stocks in the soil will depend on the conversion of plant residues into organic matter in the soil, according to Balesdent & Balabane (1996) and Bolinder et al. (1999), some factors are responsible for this conversion, one of which is the concentration of lignin in the residual material, the higher the lignin content, the resistance of this material to decomposition is increased and the conversion time of the vegetable mass into organic matter of the soil increases. According to Boer et al. (2007) plants that have higher levels of lignin and compounds that are difficult to decompose in their structure, make the residues more resistant to the action of microorganisms, consequently there is less accumulation of C and N in the soil.

In general, the dynamics of C in the soil are closely associated with the dynamics of N, what differs are only the mechanisms by which the addition and loss of elements in the system occur (Assmann et al., 2015). According to Lovato et al. (2004), soils with little N limit the addition of C, in this sense; N fertilization becomes a highly efficient practice for increasing the stocks of C and N in the soil, improving soil quality and crop productivity (Teixeira et al., 1994).

The Low sward height and N-pasture (LH-NP) had the lowest C/N ratio (statistically similar to other treatments), these results confirm the low C content in the residual material. Possible reasons are the N-fertilization applied on pasture phase and the constant canopy renewal which result in greater deposition of animal excrement (urine and feces), which in turn have a lower C/N ratio of the source material. Soussana and Lemaire

(2014), show that herbivores alter nutrient cycles, mainly C and N, releasing carbon in the form of manure and N in the form of urine, thus modifying the C/N ratio and the decomposition of C. In addition, the fertilization of pastures with nitrogen fertilizers, can result in changes in the quality of waste, as can be observed by Apolinário et al., (2014), testing nitrogen doses and different grazing intensities in the decomposition of residual material in *B. decumbens* pasture, found a decrease in the C/N ratio, as well as an increase in the decomposition rate together with an increase in nitrogen fertilization doses.

The C/N ratio refer to the mass proportion between total C and total N, and it is an indicator of soil organic matter quality and its decomposability (Zinn et al., 2018). According to Ostrowska and Porebska (2015), the C/N ratio is an indicator of the soil organic matter transformation process. In soils, variations in this ratio could be attributed to climate (Yoh, 2001; Ostrowska and Porebska, 2015), soil type (Cools et al., 2014), microbial biomass, soil quality and vegetation cover (Ostrowska and Porebska, 2015).

### 2.2.2 Total Content and Stocks of C and N of POM fraction

The total C content of POM fraction from ICLS soil samples ranged from 41.6 to 51.6 g kg<sup>-1</sup> (Table 3), with no statistical difference between treatments. However, significant differences were observed between the pasture heights ( $p = 0.042$ ), where the HH presented C contents of 50.42 g kg<sup>-1</sup>, and the LH presented 43.59 g kg<sup>-1</sup>. Similar results were found by Silveira et al. (2013), where a linear increase in C-POM was observed with a decrease in grazing intensity, suggesting that a large proportion of C inputs in the lowest grazing intensity (24 cm pasture height) tended to accumulate in the C-POM fraction. The lower grazing intensity allows the accumulation of litter input, as well as a difference in the rate of decomposition (Liu et al. 2011), mainly due to the higher litter C/N ratio, which allows a longer average time of permanence of C in the soil in the particulate fraction (Damien et al., 2015; Bardgett et al. 1998).

**Table 3** - Carbon (POM-C) and nitrogen (POM-N) concentration  $\text{g kg}^{-1}$  on particulate organic matter (POM) and stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) of C and N on POM at a depth of 0-10 cm in Oxisol in ICLS under no-tillage after six years of fertilization systems.

		POM Carbon		POM Nitrogen		C/N ratio
		$\text{g kg}^{-1}$	$\text{Mg ha}^{-1}$	$\text{g kg}^{-1}$	$\text{Mg ha}^{-1}$	
Height	N time					
HH	NC	51,6	14,5	1,65	1,10	13,8
HH	NP	49,2	15,5	1,88	1,21	13,6
LH	NC	45,5	14,4	1,43	1,06	13,7
LH	NP	41,6	11,3	1,50	1,15	12,2

HH = high height; LH = low height; NC = nitrogen N fertilizer on crop; NP = nitrogen fertilizer on pasture.

Considering the contribution of treatments to the nutrient cycling process, which is very important when System-level fertilization, it is observed that the high intensity treatment associated with N fertilization applied during the grazing phase (LH NP) was the one that most contributed for nutrient cycling in the soil, since it had a lower average C content in the particulate organic matter fraction ( $41.6 \text{ g kg}^{-1}$ ) while the N-POM content was very similar to the other treatments, this reflected in a smaller C/N ratio (12.2). Such conditions are decisive in the C and N cycle between fractions, these processes suggest a faster C and N cycle between plant fractions, soil organic matter (Damien et al. 2015), so that this treatment can ensure greater efficiency in the use of N applied to the soil during the grazing phase, allowing the same element to be transferred between different cultural phases.

The average residence time of particulate organic C in the soil is determined by the C/N ratio of plant residues. In extensive management systems with low nutritional status of N of the plant, the residence time is long (Klump et al., 2009), while in intensive management with high nutritional status of N, the residence time is shorter (Lemaire et al., 2015).

According to da Luz (2019), conservationist systems, e.g. the no-tillage, associated or not with the ICLS are promising alternatives to enhance soil quality. In addition, the application of N fertilization in ICLS, provides greater quality, sustainability and production capacity of agricultural soils (Assmann et al., 2018), which results in significant increases in the storage and cycling of C and N in the soil.

The highest stocks of C and N values in the POM fraction was found in high height and N-fertilization applied on pasture phase (HH-NP) treatment, 15.5 and 1.2  $\text{Mg ha}^{-1}$ , respectively. This greater sensitivity of POM to different soil management systems makes it an important fraction in the evaluation of the quality of the system in the short term (3-4 years), without the need to wait until the changes in total stocks are noticeable

(Bayer et al. 2001; Freixo et al., 2002).

To total N content and N stocks in the POM fraction were not observed statistical differences between treatments ( $P>0.05$ ). There was little variation between treatments. These results demonstrate that the treatment of low height and fertilized N manages to maintain the levels of N, indicating that there is no loss by the system, but a more accelerated and efficient cycling process. According to Soussana and Lemaire (2014) indicate that integration systems that use livestock associated with arable cultivation of the soil creates several opportunities for the re-coupling of N avoiding losses in the system, however in our studies such advantages can be enhanced due to being the no-till system was adopted.

In this work, the determination of C/N ratio aimed to evaluate the quality of organic matter in POM fraction extracted from soils under ICLS. The C/N ratio from POM fraction extracted from soil under ICLS presented values between 12.3 to 13.8. High grazing intensity and fertilized N in the pasture tended to lower C/N ratio, suggesting more efficient nutrient cycling processes. Lemaire et al. (2015), determines that the C and N coupling and decoupling processes of the soil is differentiated between pasture ecosystems by the C/N ratio of plant residues; where high C/N ratio corresponds to less intensification and net N mineralization, while low C/N ratio corresponds to high intensification and greater net N mineralization (Soussana and Lemaire 2014). In general, C-N coupling in grazed systems occurs strongly enough to prevent liquid N mineralization from exceeding the plant capacity to absorb nitrate and ammonium. Therefore, the residence time of mineral N (ammonium and nitrate) in the soil is relatively short, reducing the risks of atmospheric emission (nitrous oxide or ammonia) or nitrate leaching, even with relatively wide applications of N fertilizers (Ledgard et al 2011). In addition, losses are reduced due to the rapid absorption of nitrogen by microbes and roots (Personeni and Loiseau 2005).

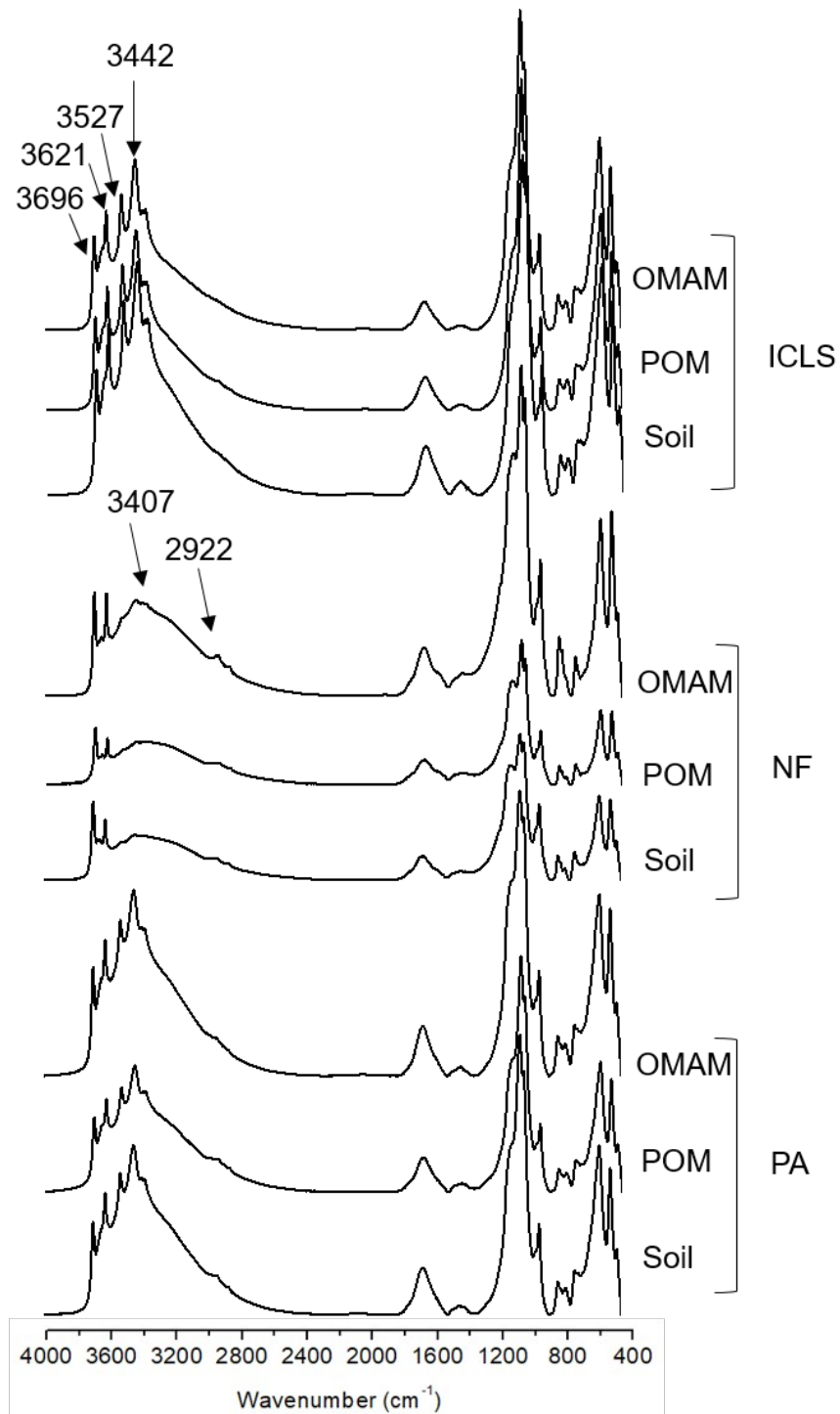
### 2.2.3 FTIR spectra

In general, the FTIR spectra from the soil, Organic matter associated with mineral (OMAM) and Particulate organic matter (POM) were qualitatively similar with small variations among them (Figure 1). This result indicates that the structural characteristics (functional groups) of the soil were reproduced in their respective fractions, Organic matter



associated with minerals (OMAM) and Particulate organic matter (POM).

**Figure 1** - FTIR spectra of (-) Organic matter associated with minerals (OMAM) and Particulate organic matter (POM) fractions, and soil, under ICLS, native forest (NF) and pasture area (PA).



In ICLS FTIR spectra of soil, Particulate organic matter and Organic matter associated with minerals shown the signals at 3696, 3621, 3527, 3442, 3368, 1636 and 1035  $\text{cm}^{-1}$ . In native forest FTIR spectra of soil, Particulate organic matter and Organic matter associated with minerals shown the signals at 3696, 3621, 3407, 2922, 1636, 1080 and 1035  $\text{cm}^{-1}$ . In pasture area FTIR spectra of soil, Particulate organic matter and Organic matter associated with minerals shown the signals at 3696, 3621, 3527, 3442, 3382, 2922, 1636, 1401 and 1035  $\text{cm}^{-1}$ . Table 4 shows the main absorption signals, their assignments, and references.

**Table 4** - Absorption signals, their assignments, and references

Wavenumber ( $\text{cm}^{-1}$ )		References
~ 3696	O-H stretching and Si–O–Si bands	Madejová (2003) Saikia and Parthasarathy (2010)
~ 3621	O-H stretching of clay mineral	Madejová (2003) Saikia and Parthasarathy (2010)
~ 3527	O-H stretching of minerals	Madejová (2003) Saikia and Parthasarathy (2010)
~ 3442	O-H stretching of adsorbed water	Madejová (2003) Saikia and Parthasarathy (2010)
~ 3407		
~ 2922	Aliphatic C–H stretching of $\text{CH}_3$ and $\text{CH}_2$	Lehmann and Solomon (2010)
~ 1636	Aromatic C=C and/or –COO– stretching	Calderón et al. (2013) Du et al. (2007) Traversa et al., 2014
~ 1036	O-H stretching of polysaccharides C–O stretching of polysaccharides O-Si-O stretching of minerals	Egli et al. (2010) Madejová (2003) Saikia and Parthasarathy (2010)

The spectra of soil, particulate organic matter and Organic matter associated with minerals samples showed signals for minerals between 3696 to 3407  $\text{cm}^{-1}$ . Yeasmin et al. (2017) also reported the presence of minerals in the Particulate organic matter fraction. According to Parikh et al. (2014), these signals are an important source of interference that can complicate interpretation of organic absorbance in these regions of neat (whole) soil spectra.

The comparison between the native forest, pasture area and ICLS samples indicates that there are difference in the structural characteristics (functional groups) of the samples (Figure 1). Qualitative differences were observed at 2922 and 3407  $\text{cm}^{-1}$ . These signals corresponding to aliphatic C–H stretching of  $\text{CH}_3$  and  $\text{CH}_2$  (2922  $\text{cm}^{-1}$ ) and to O-H stretching (3407  $\text{cm}^{-1}$ ).

This difference was confirmed by the Principal Components Analysis (PCA)

results Figure 2, suggesting that the ICLS promoted alterations in soil organic matter quality.

The low absorption intensity of aromatic C=C and/or –COO– signals around 1640  $\text{cm}^{-1}$  were observed in all the spectra. At around 1036  $\text{cm}^{-1}$ , spectra of soil, particulate organic matter and organic matter associated with minerals showed the mainly absorption signal. It indicates the presence of polysaccharides or silicate impurities.

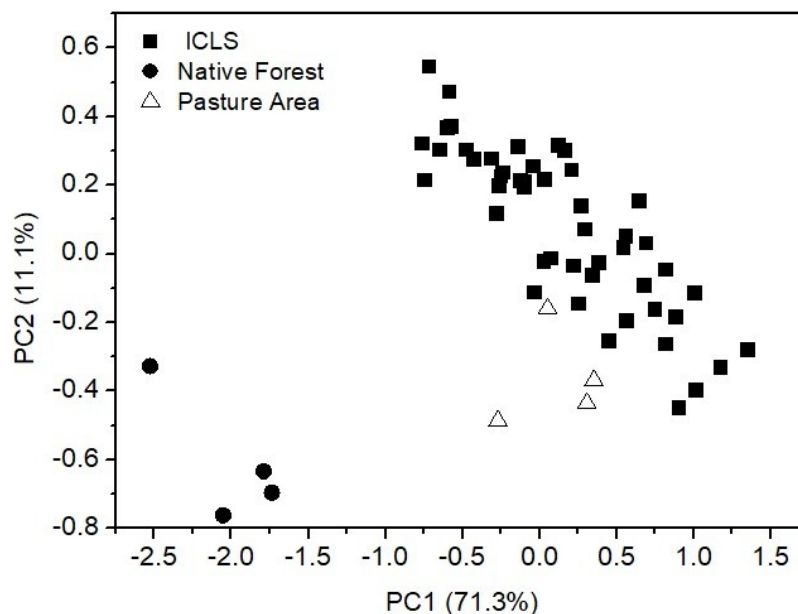
#### 2.2.4 Spectroscopy analysis by Principal Components Analysis

In order to complement the qualitative assessment about FTIR spectra of soil, particulate organic matter and organic matter associated with mineral samples from ICLS, native forest and pasture area, the spectral data were subjected to Principal Components Analysis (PCA).

The Principal Components Analysis was carried out to reduce the size of the data and express it according to their variability in relation to first component (PC1) and second component (PC2). This analysis makes it possible to take into account simultaneously co-variations between all studied soil variables and, according to Gomes et al. (2004), is an appropriate tool for comparison and understanding of differences and similarities in different soil environments.

In general, the principal components analysis graph (Figure 2) provide the separation between the Particulate organic matter fraction samples from ICLS, native forest and pasture area. The first and the second main components (PC1 and PC2) were able to explain over 82% of the spectral variability of Particulate organic matter fraction. In (Figure 2), Particulate organic matter fraction from native forest was presented separately from the other samples. This behavior was also observed in the principal component analysis graph of the soil and Organic matter associated with minerals fraction (graphics not shown). This result indicates that the land use, ICLS under six consecutive years, and pasture area, caused modification in the quality of soil organic matter determined by FTIR.

**Figure 2** - Principal components analysis graphic of FTIR spectral data of particulate organic matter fraction collected in the ICLS, native forest and pasture area.

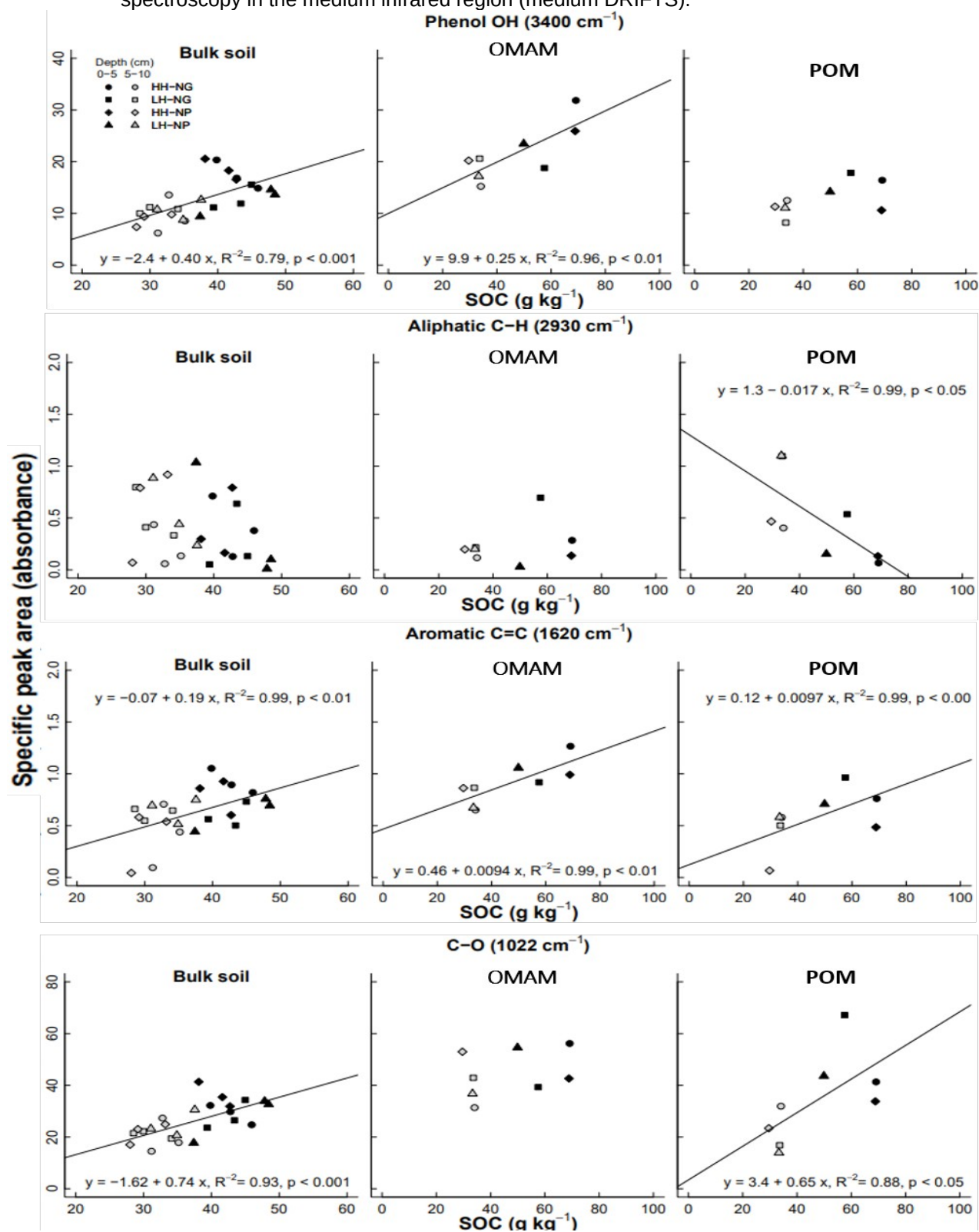


Land use and agricultural management practices affect qualitatively and quantitatively the soil organic matter (Badgery et al., 2014; Gerzabek et al., 2006). In general, these alterations are observed in long-term experiments (Zhang et al., 2014; Gao et al., 2019). According to Leite and Mendonça (2003), some materials present in the organic matter are very resistant to decomposition. Although, in this study, the alterations in the qualitative characteristics of samples could be observed after six years under ICLS (short-term experiment).

#### 2.2.5 FTIR Spectroscopy Analysis - Soil Organic accrual

Soil organic functional groups phenol, aromatic, and carbonyl group C-O were positively associated with soil organic C in the bulk soil (Figure 3). As soil organic carbon increased, phenol and aromatic abundances increased in the Organic matter associated with minerals fraction while aromatic and carbonyl group (C-O) abundances increased in the POM fraction. Aliphatics abundances were negatively associated with soil organic C in the particulate fraction, and there was no relationship between aliphatics and soil organic C in the bulk soil and Organic matter associated with minerals fraction.

**Figure 3** - Accumulation of organic matter in the soil as affected by the composition of organic functional groups; phenol OH, aliphatic CH, aromatic C = C and carbonyl CO, in the bulk soil, in particulate organic matter (POM) and in organic matter associated with minerals (OMAM) collected in layers 0-5 and 5-10 cm deep in ICLS. Estimated in diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy in the medium infrared region (medium DRIFTS).



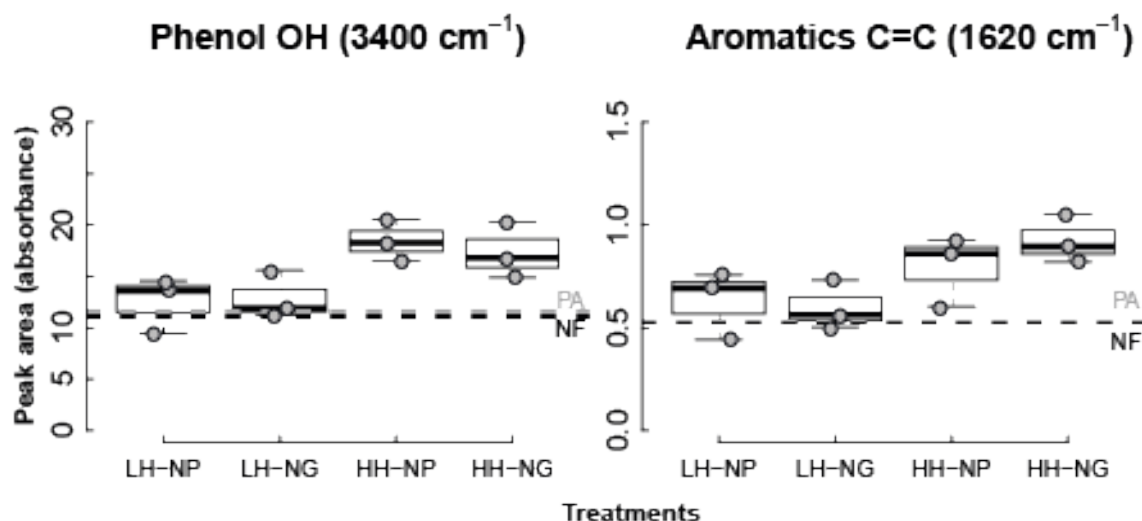
Soil organic C accrual was positively associated with more recalcitrant organic functional groups of phenol, aromatic, and C-O (Figure 3). While recent studies

have shown that soil organic C increase with more labile organic functional groups such as aliphatics in response to increased microbial processing of organic matter and subsequent formation of organo-mineral associations (Lehmann et al., 2007; Lorenz et al., 2007; Schmidt et al., 2011; Cotrufo et al., 2013; Lehmann and Kleber, 2015; Hernandez-Soriano et al., 2018), other studies have found that plant residue degradation is characterized by a rapid loss of the labile fractions followed by the slow degradation of more recalcitrant plant components (Gu et al., 2004; Kelleher et al., 2006; Spence et al., 2011). The negative association between aliphatics and soil organic C in the particulate fraction could be due to the consumption of those more labile compounds by microorganisms in response to increased microbial biomass in environments with greater soil organic C. Our results indicate that organo-mineral associations were occurring with more recalcitrant functional groups of organic matter that was not fully breakdown by soil organisms, which justifies the higher levels of C in the particulate organic matter found in the high grazing height treatments.

Thus, in this study, particulate organic matter fraction exhibited positive correlations with the aromatic carbon and negative correlations with the aliphatic carbon. These result can be attributed to the rapid degradation of proteins and aliphatic substances by microorganisms (Liu et al., 2020). The aliphatic carbons are largely the result of cutin and suberin biopolymers from higher plants (Augris et al., 1998; Nierop, 1998). While aromatic carbons are predominantly resulting from lignin and tannins (Baldock et al., 1997), and the phenolic group is composed of partially biodegraded lignin subunits (Sanderman and Amundson, 2003).

Lower grazing intensity increased abundance of phenol ( $p < 0.01$ ) and aromatics ( $p < 0.05$ ) at 0-5 cm soil depth (Figure 4). There was no difference between N regimes within grazing intensity treatments for these compounds. The other functional groups of aliphatics and carbonyl group (C=O) did not differ between grazing intensity and fertilization regimes.

**Figure 4** - Soil organic matter composition as affected by grazing intensity and nitrogen placement. Soil organic functional groups were estimated in diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy in the mid-infrared region (mid-DRIFTS).



HH = high height; LH = low height; NC = nitrogen N fertilizer on crop; NP = nitrogen fertilizer on pasture; NF = native forest; PA pasture natural.

Greater abundances of phenol and aromatics (0-5 cm) were found in treatments under lower grazing intensity (high height) (Figure 4). The increase in these more recalcitrant functional groups was possibly resulting from the greater inputs of cover crop biomass when grazed under lower intensity. Soil organic C increased with more recalcitrant functional groups of phenol and aromatics. The amount of biomass inputs was possibly exceeding the capacity of soil organisms to mineralize organic matter. This more recalcitrant functional groups were contributing to an increased soil organic C accrual, but as a consequence they slow down the processes of nutrient cycling in the system.

## 2.3 CONCLUSIONS

After six years of soil been conducted on ICLS, in general, it was observed significantly increases on C and N stocks in the 0-10 cm soil depth. Only on the treatment with low grazing intensity without N-fertilization on pasture phase was observed reductions. The reduction of C stocks and minor increases of total N stock even with low grazing intensity, highlight the importance of N-Pasture fertilization. N-fertilization on pasture phase reduce the resistance to decomposition of residual material and consequently the conversion time of the vegetable mass into organic matter of the soil is

reduced.

The C content of the particulate organic matter (POM) fraction was mainly affected by the height of pasture. Low grazing intensities were able to accumulate more C in this fraction. Six years of soil under ICLS also promoted qualitative variations in the organic matter and its fractions. This was positively associated with more recalcitrant organic functional groups of phenol, aromatic, and carbonyl group C-O, and the increase in these functional groups in the high pasture height was possibly the result of higher biomass contributions from the cover crop when grazed with less intensity.

Although high grazing height assure highest C accumulation, N-fertilization and higher intensity grazing on pasture phase assure a lower concentration of recalcitrant fractions, which can result on greater nutrient cycling between cultivation phases on ICLS

In ICLS with pasture fertilization and adequate management of the height of the pasture, it is possible to observe benefits in the short and medium term in relation to the dynamics of nutrients in the soil-plant-animal system, with important effects on nutrient cycling and accumulation of C and N on the ground.



### 3. ADUBAÇÃO DE SISTEMAS: NITROGÊNIO RESIDUAL NO SOLO EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

#### RESUMO

A ciclagem de nutrientes representa uma importante fonte de fertilidade do solo em sistemas integrados, e é determinante em manejos que consideram a adubação em nível de sistema. Pouco se sabe sobre o efeito residual de aplicações de nitrogênio durante a pastagem e cultivos comerciais, assim, o objetivo do trabalho foi verificar o efeito residual da adubação nitrogenada realizada na fase de pastejo e durante o cultivo do milho, através de determinações dos teores de N-amônio e N-nitrato no solo. O experimento foi conduzido em um sistema de integração lavoura pecuária com delineamento em blocos ao acaso e esquema fatorial 2X2, sendo duas alturas de pastejo (alta altura e baixa altura) e dois tempos de N-fertilização (N aplicado durante a pastagem: N-pastagem, ou N aplicado durante o cultivo de milho subsequente: N-grãos) na dose de 200 kg de N ha<sup>-1</sup>. As avaliações consistiram em quatro coletas de solo para determinação de N-amônio e N-nitrato, sempre realizadas após 15 dias da aplicação de N e ao final de cada cultivo. Os teores de N-amônio e N-nitrato foram influenciados principalmente pelo tempo de N-fertilização nas coletas após aplicação de nitrogênio em ambas as fases. Durante a pastagem foi verificado maiores níveis de N-amônio e N-nitrato nas parcelas N-Pastagem e durante o cultivo do milho este comportamento foi observado nas parcelas N-grãos na profundidade de 0-5 cm. A aplicação de 200 kg de N ha<sup>-1</sup> durante a pastagem, foi capaz de sustentar teores de N-nitrato acima do nível crítico na profundidade de 0-5 cm durante o cultivo do milho. A aplicação em dose única de 200 Kg ha<sup>-1</sup> de N no perfilhamento da aveia ou na cobertura do milho, não promoveu lixiviação até 40 cm de profundidade de N-nitrato em nenhuma das coletas estudadas. Conclui-se o N aplicado ao solo durante a cultura da aveia é capaz de se manter no sistema e apresentar seu efeito residual no cultivo do milho subsequente principalmente na camada superficial do solo (0-5 cm de profundidade), o manejo adequado de integração lavoura pecuária sobre premissas de plantio direto potencializa a produtividade de um sistema como um todo, e não promove perdas de N pelo processo de lixiviação.

**Palavra chave:** amônio; nitrato; pressão de pastejo; fertilização nitrogenada.

## ABSTRACT

The cycling of nutrients represents an important source of soil fertility in integrated systems, and is decisive in managements that consider fertilization at the system level. Little is known about the residual effect of nitrogen applications during pasture and commercial crops, thus, the objective of the work was to verify the residual effect of nitrogen fertilization carried out in the grazing phase and during the cultivation of corn, through determinations of the levels of N-ammonium and N-nitrate in the soil. The experiment was conducted in a livestock crop interconnection system with a randomized block design and a 2X2 factorial scheme, with two grazing heights (high and low height) and two times of N-fertilization (N applied during pasture: N- pasture, or N applied during subsequent corn cultivation: N-grains) at a dose of 200 kg of N ha<sup>-1</sup>. The evaluations consisted of four soil collections to determine N-ammonium and N-nitrate, always performed after 15 days of N application and at the end of each cultivation. The levels of N-ammonium and N-nitrate were mainly influenced by the time of N-fertilization in the collections after nitrogen application in both phases. During pasture, higher levels of N-ammonium and N-nitrate were observed in the N-Pasture plots and during the cultivation of corn this behavior was observed in the N-grains plots at a depth of 0-5 cm. The application of 200 kg of N ha<sup>-1</sup> during pasture, was able to sustain levels of N-nitrate above the critical level at a depth of 0-5 cm during the cultivation of corn. The application in a single dose of 200 Kg ha<sup>-1</sup> of N in the oat tillers or in the corn cover did not promote leaching up to 40 cm in depth of N-nitrate in any of the studied collections. It is concluded that the N applied to the soil during the cultivation of oats is able to remain in the system and present its residual effect on the subsequent corn cultivation mainly in the superficial layer of the soil (0-5 cm in depth), the proper management of integration livestock farming on no-tillage premises enhances the productivity of a system as a whole, and does not promote N losses through the leaching process.

Key word: ammonium; nitrate; grazing pressure; nitrogen fertilization.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A dinâmica de nutrientes em sistema de integração lavoura pecuária (ILP) ocorre de forma diferenciada pelas interações promovidas nos diferentes compartimentos; solo-planta e animal, onde, os processos de decomposição, mineralização, exportação e ciclagem de nutrientes são acelerados (Assmann et al., 2018), de forma que, o animal atua como um catalizador no sistema, consumindo forragem e depositando fezes e urina no solo (Franzluebbers e Stuedmann, 2008; Anghinoni et al., 2013; Alvarez et al., 2013).

A adubação nitrogenada além de promover ganhos com a produção vegetal, animal e melhorias significativas no processo de ciclagem de nutrientes, pode induzir a um efeito residual quando aplicado durante a fase de pastejo, vindo a reduzir a necessidade de aplicação deste nutriente em cultivos posteriores as gramíneas, como por exemplo no milho.

Novas técnicas vêm sendo buscadas para potencializar as interações entre os componentes de um sistema, dentre elas se destaca a adubação realizada em nível de sistema. De modo geral, a adubação de sistemas tem como base a ciclagem de nutrientes entre as diferentes fases de um sistema, ou seja, na sucessão de cultivos em uma mesma área e suas inter-relações, buscando assim, maior eficiência na reciclagem de nutrientes podendo reduzir as necessidades de fertilização, aumentar a eficiência e as produtividades, reduzir perdas e manter ou melhorar a fertilidade no longo prazo de rotação buscando a máxima eficiência de uso de nutrientes, reduzindo entradas, evitando perdas e mantendo a fertilidade do solo em longo prazo (Assmann et al., 2018; Bernardon et al., 2020).

O conhecimento da disponibilidade de N no solo é muito importante para que ocorra um manejo adequado da adubação nitrogenada em sistemas de produção (Kaminski, 2013). O amônio e o nitrato constituem a forma final da mineralização do N orgânico contido em qualquer resíduo ou fertilizante inorgânico. E por possuir como principal característica cargas negativas o nitrato possui grande potencial de contaminação ambiental, haja vista que pode ser repelido pelas cargas das partículas do solo e dessa forma ficar livre na solução, estando propenso a lixiviação ao longo do perfil (Silva et al., 2016)

São recentes os estudos que envolvem a dinâmica de nitrogênio em sistemas integrados (Detoni, 2016), deste modo, algumas avaliações podem ser realizadas para determinar o status nutricional do solo e da planta, as quais possibilitam

realizar uma recomendação de adubação nitrogenada mais precisa e segura. Estas avaliações incluem, fluxo de CO<sub>2</sub> e mineralização de N no solo (Franzluebbbers, et al., 2000), curva de diluição de nutrientes nas plantas (Lemaire et al., 1997) e determinação de N-mineral no solo nas formas amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Roth et al., 1992; Sims et al., 1995).

O manejo da adubação com nitrogênio em sistemas integrados é um fator determinante na disponibilidade deste elemento para as plantas que serão cultivadas na sequência, deste modo, aplicação de N na fase de pastejo é a base para a viabilização da antecipação de adubações nitrogenadas, atuando na redução da relação C/N do material residual e estimulando uma maior atividade microbiana, que por consequência torna a ciclagem dos nutrientes mais rápida e eficaz (Assmann et al., 2003; Semmartin et al., 2008).

Uma vez que a adubação de sistemas considera todas as fases culturais (pastagens e culturas grãos) no esquema de fertilização, a hipótese do trabalho se baseia no efeito residual dos nutrientes entre os cultivos, principalmente do nitrogênio. Ou seja, a aplicação de nitrogênio na fase de perfilhamento da pastagem é capaz manter-se no sistema e ser utilizado pela cultura subsequente de milho através do processo de ciclagem, seja, diretamente de formas inorgânicas ou indiretamente ação dos microrganismos (mineralização/imobilização). Deste modo, o objetivo do trabalho foi verificar o efeito residual da adubação nitrogenada realizada na fase de pastejo e durante o cultivo do milho, através de determinações dos teores de N-amônio e N-nitrato no solo em um sistema de integração lavoura pecuária.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

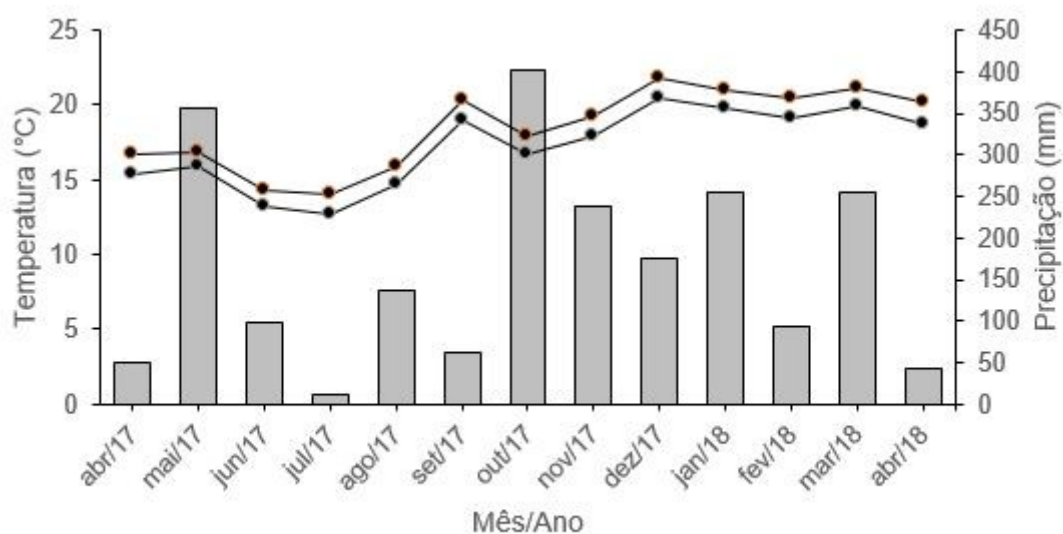
### 3.2.1 Caracterização da área experimental

O experimento iniciou no ano de 2012, na Fazenda C.M. Pacheco, localizada no município de Abelardo Luz - Santa Catarina. A região se situa no planalto catarinense, com altitude de 850 m, latitude de 26° 31' 29,67" Sul e longitude de 53° 04" Oeste.

O clima da região é caracterizado como subtropical úmido mesotérmico (*Cfb*), segundo a classificação de Köppen, com verão ameno e sem estação seca definida, precipitação média anual entre 1100 e 2000 mm, com geadas frequentes e severas.

Os dados meteorológicos são apresentados na Figura 5, durante o mês de julho de 2017 registrou-se a ocorrência de geadas entre os dias 17 até 22, sendo que no dia 18 de julho, os termômetros marcaram -2,8.

**Figura 5** – Dados meteorológicos observados durante o período experimental (Fase de Pastagem – Inverno 2017 e Fase de Lavoura - Verão 2017/2018) (abril de 2017 a abril de 2018) na região de Abelardo Luz –SC.



— Precipitação (mm)

Fonte: INMET, Clevelândia-PR, (2018).

O solo do local é classificado como Latossolo Bruno distrófico típico (Santos et al., 2013), textura muito argilosa com horizonte A proeminente, os teores de argila ficam superiores 69% até 40 cm de profundidade, e a área possui um relevo suave ondulado (7% de declividade).

Em 22 de março de 2017, foi realizada a amostragem do solo em toda a área, na camada de 0-20 cm, para efetuar a recomendação de adubação e calagem, conforme a Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2016).

A Tabela 5 apresenta dados do histórico dos atributos do solo ao longo dos seis anos de experimento, são apresentadas as análises químicas de rotina do solo em amostragens feitas em toda a área experimental na camada de 0-20 cm. Porém o presente estudo analisou apenas os dados do ano agrícola 2017/18.

**Tabela 5** – Histórico dos atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm em experimento de ILP com adubação de Sistemas, Abelardo Luz – SC.

Ano	pH	M.O.	P	K	Ca	Mg	CTC	V
	CaCl <sub>2</sub>	g dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>		-----cmolc dm <sup>-3</sup> -----			%
2012	5,20	45,10	4,09	86,20	3,70	2,60	11,52	52,80
2014	4,94	36,30	4,57	87,87	3,85	1,97	10,41	55,95
2015	4,89	39,84	4,95	89,70	4,42	2,75	12,62	58,56
2016	4,70	51,71	14,37	171,6	4,36	2,24	14,23	49,50
<b>2017</b>	<b>5,10</b>	<b>54,95</b>	<b>14,20</b>	<b>187,2</b>	<b>5,80</b>	<b>1,50</b>	<b>13,76</b>	<b>56,54</b>

Laboratório de análises de solos UTFPR/IAPAR. Metodologias: M.O. por digestão úmida; P e K extraídos com solução de Mehlich<sup>-1</sup>; pH em CaCl<sub>2</sub> 1:2,5; Ca, Mg extraídos com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>.

### 3.2.2 Delineamento Experimental e Tratamentos

O experimento foi realizado no ano agrícola 2017/18, e dividido em duas etapas: durante outono/inverno foi realizado o pastejo em aveia preta ‘comum’ (*Avena strigosa* Schreb.) (Fase I) e na primavera/verão uma safra de milho (*Zea mays*) (Fase II). Neste sentido, foram realizadas quatro coletas de solo para analisar os teores de N-amônio e N-nitrato no solo (Tabela 6).

**Tabela 6** – Descrição das coletas de solo realizadas no ano agrícola 2017/2018 para determinação de N-amônio e N-nitrato no solo.

Nome	Fase	Data	Descrição
<b>Coleta 1</b>	Pastagem	12 jun 2017	17 dias após aplicação de uréia
<b>Coleta 2</b>	Pastagem	09 set 2017	Final do pastejo
<b>Coleta 3</b>	Milho	25 nov 2017	15 dias após aplicação de uréia.
<b>Coleta 4</b>	Milho	12 mar 2018	Após colheita do milho

Em todas as coletas de solo, foi utilizado um delineamento em blocos ao acaso com três repetições, onde os tratamentos foram desenhados em arranjo fatorial 2 x 2, sendo duas alturas de pasto (alta altura de pastejo e baixa altura de pastejo) e dois tempos de N-fertilização (N-grãos e N-pastagem).

O fator altura de pasto consistiu em duas diferentes alturas de pastejo alta altura de pastejo e baixa altura de pastejo, as quais foram definidas em 15 cm para baixa altura e 25 cm alta altura.

O fator N-Fertilização representa a fertilização em nível de sistema, que em integração lavoura pecuária, consiste na aplicação de fertilizante nitrogenado em apenas uma fase das culturas, ou seja, a fertilização N é aplicada apenas uma vez em um ano

agrícola de rotação lavoura-pastagem sistema. Portanto, neste estudo, a fertilização com N (dose de 200 kg N ha<sup>-1</sup>), consistiu em dois tratamentos: fertilização com N na pastagem ou fertilização com N no milho. As parcelas com fertilização N-pastagem, durante a primeira fase experimental (aveia), receberam 200 kg de N ha<sup>-1</sup>, enquanto as parcelas designadas como fertilização N-grãos, não receberam fertilização com nitrogênio (Tabela 6). Por outro lado, durante a segunda fase experimental (milho), as parcelas designadas como N-grãos receberam 200 kg N ha<sup>-1</sup>, enquanto as parcelas N-pastagem não receberam N.

Durante a fase I no cultivo de aveia, a fertilização com nitrogênio (200 kg N ha<sup>-1</sup>) das parcelas de N-Pastagem foi realizada quando as plantas estavam em estágio de perfilhamento. Na fase II no cultivo do milho, as parcelas N-grãos as quais não receberam adubação nitrogenada na aveia, receberam 200 kg de N ha<sup>-1</sup>, quando as plantas estavam no estágio V5-V6. A aplicação de nitrogênio, em ambas as épocas, foi realizada em dose única de uréia (CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>; 45% N) em condições climáticas e de umidade do solo favoráveis para utilização máxima do fertilizante.

### 3.2.3 Descrição das fases culturais

#### 3.2.3.1 Fase I – Pastagem de aveia preta ‘comum’ (*Avena strigosa* Schreb)

Após a colheita do feijão, referente a safra 2016/17, iniciou-se o preparo da área para a primeira fase do experimento, a fase de pastagem. A semeadura da aveia ocorreu nos dias 28 e 29 de abril de 2018. Foi utilizada densidade de semeadura de 59 kg ha<sup>-1</sup> de sementes puras e viáveis. A adubação de base consistiu em 60 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (330 kg ha<sup>-1</sup> de Super Simples) na linha, no ato da semeadura. O potássio (K) foi aplicado a lanço, após a emergência das plântulas de aveia, na dose de 85 kg de KCl ha<sup>-1</sup>, com um distribuidor hidráulico.

A aplicação do tratamento Tempo de N-Fertilização, nas parcelas N-Pastagem, na dose de 200 kg N ha<sup>-1</sup> foi aplicada no dia 25 de maio de 2017, na fase de perfilhamento da aveia.

O pastejo dos animais teve início no dia 13 de junho de 2018, 46 dias após a semeadura da aveia, quando altura média da pastagem era de 20 cm. Foram utilizados novilhos cruzados (nelore x charolês), de aproximadamente dois anos de idades. O

método de pastejo foi o contínuo, com taxa de lotação variável (Moot e Lucas, 1952), sendo que cada unidade experimental era alocada para manter dois animais *testers*, a carga animal era ajustada semanalmente para que o fator altura de pastejo fosse mantido de forma regular ao longo do experimento. Para isso, a altura do pasto era avaliada semanalmente em 40 pontos por piquete, utilizando régua graduada em centímetros, deste modo, quando necessário eram realizadas mudanças no número de animais reguladores. As alturas reais do pasto ficaram próximas das pretendidas, onde os tratamentos definidos como Alta Altura de pasto ficaram com média de 24,86 cm e os tratamentos referentes a Baixa Altura de pasto ficaram com média de 14,36 cm. Os animais permaneceram na área até o dia 27 de agosto 2017, totalizando 76 dias de pastejo. A dessecação da área total foi realizada em 29 de agosto 2017 utilizando o herbicida Gramocil (Paraquat + Diurom) na dose de 2 L ha<sup>-1</sup> + 50 ml ha<sup>-1</sup> de aquamax (adjuvante).

Vale ressaltar que durante o inverno de 2017, foram registradas condições climáticas adversas, tais como condições extremas de frio e déficit hídrico, que prejudicaram significativamente a produção de pastagens, e como resultado uma baixa produção de matéria seca residual, onde os tratamentos de alta altura apresentaram um total 1.453 kg de MS ha<sup>-1</sup>, e tratamentos de baixa estatura deixou um resíduo de apenas 640 kg de MS ha<sup>-1</sup> no solo

### 3.2.3.2 Fase II: Cultura de Grãos – Milho (*Zea mays*)

A semeadura de milho ocorreu em 04 de outubro de 2017. O híbrido utilizado foi o AG 9025 VT PRO3, com o espaçamento entre linhas de 0,45 m, 3,2 plantas m<sup>-1</sup> linear (população de 70.000 plantas ha<sup>-1</sup>). A adubação de base utilizada foi Fosfato-Monoamônio - MAP (08:40:00) na dose de 147 kg ha<sup>-1</sup>, (58 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>).

A aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio nas parcelas N-grãos foi realizada no dia 11 de novembro de 2017, quando o milho estava em estágio de desenvolvimento V5-V6, já as parcelas N-pastagem não receberam aplicação de N de cobertura no milho.

O manejo fitossanitário e de plantas daninhas foi efetuado conforme a necessidades durante o ciclo da cultura. No dia 03 de novembro de 2017 foi efetuada a primeira aplicação de herbicida e inseticida, com os seguintes produtos: Basfoliar H Plus



(Adjuvante) 60 mL ha<sup>-1</sup> + Prima Top (Atrazina + Simazina) 7 L ha<sup>-1</sup> + Callisto 130 mL ha<sup>-1</sup> + Orobor 60 mL ha<sup>-1</sup>.

A segunda aplicação fitossanitária foi realizada no dia 09 de dezembro de 2017 utilizando os seguintes produtos: Basfoliar H Plus (Adjuvante) 60 mL ha<sup>-1</sup> + Solist (Fungicida) 500 mL ha<sup>-1</sup> + Engeo Pleno (Inseticida) 300 mL ha<sup>-1</sup>, Hkaphos (Base foliar 07.12.40) 3 Kg ha<sup>-1</sup> + Glifosato Zapp QI (herbicida) 1,5 L ha<sup>-1</sup>. A colheita foi realizada no dia 10 de março de 2018.

#### 3.2.4 Coleta do solo

As amostragens de solo para avaliação do comportamento de N-amônio e N-nitrato no perfil do solo ocorreram durante os dois cultivos, sempre após a aplicação de N em cada cultivo (aproximadamente 15 dias após aplicação de N) e final do ciclo cultural (Aveia/Milho). A coleta de solo ocorreu em três pontos aleatórios por piquete (parcela), formando uma amostra composta das camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, as quais foram analisadas de forma isolada.

As amostras de solo foram coletadas com o auxílio de pá de corte e após foram conduzidas para secagem em estufa a 55 °C. Após amostras terem sido secas foram moídas em peneiras com malha de 2 mm e então conduzidas para análise.

A análise de nitrato e amônio foi efetuada conforme a metodologia de Bremner e Keeney (1966) determinados após extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, seguida de destilação, em que o nitrogênio foi retido em solução de ácido bórico e posterior titulado com ácido forte. A liga de Devarda foi utilizada para redução do nitrato a amônio.

#### 3.2.5 Análise estatística

Os teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo foram analisados em cada data de coleta de solo e por profundidade separadamente. Os pressupostos da análise de variância foram verificados e posteriormente os dados foram submetidos à análise de variância ( $\alpha = 5\%$ ) em esquema fatorial 2 x 2: Fator A= Altura de pasto (Alta e Baixa Altura); Fator B= Tempo de N-fertilização (N-Grãos e N-Pastagem).

Os resultados das variáveis observadas que apresentaram diferença significativa foram comparadas pelo teste de LSD, a 5% de significância, usando o software estatístico Statgraphics.

### 3.3.1 Fase I- Pastagem

Foi possível verificar influência dos tratamentos sobre os teores de N-amônio e N-nitrato do solo em ambas coletas realizadas durante a fase de pastagem. A tabela 7 apresenta os valores de probabilidade resultantes da análise de variância para a Coleta 1 que foi realizada 17 dias após aplicação de ureia nos tratamentos N-pastagem durante o cultivo da aveia, e Coleta 2 realizada após 76 dia de pastejo contínuo.

**Tabela 7** - Valores significativos de probabilidade (valor-P) para os teores de N-amônio e N-nitrato no solo, resultantes da Análise de variância comparando duas alturas de pasto (alta altura x baixa altura) e dois níveis de N-fertilização (N-pastagem x N-grãos) em um sistema de integração lavoura pecuária.

		Coleta 1			Coleta 2		
		Efeito de					
Profund.(m)		Altura Pasto	Tempo de N	Interação TN x AP	Altura Pasto	Tempo de N	Interação TN x AP
0-5 cm	Amônio	0,129	0,022	0,257	0,019	0,059	0,022
	Nitrato	0,334	0,006	0,112	0,059	0,024	0,861
5-10 cm	Amônio	0,393	0,027	0,237	0,337	0,464	0,210
	Nitrato	0,138	0,121	0,038	0,142	0,926	0,976
10-20 cm	Amônio	0,464	0,998	0,952	0,260	0,476	0,163
	Nitrato	0,020	0,014	0,009	0,352	0,447	0,199
20-40 cm	Amônio	0,009	0,794	0,098	0,665	0,850	0,845
	Nitrato	0,181	0,668	0,741	0,051	0,020	0,002

\*Valores de  $P < 0,05$  utilizados nos resultados estão apresentados em vermelho na tabela. TN: Tempo de N-fertilização. AP: Altura de pasto.

#### 3.3.1.1 Coleta 1 – 17 dias após adubação nitrogenada

A Tabela 8 apresenta os teores de N-amônio e N-nitrato nas diferentes profundidades de coleta realizada 17 dias após a aplicação de nitrogênio nos tratamentos N-Pastagem.

Na profundidade de 0-5 cm, tanto para os teores de N-amônio quanto N-nitrato foi verificado efeito significativo isolado do fator Tempo de N-fertilização, sendo em N-Pastagem apresentaram maiores teores de ambas formas de N em relação a N-grãos. Níveis mais elevados destes elementos nas parcelas N-pastagem principalmente na camada superficial do solo já eram esperados, uma vez que essas parcelas haviam recebido adubação nitrogenada pouco tempo antes da coleta de solo.

O maior teor de nitrogênio nas camadas superficiais do solo é resultante da maior presença de matéria orgânica e CTC, o que promove a adsorção deste par catiônico (N-amônio). Cabe ressaltar que os teores de N-amônio mesmo sendo menores nas parcelas N-grãos ainda assim estavam em um nível consideravelmente elevado, 52,75 mg kg<sup>-1</sup> para 0-5 cm, visto que essas parcelas não haviam recebido adubação nitrogenada recentemente, e a última aplicação ocorreu durante a cultura do feijoeiro que antecedeu a pastagem. Todavia, em uma coleta realizada por Rodhen (2019) a qual antecedeu o presente estudo, que foi após a colheita do feijão (13 de março de 2017) ou seja, antes da implantação da pastagem, o autor verificou que as parcelas N-grãos apresentaram 65,14 mg kg<sup>-1</sup> de N-amônio na camada de 0-5 cm de profundidade. Assim o autor atribuiu que os elevados teores de N-amônio na camada superficial do solo poderiam estar atrelados a presença dos restos culturais do feijoeiro, que é uma leguminosa e apresenta menor relação C/N, o que favorece a decomposição e mineralização do N nas camadas superficiais do solo, além de uma maior quantidade de matéria orgânica e capacidade de troca de cátions (CTC), promovendo a adsorção deste par catiônico.

**Tabela 8** - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) no solo, 17 dias após aplicação de N em cobertura na pastagem de aveia, em função do Tempo de N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).

			N-Grãos	N- Pastagem	Média
0-5 cm	N-Amônio	Alta Altura	49,89	65,42	57,65
		Baixa Altura	52,26	77,96	65,36
		Média	51,33 b	71,69 a	
0-5 cm	N-Nitrato	Alta Altura	19,89	28,99	23,86
		Baixa Altura	16,71	27,82	22,85
		Média	18,30 b	28,41 a	
5-10 cm	N-Amônio	Alta Altura	50,92	72,34	61,63
		Baixa Altura	58,72	70,66	64,69
		Média	54,82 b	71,50 a	
5-10 cm	N-Nitrato	Alta Altura	7,79 b	23,66 a	15,73
		Baixa Altura	13,09 b	8,21 b	10,65
		Média	10,44	15,94	
10-20 cm	N-Amônio	Alta Altura	27,03	27,29	27,27
		Baixa Altura	30,29	30,07	30,07
		Média	28,66	28,67	
10-20 cm	N-Nitrato	Alta Altura	8,49 b	22,22 a	15,36
		Baixa Altura	9,73 b	7,32 b	8,53
		Média	9,11	14,77	
20-40 cm	N-Amônio	Alta Altura	22,04	24,21	23,13 b
		Baixa Altura	32,95	30,29	31,72 a
		Média	27,49	27,25	
20-40 cm	N-Nitrato	Alta Altura	14,03	13,67	13,83
		Baixa Altura	9,46	7,03	8,24
		Média	11,73	10,35	

\*Valores em vermelho na linha de média, na coluna de média ou no interior da matriz, seguidas por letras diferentes se diferem estatisticamente pelo teste de médias LSD a 95% de probabilidade.

Na profundidade 5-10 cm, N-amônio novamente sofreu influência do tempo de N-fertilização, do mesmo modo, estes resultados já eram esperados uma vez que as parcelas N-pastagem haviam recebido aplicação de N a pouco tempo, e como efeito foram as que apresentaram maiores teores deste elemento. Para N-nitrato foi observado interação entre os fatores altura de pasto x tempo de N-fertilização. O tratamento alta altura N-pastagem apresentou maior teor de N-nitrato em relação aos demais tratamentos, que por sua vez não se diferiram entre si.

Na profundidade de 10-20 cm foi observado influência da interação entre Altura de pasto x N-fertilização apenas sobre os teores de N-nitrato sendo que maiores teores desta forma de nitrogênio foram observados nas parcelas pastejadas em alta altura

de pastejo e que receberam adubação nitrogenada, possivelmente esses teores estão relacionados a um maior aporte de material residual ao longo do experimento.

Na profundidade de 20-40 cm, foi observado apenas efeito isolado do fator altura de pasto para sobre os teores de N-amônio que apresentaram maiores teores de N-amônio.

De modo geral, em todas as profundidades foi observado que os teores de N-amônio estavam superiores aos teores de N-nitrato no solo, mesmo após 17 dias da aplicação de ureia, tal fato ocorreu em função das condições climáticas após a aplicação de N, visto que, iniciou-se um período de chuvas intensas (aproximadamente 300 mm), inibindo o processo de nitrificação bacteriana. Uma vez que, este processo é diretamente influenciado pela aeração e umidade do solo, assim quando o solo encontra-se sem aeração ou em ambiente reduzidos pelo excesso de umidade, o a nitrificação mediada pelos microrganismos não ocorre, ou ocorre de forma muito lenta, pois tal processo é depende da presença de oxigênio (Moreira e Siqueira, 2006).

#### 3.3.1.2 Coleta 2 – Final do período de pastejo

A coleta 2 ocorreu ao final do pastejo, contabilizando 105 dias após a aplicação de N na aveia e 76 dias de pastejo contínuo. Na Tabela 9 estão apresentados os teores de N-amônio e N-nitrato do solo. Os teores de N-amônio nas camadas superficiais do solo (0-5 e 5-10 cm de profundidade), chamaram atenção por estar em níveis consideravelmente elevados.

Estes elevados teores de amônio observados na camada superficial, possivelmente são decorrentes de um pico de decomposição do material vegetal que foi prejudicado durante as fortes geadas.

**Tabela 9** - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) após período de 76 dias de pastejo de aveia, em função do tempo de N-fertilização (N-pastagem e N-grãos) e do manejo da altura de pasto (alta altura e baixa altura).

		N-Grãos	N- Pastagem	Média	
0-5 cm	N-Amônio	Alta Altura	133,41 b	142,94 a	138,18
		Baixa Altura	131,84 b	94,6 c	113,22
		Média	132,63	118,77	
	N-Nitrato	Alta Altura	5,21	10,37	7,79
		Baixa Altura	8,34	13,83	11,09
		Média	6,78 b	12,10 a	
5-10 cm	N-Amônio	Alta Altura	154,52	171,72	163,12
		Baixa Altura	165,16	114,63	139,90
		Média	159,84	143,18	
	N-Nitrato	Alta Altura	9,6	9,69	9,65
		Baixa Altura	12,59	12,77	12,68
		Média	11,10	11,23	
10-20 cm	N-Amônio	Alta Altura	45,39	40,63	43,01
		Baixa Altura	43,13	54,34	48,75
		Média	44,28	47,49	
	N-Nitrato	Alta Altura	10,99	13,39	12,19
		Baixa Altura	12,72	5,6	9,16
		Média	11,86	9,50	
20-40 cm	N-Amônio	Alta Altura	43,97	43,88	43,92
		Baixa Altura	47,13	52,12	49,64
		Média	45,56	48,00	
	N-Nitrato	Alta Altura	7,48	10,07	8,78
		Baixa Altura	12,43	6,9	9,67
		Média	9,96	8,49	

\*Valores em vermelho na linha de média, na coluna de média ou no interior da matriz, seguidas por letras diferentes se diferem estatisticamente pelo teste de médias LSD a 95% de probabilidade.

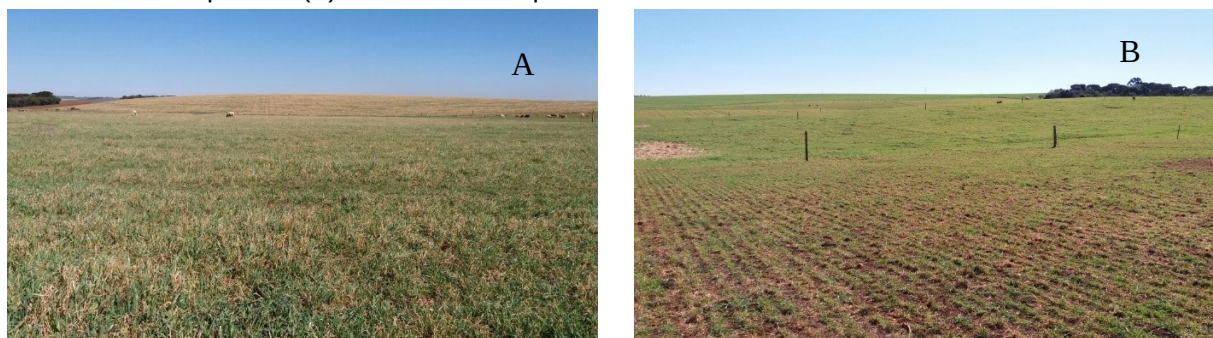
Durante o período de pastejo da aveia no inverno de 2017, ocorreram diversas condições climáticas adversas, as quais causaram grandes prejuízos na pastagem. Foram registradas fortes geadas e neve durante os dias de 17 à 22 de julho de 2017 (aproximadamente 25 dias antes da coleta de solo), sendo que no dia 18 de julho, os termômetros marcaram  $-2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ , tais condições foram agravadas pelo forte déficit hídrico que ocorreu na mesma época. Estas circunstâncias, foram responsáveis pela morte de grande quantidade de plantas de aveia (Figura 1), fazendo necessário diminuir a carga animal para manter as alturas do pasto de cada tratamento, sendo reduzido o número de animais mantidos em cada piquete (os quais foram suplementados com pré-secado e silagem de milho até um reestabelecimento da pastagem). Sendo assim, o material residual das plantas que foi prejudicado pelas condições climáticas estavam

passando pelo processo de decomposição e liberação de N. Estudos realizados Basso (1999) demonstrou que 41% de N liberado do resíduo de aveia preta ocorreu após 30 dias da dessecação, resultados semelhantes foram observados por Ceretta et al. (2002), verificaram que após 30 dias da dessecação de aveia preta, 56% do material residual havia sido decomposto, e a quantidade de N liberado do resíduo atingiu mais de 33 kg ha<sup>-1</sup>. Evidencia-se desta forma que, uma vez fixado em compostos orgânicos, o N estará sujeito à ciclagem no complexo planta-palha-solo.

Problemas climáticos semelhantes em relação a ocorrência de fortes geadas, foi observado por De Bortolli (2016) no mesmo experimento durante o pastejo do Aveia Preta, o qual afetou significativamente as plantas, conseqüentemente na avaliação de N-mineral ao final do pastejo, verificou teores elevados de N-nitrato no solo, desta forma, o autor atribuiu essa quantidade excessiva de nitrato devido ao material morto pela geada que estava passando pelo processo de decomposição.

Devido ao processo de decomposição e mineralização da biomassa vegetal ainda estar no início, resultou nos elevados teores de amônio no solo. Cabe destacar que o amônio presente no solo pode ser absorvido pela cultura subsequente, permanecer adsorvido à capacidade de troca de cátions (CTC) do solo ou sofrer imobilização na biomassa microbiana, reduzindo a possibilidade de perdas.

**Figura 6** - Condições da pastagem de aveia em função das alterações climáticas extremas. (A) Alta Altura do pasto e (B) Baixa Altura do pasto.



Na profundidade de 0-5 cm os teores de N-amônio foram influenciados pela interação entre os fatores. O tratamento N-Pastagem x alta altura apresentou maior concentração deste elemento ( $142,94 \text{ mg kg}^{-1}$ ), enquanto o tratamento N-pastagem x baixa altura apresentou menor teor de N-amônio no solo ( $94,60 \text{ mg kg}^{-1}$ ), possivelmente esta diferença ocorre em função de uma maior absorção pelas plantas quando manejadas a baixa altura, uma vez que o pastejo estimula o rebrote das plantas e maior absorção de nutrientes para produção de massa de forragem (Woods et al., 2017).

Além disso, algumas características próprias dos sistemas integrados justificam a maior eficiência no uso de fertilizantes nitrogenados. O menor espaçamento entre linhas no cultivo da pastagem aumenta a probabilidade de contato das raízes com os fertilizantes aplicados, favorecendo sua absorção; o pastejo mais intensivo estimula a renovação do dossel, e por consequência maior absorção desse nutriente visando repor o aparato fotossintético, e reduzindo as possíveis perdas (Assmann et al., 2017).

Já os teores de N-nitrato na profundidade de 0-5 cm, foram afetados apenas pelo tempo de N-fertilização, as parcelas N-grãos apresentaram teores menores que as parcelas N-pastagem. O aumento dos teores médios de N-nitrato nas parcelas N-Pastagem ( $12,10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) em relação as parcelas N-grãos ( $6,78 \text{ mg kg}^{-1}$ ), retrata o maior aporte de N no solo provindo da ciclagem de nutrientes nesse tratamento ao longo do pastejo. Ou seja, ocorre um maior efeito residual do N da fase de pastejo para a cultura subsequente quando a fertilização é realizada na pastagem (Assmann et al., 2003; Sandini et al., 2011).

Na profundidade de 5-10 cm não foi observada influência dos tratamentos sobre os teores de N-amônio ou de N-nitrato. No entanto, na média dos tratamentos, os teores de N-amônio ainda permaneciam elevados ( $151,51 \text{ mg kg}^{-1}$ ), refletido o efeito da intensa decomposição do material residual que sofreu influência das condições climáticas.



Na profundidade de 10-20 cm não foi observada influência dos tratamentos sob ambas as formas de nitrogênio no solo. Contudo, ressalta-se que os teores de N-amônio reduziram de forma considerável em relação a camada superior, a redução foi de aproximadamente 1/3 em relação ao valor observado na camada acima (média de todos os tratamentos foi de 45,88 mg kg<sup>-1</sup>). Tais resultados são um forte indicativo que o nitrogênio na forma amoniacal não está sendo lixiviado.

Na profundidade de 20-40 cm, os teores de N-amônio não foram influenciados pelos diferentes tratamentos, sendo observado um teor médio de 46,78 mg kg<sup>-1</sup>, por outro lado, houve grande redução em relação as duas camadas superficiais. Para os teores de N-nitrato na profundidade de 20-40 cm, foi verificada influência da interação entre os fatores. O tratamento baixa altura x N-pastagem foi o que apresentou menor teor do elemento (6,9 mg kg<sup>-1</sup>), indicando que ocorre uma absorção intensa desse nutriente nas camadas superficiais do solo, evitando com que ele seja lixiviado e migre para as camadas mais profundas do solo.

Um ponto importante a se destacar é que mesmo com a aplicação de uma dose relativamente elevada de nitrogênio (200 kg N ha<sup>-1</sup>) aliada a uma maior intensidade de pastejo, tais condições não provocaram aumentos dos teores de amônio e nitrato em profundidade superior a 20 cm. Deste modo, é possível observar que a intensidade de pastejo e a adubação nitrogenada não estão promovendo perdas de N na forma nítrica por lixiviação.

Levinsk-Huf (2018), neste mesmo experimento, também não constatou aumentos nos teores de amônio e nitrato no perfil do solo em ambos os tratamentos de altura de pasto e tempo N-fertilização após a aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de N de uma única vez na pastagem de azevém no inverno de 2015.

Outro ponto que contribui para redução das perdas N no perfil do solo, está associado ao sistema de pastejo que promove intensa competição por N no solo entre plantas e microrganismos (Groffman et al., 2000). Além disso, ocorre o desenvolvimento de um denso sistema radicular principalmente na camada superficial, promovendo maior absorção de nutrientes devido a constante rebrota da pastagem, e deste modo, as perdas de N por lixiviação são reduzidas.

### 3.3.2 Fase II: Milho

Na fase de cultura de grãos, os teores de N-amônio e N-nitrato também sofreram influência dos tratamentos tanto para a coleta 3 quanto para a coleta 4. A tabela 10 apresenta os valores de probabilidade resultantes da análise de variância para a Coleta 3 que foi realizada 15 dias após aplicação de ureia nas parcelas N-grãos durante o cultivo do milho, e Coleta 4 realizada logo após a colheita do milho.

**Tabela 10:** Valores significativos de probabilidade (valor-P) dos teores de N-amônio e N-nitrato no solo, resultantes da Análise de variância comparando duas alturas de pasto (alta altura x baixa altura) e dois níveis de N-fertilização (N-pastagem x N-grãos) em um sistema de integração lavoura pecuária. Coleta 3 foi realizada 15 dias após aplicação de N no milho, e Coleta 4 realizada logo após colheita do milho.

		Coleta 3			Coleta 4		
		Efeito de					
Profund.(m)		Altura Pasto	Tempo de N	Interação TN x AP	Altura Pasto	Tempo de N	Interação TN x AP
0-5 cm	Amônio	0,182	0,035	0,117	0,003	0,001	0,001
	Nitrato	0,017	0,017	0,044	0,930	0,012	0,654
5-10 cm	Amônio	0,003	0,157	0,752	0,104	0,828	0,542
	Nitrato	0,652	0,004	0,266	0,352	0,464	0,344
10-20 cm	Amônio	0,231	0,501	0,092	0,491	0,259	0,502
	Nitrato	0,952	0,023	0,098	0,654	0,408	0,354
20-40 cm	Amônio	0,004	0,228	0,067	0,148	0,276	0,321
	Nitrato	0,201	0,191	0,214	0,082	0,117	0,094

\*Valores de  $P < 0,05$  utilizados nos resultados estão apresentados em vermelho na tabela. TN: Tempo de N-fertilização. AP: Altura de pasto.

#### 3.3.2.1 Coleta 3 – 15 dias após adubação nitrogenada no milho

A tabela 11 apresenta os teores de N-amônio e N-nitrato 15 dias após a aplicação de N no cultivo de milho, os dados são apresentados comparando os efeitos do tempo de N-fertilização e das diferentes alturas de pastejo em cada profundidade de forma separada.

**Tabela 11** - Teor de N-amônio e N-nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) após 15 dias da aplicação de N em cobertura da cultura de milho, em função do Tempo de N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).

			N-Grãos	N- Pastagem	Média
0-5 cm	N-Amônio	Alta Altura	15,71	14,76	15,24
		Baixa Altura	16,53	13,48	15,01
		Média	16,12 a	14,12 b	
	N-Nitrato	Alta Altura	55,17 b	54,31 b	54,74
		Baixa Altura	63,42 a	55,14 b	59,28
		Média	59,29	54,72	
5_10 cm	N-Amônio	Alta Altura	18,6	14,18	16,39 a
		Baixa Altura	9,39	6,54	7,97 b
		Média	14,00	10,36	
	N-Nitrato	Alta Altura	25,05	14,61	19,83
		Baixa Altura	27,19	9,66	18,43
		Média	26,12 a	12,14 b	
10-20 cm	N-Amônio	Alta Altura	7,11	8,69	7,08
		Baixa Altura	9,75	8,34	9,05
		Média	7,61	8,52	
	N-Nitrato	Alta Altura	11,88	8,86	10,37
		Baixa Altura	14,47	6,38	10,42
		Média	13,17 a	6,62 b	
20-40 cm	N-Amônio	Alta Altura	6,46	9,57	8,01 a
		Baixa Altura	5,13	4,43	4,78 b
		Média	5,79	7,00	
	N-Nitrato	Alta Altura	6,51	7,97	7,24
		Baixa Altura	6,09	6,59	6,34
		Média	6,30	7,28	

\*Valores em vermelho na linha de média, na coluna de média ou no interior da matriz, seguidas por letras diferentes se diferem estatisticamente pelo teste de médias LSD a 95% de probabilidade.

Para os teores de N-amônio na profundidade de 0-5 cm foi observado apenas o efeito isolado do fator Tempo de N-fertilização, sendo que as parcelas de N-grãos apresentaram teores superiores de N-amônio do que parcelas N-pastagem. Este resultado já era esperado, visto que as parcelas N-grãos haviam recebido  $200 \text{ kg de N ha}^{-1}$  poucos dias antes da coleta de solo, assim a adubação nitrogenada em cobertura do milho, foi responsável por aportar maiores teores de N ao solo nestes tratamentos. Contudo é importante ressaltar que a diferença observada, embora significativa, foi pequena uma vez que as parcelas N-grãos apresentaram valores de N-amônio apenas 12% superiores às parcelas N-pastagem, mostrando que o efeito residual da aplicação de nitrogênio na fase pastagem (165 dias após a aplicação de N) manifestou-se fortemente no solo em uma fase de alta exigência e intensa absorção de N pelas plantas de milho

(estádio V5-V6). Ao comparar com a coleta anterior (final do pastejo), foi observado uma redução muito grande nos teores de N-amônio no solo na profundidade de 0-5 cm para todos os tratamentos, possivelmente a redução foi em virtude do processo de nitrificação do elemento, absorção pelas plantas e pelos microrganismos do solo.

Os teores de N-nitrato na profundidade de 0-5 cm sofreram influência da interação entre os fatores Altura de pasto x Tempo de N-fertilização. O maior valor foi observado em baixa altura de pasto x N-grãos (68,42 mg kg<sup>-1</sup>), enquanto os demais tratamentos não se diferiram entre si. Supostamente, o maior teor de N-nitrato observado no tratamento baixa altura de pasto x N-grãos, esteja relacionado com o aporte de N via fertilização em conjunto com menor imobilização de N pela microbiota do solo, quando comparado com o tratamento alta altura de pasto x N-grãos, que por sua vez, imobiliza mais N por apresentar uma maior relação C/N do material residual, em função da baixa intensidade de pastejo.

É importante ressaltar, que na camada de 0-5 cm de profundidade as parcelas N-pastagem apresentaram teores de N-nitrato consideravelmente elevados (apenas 8% inferior que N-grãos), mesmo sem ter recebido fertilização com N durante o cultivo do milho, deste modo, os teores de N-nitrato estão acima do nível crítico no solo que varia de 15 a 30 mg kg<sup>-1</sup> para a cultura do milho em profundidade inferior a 30 cm (Rambo et al., 2004; 2007). Esse comportamento é decorrente de efeito residual do N aplicado durante a pastagem.

Na profundidade 5-10 cm constatou-se efeito significativo isolado do fator altura de pasto sobre os teores de N-amônio. Os valores de N-amônio no solo nas parcelas manejadas a alta altura de pasto foram mais que o dobro dos valores observados a baixa altura de pasto. Possivelmente estes resultados são atribuídos pela maior quantidade de massa seca sobre o solo nas parcelas manejadas em alta altura de pastejo (Bernardon, 2016), e assim ter proporcionado uma maior quantidade de liberação de N dos resíduos, aumentando os teores de N-amônio no solo.

Os teores de N-nitrato na profundidade de 5-10 cm foram influenciados pelo Tempo de N-fertilização, as parcelas N-grãos apresentaram aproximadamente o dobro deste elemento do que nas parcelas N-pastagem (26,12 e 12,14 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Esta diferença está associada pela descida do N aplicado em cobertura nas parcelas N-grãos no perfil do solo, uma vez que a redução em relação a camada superficial foi aproximadamente pela metade nas parcelas N-grãos, enquanto nas

parcelas N-pastagem a redução em relação a camada superficial foi de aproximadamente um quarto.

Os teores de N-amônio na profundidade de 10-20 cm não sofreram influência dos tratamentos. Já os teores de N-nitrato nesta profundidade sofreram influência do tempo de N-fertilização, deste modo, as parcelas N-grãos apresentavam maiores níveis deste elemento. Tal fato, também pode ser justificado pela aplicação de N em cobertura do milho nas parcelas N-grãos.

Na profundidade de 20-40 cm o tratamento alta altura de pasto apresentaram maiores teores de N-amônio que as parcelas baixa altura, já os teores de N-nitrato não se diferiram entre os tratamentos.

De modo geral, o nitrato é um elemento químico altamente solúvel em água e não é adsorvido pelas cargas negativas do solo (CTC), se tornando assim a principal forma de N perdido pelo processo de lixiviação (Bissani et al., 2008). Assim, os resultados obtidos nesta profundidade indicam que mesmo com níveis de N-amônio e N-nitrato substancialmente elevados nas camadas superficiais, estes não estão sofrendo o processo de lixiviação ao longo do perfil do solo. Da mesma forma, Assmann et al., (2018) observaram maiores concentrações de N-nitrato nas camadas superficiais do solo e redução das mesmas ao longo do perfil do solo (20-40 cm), demonstrando indícios que não ocorre o processo de lixiviação de nitratos.

A coleta realizada após a fertilização nitrogenada nas parcelas N-grãos durante o cultivo de milho, foi muito importante para identificar os efeitos da adubação a nível de sistema, pois, foi possível observar através dos teores de N-amônio e N-nitrato no solo, que ocorre um efeito de N residual da fertilização nitrogenada aplicada na pastagem. Este efeito ocorre principalmente na camada superficial do solo (0-5 cm), a qual apresenta maior atividade microbiana. Deste modo, justifica-se que os microrganismos são responsáveis pela transferência do nitrogênio entre as culturas, uma vez que são considerados agentes de transformação e principais responsáveis pela ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Wardle e Giller, 1996; MARCHIORI Júnior e Melo, 1999), servem como fonte e dreno de nutrientes catalisado pela execução de processos enzimáticos no solo (Nannipieri et al., 2002).

O papel da microbiota do solo no sistema de ILP se dá por funcionar como um compartimento responsável pela liberação rápida de nutrientes, principalmente nitrogênio, às plantas pelo processo de mineralização dos resíduos e morte dos

organismos, sendo uma fonte lábil e constante de às culturas (Silva et al., 2010), sendo uma fonte lábil de nutrientes às culturas (Dick et al., 2009).

Neste sentido, cria-se uma espécie de memória do solo, que corrobora ao histórico de manejo do solo e da pastagem. Em sistemas de integração lavoura pecuária bem manejados, ou seja, com adubação da pastagem e manejo adequado da altura do pasto, verifica-se benefícios de longo prazo em relação a dinâmica dos nutrientes no sistema solo-planta-animal, o que promove melhorias nas características químicas, físicas e biológicas do sistema, melhorando a mineralização/imobilização do N, com efeitos importantes sobre a ciclagem de nutrientes (Carvalho e Moraes, 2005; Anghinoni et al., 2011).

Assim, acredita-se o N aplicado durante o perfilhamento da pastagem não é perdido no sistema, mas sim ele se mantém imobilizado na biomassa microbiana do solo, sendo constantemente reciclado, tal fato é justificado pela alta produtividade mesmo nos tratamentos que não receberam N em cobertura do milho (N-pastagem).

Os dados de produtividade do milho deste trabalho foram estudados por Tatto (dados não publicados). O autor verificou influência da interação entre os fatores altura de pasto x tempo de N-fertilização. A produtividade do tratamento alta altura x N-pastagem foi inferior ao alta altura x N-grãos (13.540,3 kg ha<sup>-1</sup> e 14.922,7 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Já os tratamentos baixa altura de pastejo não se diferiram dos demais tratamentos, de forma que as parcelas N-grãos tiveram uma produtividade de 14.321,3 kg ha<sup>-1</sup> e as parcelas N-pastagem apresentaram uma produtividade de 14.245,0 kg ha<sup>-1</sup>. A média geral do experimento foi de 14.257,35 kg ha<sup>-1</sup>. Estes dados podem ser justificados pelos elevados teores de N-nitrato no solo e pela elevada atividade microbiana nos tratamentos (dados apresentados no próximo capítulo).

De modo semelhante, Assmann et al., (2003) constataram que a produtividade de grãos de milho cultivado posteriormente a uma pastagem de azevém e aveia foi de aproximadamente 10.000 kg ha<sup>-1</sup> de grãos de milho, sem estas plantas terem recebido adubações nitrogenadas de base e de cobertura. No mesmo experimento, quando o milho foi cultivado sobre pastagem que não adubadas com nitrogênio, produtividades de grãos semelhantes só foram obtidas com a aplicação de aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de N na forma de ureia, no estágio V5-V6 da cultura do milho.

### 3.3.2.2 Coleta 4 – Após a colheita do milho

A última avaliação dos teores de N-amônio e N-nitrato no solo foi realizada após a colheita do milho em março de 2018, com objetivo de verificar o status do solo pós colheita, e as possíveis perdas por lixiviação nos tratamentos (Tabela 12).

Constatou-se efeito da interação entre os fatores Tempo de N-fertilização x altura de pasto sobre os teores N-amônio na profundidade de 0-5 cm de solo, de modo que o tratamento alta altura x N-grãos apresentou nível de N-amônio 77% inferior aos demais tratamentos.

Possivelmente os menores níveis de N-amônio encontrados no tratamento alta altura x N-grãos é justificado pela maior imobilização de N pelos microrganismos do solo, haja vista que este tratamento, apesar de receber N em cobertura do milho, veio de um sistema de pastejo menos intenso, condições as quais interferiram diretamente as características intrínsecas dos resíduos da pastagem que antecedeu o milho. Os resíduos de uma pastagem cultivada sem aplicação de N e manejada em alta altura, apresenta em suas características uma maior proporção de material vegetal lignificado e de difícil decomposição, o que gera uma relação C/N do solo superior, desencadeando um processo de ciclagem mais lento.

Os teores de N-nitrato na profundidade de 0-5 cm foram maiores nas parcelas N-pastagem que apresentaram níveis 55% superiores do que foi observado nas parcelas N-grãos. Os maiores níveis de N-nitrato nas parcelas N-pastagem possui um relação direta com a maior atividade microbiana nestes tratamentos, quando comparado as parcelas N-grãos (dados apresentados no próximo capítulo). Estudos realizados por Franzluebbbers et al., (1996) comprovam a correlação direta entre a mineralização líquida de N e a biomassa microbiana do solo, quanto maior a biomassa microbiana maior e mais potencializada é a mineralização de N no solo. Outro ponto importante é que o N aplicado durante a fase de milho não é capaz de se sustentar no solo e ser utilizado durante o cultivo da pastagem subsequente (Bernardon et al., 2020).

**Tabela 12** - Teor de N-amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e N-nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) mg kg<sup>-1</sup> final do cultivo de milho, em função do Tempo N-fertilização (N-Pastagem e N- Grãos) e do manejo da Altura de Pasto (Alta Altura e Baixa Altura).

			N-Fert Grãos	N- Fert Pastagem	Média
0-5 cm	N-Amônio	Alta Altura	5,99 b	28,66 a	17,33
		Baixa Altura	24,58 a	24,91 a	24,75
		Média	15,29	26,79	
	N-Nitrato	Alta Altura	8,72	20,41	14,57
		Baixa Altura	9,25	19,63	14,44
		Média	8,99 b	20,02 a	
5_10 cm	N-Amônio	Alta Altura	6,24	9,11	7,68
		Baixa Altura	16,75	15,34	16,05
		Média	11,50	12,23	
	N-Nitrato	Alta Altura	7,12	13,03	10,08
		Baixa Altura	15,9	7,53	11,72
		Média	11,51	10,28	
10-20 cm	N-Amônio	Alta Altura	13,83	12,37	13,10
		Baixa Altura	15,02	12,72	13,87
		Média	14,43	12,55	
	N-Nitrato	Alta Altura	5,9	9,14	7,52
		Baixa Altura	6,88	6,65	6,77
		Média	6,39	7,90	
20-40 cm	N-Amônio	Alta Altura	6,61	14,62	10,62
		Baixa Altura	17,99	12,06	15,03
		Média	12,30	13,34	
	N-Nitrato	Alta Altura	5,06	5,5	5,28
		Baixa Altura	5,85	5,79	5,82
		Média	5,46	5,65	

\*Valores em vermelho na linha de média, na coluna de média ou no interior da matriz, seguidas por letras diferentes se diferem estatisticamente pelo teste de médias LSD a 95% de probabilidade.

Na coleta realizada após a colheita do milho, a partir de 5 cm de profundidade os teores de N-amônio e N-nitrato não sofreram mais influência dos tratamentos. De modo que, os teores de N-amônio e N-nitrato foram reduzindo a medida que a profundidade do solo aumentava. Tais resultados confirmam o que vem sendo observado ao longo dos anos neste experimento, que mesmo com a aplicação de taxas únicas e substancialmente elevadas de N (200kg ha<sup>-1</sup>) em um sistema de integração lavoura pecuária que adota técnicas de plantio direto não ocorre lixiviação deste elemento ao longo do perfil (De Bortoli, 2016; Bernardon, 2016; Levinsk-Huf, 2018; Rodhen, 2019).



### 3.4 CONCLUSÃO

Conclui-se o N aplicado ao solo durante a cultura da aveia é capaz de se manter no sistema e apresentar seu efeito residual no cultivo do milho subsequente mesmo após 165 dias da aplicação, principalmente na camada superficial do solo (0-5 cm de profundidade), e desta forma esteve disponível para as plantas de milho, no momento em que elas apresentavam grande demanda e intensa absorção deste elemento (estádio V5-V6).

Não foram observados indícios de lixiviação de nitrogênio na profundidade de 0-40 cm, mesmo quando aplicações de 200 kg de N ha<sup>-1</sup> foram realizadas em uma única dose.

Ao final do cultivo do milho o manejo de baixa intensidade de pastejo e N aplicado apenas na cobertura do milho, não foi capaz de manter níveis de N mineral, na forma de N-nitrato e N-amônio no solo para o cultivo subsequente da pastagem.

Quando é realizado um manejo adequado de integração lavoura pecuária sobre premissas de plantio direto, a adubação a nível de sistemas é capaz de potencializar a produtividade e melhorar a fertilidade do solo, haja visto que os tratamentos N-pastagem apresentaram níveis residuais de N-amoniacal e N-nitrato no solo os quais foram capazes de sustentar elevada produtividade da cultura de milho, mesmo que o mesmo não tenha recebido aplicação de N em cobertura.

#### 4.0 USO DE PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO AFETADOS PELO MANEJO DE ADUBAÇÃO DE SISTEMAS EM INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA PARA DETERMINAÇÃO DE UM “SOLO SAUDÁVEL”

**Resumo:** A biomassa microbiana do solo é uma parte ativa da matéria orgânica do solo que desempenha um papel fundamental na decomposição de materiais orgânicos, ciclagem de nutrientes e formação da estrutura do solo. Deste modo, o objetivo do trabalho foi avaliar a contribuição dos parâmetros microbiológicos do solo na transferência de nutrientes entre fases culturais em integração lavoura pecuária com a utilização da técnica de adubação de sistemas. O experimento foi conduzido em um sistema de integração lavoura pecuária com delineamento em blocos ao acaso e esquema fatorial 2X2, sendo duas alturas de pastejo (alta altura e baixa altura) e dois tempos de N-fertilização (N aplicado durante a pastagem: N-pastagem, ou N aplicado durante o cultivo de milho subsequente: N-grãos) na dose de 200 kg de N ha<sup>-1</sup>. As avaliações consistiram em duas coletas de solo para determinação dos parâmetros microbiológicos do solo, realizadas ao final do cultivo da pastagem e do milho na profundidade de 0-10 cm. Na coleta de solo realizada ao final do período de pastejo os atributos microbiológicos não sofreram influências dos tratamentos, no entanto foi possível observar que a presença de grande quantidade material residual sobre o solo após o ciclo de pastagem estimulou a atividade microbiana do solo, o fluxo de CO<sub>2</sub> aos 3 dias apresentou média geral dos tratamentos de 332,56 mg C-CO<sub>2</sub> Kg<sup>-1</sup> solo em 3 dias, enquanto no final do cultivo do milho a média foi de 94,29 mg C-CO<sub>2</sub> Kg<sup>-1</sup> solo em 3 dias. As parcelas que receberam N durante o cultivo da pastagem (N-pastagem) apresentaram maior atividade microbiana bem como maiores teores de carbono na biomassa ao final do período do cultivo de milho. Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que a biomassa microbiana do solo é o elemento chave para a efetividade da aplicação do nitrogênio em adubação de sistemas, haja visto que, as parcelas N-Pastagem demonstram maior eficiência dos organismos no aproveitamento de C e N do solo mesmo ao final do cultivo de milho.

## 4.1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional vem se tornando um grande desafio para humanidade, principalmente no que diz respeito à produção de alimentos, fibras, energia, produtos madeireiros de forma compatível com a disponibilidade de recursos naturais, em especial solo e água (Cordeiro et al., 2015). Atualmente a agricultura se depara com desafios que geram preocupações sociais e ecológicas, sobre, como o mundo e seu povo poderão ser sustentados com recursos que estão limitados (Franzluebbers, 2018). Por este motivo, são intensos os apelos para que seja difundida em todo o mundo a concepção de uma produção agrícola mais sustentável, uma vez que o modelo de produção agropecuária convencional tem mostrado sinais de fragilidade, em virtude da elevada demanda por energia e por recursos naturais (Balbino et al., 2011).

Deste modo, novas técnicas de produção vem sendo difundidas, dentre elas, a adubação de sistemas em integração lavoura-pecuária, demonstra-se capaz de captar interações ecológicas entre os diferentes compartimentos, e tornar os ecossistemas agrícolas mais eficientes em ciclagem de nutrientes, preservando recursos naturais e meio ambiente, de forma a melhorar a qualidade do solo e aumentando da biodiversidade (Soussana e Lemaire, 2014; Lemaire et al., 2014).

A adubação de sistemas possui como premissa a ciclagem biológica de nutrientes entre as fases de um sistema de rotação de culturas, além de buscar a máxima eficiência de uso dos nutrientes e reduzir as entradas, sem perder a fertilidade do solo a longo prazo (Assmann et al., 2014). Em geral, esta abordagem contrasta com as recomendações de adubação de áreas agrícolas realizadas no modelo tradicional, com fertilização específica na cultura a ser implantada, em que na maioria das vezes é de grãos. No modelo de adubação tradicional é avaliado apenas o efeito isolado de um determinado nutriente, raramente analisando o efeito residual destas adubações, bem como, as modificações que estas podem causar no sistema solo-planta-animal. Já, a adubação de sistemas considera todas as culturas envolvidas na rotação (culturas agrícolas, adubos verdes e pastagens) na dinâmica de reciclagem de nutrientes. A reciclagem de nutrientes entre os cultivos pode se dar de forma direta via formas inorgânicas ou indiretas via formas orgânicas provenientes do processo de mineralização.

Os principais agentes que atuam na ciclagem de nutrientes e são base para o entendimento da adubação dos sistemas são os microrganismos do solo, eles possuem

papel fundamental na manutenção do solo. Entre as diversas funções, a microbiota do solo é responsável pela ciclagem de nutrientes no sistema, sendo a sua biomassa também um potencial reservatório de nutrientes às plantas. Portanto, uma das formas para alcançar a sustentabilidade agrícola é o emprego de sistemas de produção que maximizam as atividades da microbiota no solo (Kleina, 2018).

No processo de decomposição da matéria orgânica do solo, a biomassa microbiana degrada substratos orgânicos para obter nutrientes e produzir energia que serve à formação e desenvolvimento de suas células. Durante o crescimento, a biomassa microbiana do solo imobiliza temporariamente nutrientes em sua estrutura. Dessa forma, se torna um compartimento de reserva e pode liberar e disponibilizar os nutrientes às plantas após a sua morte e decomposição (Gama-Rodrigues, 2008).

Geralmente a recomendação de uso de N na cultura de milho é baseada na expectativa de produtividade, o que pressupõe que a mineralização do N-orgânico não seja considerada como fonte de N para a cultura (Mulvaney et al., 2009). No entanto, estudos realizados por Gava et al., (2006) demonstraram a importância do N orgânico na cultura de milho, onde ao aplicar  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $^{15}\text{N}$ -uréia observaram que  $43 \text{ kg ha}^{-1}$  de N na parte aérea foram provenientes do fertilizante marcado (25% do total absorvido), enquanto o restante, cerca de  $129 \text{ kg ha}^{-1}$  de N, foram absorvidos de outras fontes, principalmente da mineralização do nitrogênio orgânico do solo.

Os sistemas integrados de produção agropecuária em conjunto com novas técnicas de adubação, podem aumentar a "saúde" do solo e a produtividade das lavouras, reduzir os requisitos de insumos externos, aumentar a estabilidade e diversidade e reduzir a poluição ambiental da agricultura. Assim, pesquisas são necessárias para estabelecer as limitações produtivas e ambientais, bem como as consequências de sistemas integrados de produção agropecuária, para compreender as interações potenciais entre os vários componentes (Franzluebbbers, 2007). Deste modo, o objetivo do trabalho foi avaliar a contribuição dos parâmetros microbiológicos como promotor da saúde do solo, e a sua importância na transferência de nutrientes entre fases culturais em integração lavoura pecuária com a utilização da técnica de adubação de sistemas.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

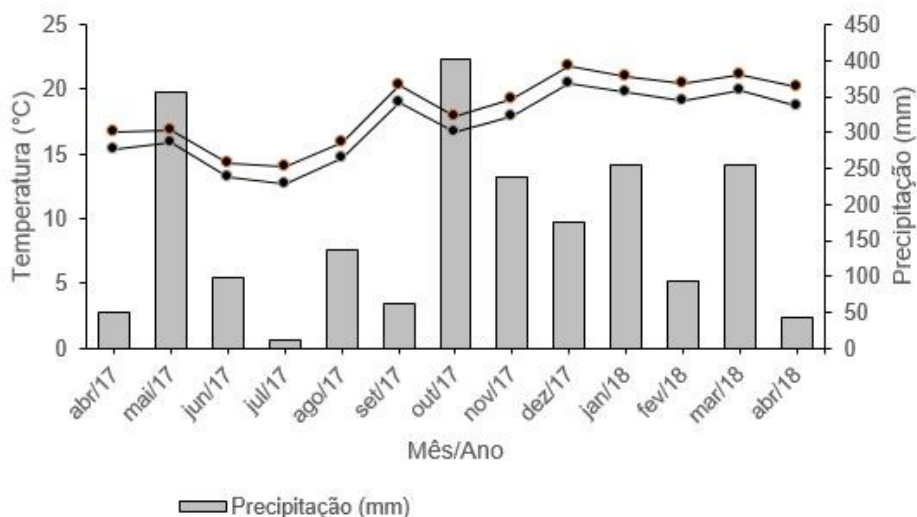
### 4.2.1 Caracterização da área experimental

O experimento iniciou no ano de 2012, na Fazenda C.M. Pacheco, localizada no município de Abelardo Luz - Santa Catarina. A região se situa no planalto catarinense, com altitude de 850 m, latitude de 26° 31' 29,67" Sul e longitude de 53° 04" Oeste.

O clima da região é caracterizado como subtropical úmido mesotérmico (*Cfb*), segundo a classificação de Köppen, com verão ameno e sem estação seca definida, precipitação média anual entre 1100 e 2000 mm, com geadas frequentes e severas.

Os dados meteorológicos são apresentados na Figura 7, durante o mês de julho de 2017 registrou-se a ocorrência de geadas entre os dias 17 até 22, sendo que no dia 18 de julho, os termômetros marcaram -2,8.

**Figura 7** – Dados meteorológicos observados durante o período experimental (Fase de Pastagem – Inverno 2017 e Fase de Lavoura - Verão 2017/2018) (abril de 2017 a abril de 2018) na região de Abelardo Luz –SC.



O solo do local é classificado como Latossolo Bruno distrófico típico (Santos et al., 2013), textura muito argilosa com horizonte A proeminente, os teores de argila ficam superiores 69% até 40 cm de profundidade, e a área possui um relevo suave ondulado (7% de declividade).

Em 22 de março de 2017, foi realizada a amostragem do solo em toda a área, na camada de 0-20 cm, para efetuar a recomendação de adubação e calagem, conforme a Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2016).

A Tabela 13 apresenta um compilado de dados ao longo dos seis anos de experimento, são apresentadas as análises químicas de rotina do solo em amostragens feitas em toda a área experimental na camada de 0-20 cm. Porém o presente estudo analisou apenas os dados do ano agrícola 2017/18.

**Tabela 13** – Histórico dos atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm em experimento de ILP com adubação de Sistemas, Abelardo Luz – SC.

Ano	pH	M.O.	P	K	Ca	Mg	CTC	V
	CaCl <sub>2</sub>	g dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>		-----cmolc dm <sup>-3</sup> -----			%
2012	5,20	45,10	4,09	86,20	3,70	2,60	11,52	52,80
2014	4,94	36,30	4,57	87,87	3,85	1,97	10,41	55,95
2015	4,89	39,84	4,95	89,70	4,42	2,75	12,62	58,56
2016	4,70	51,71	14,37	171,6	4,36	2,24	14,23	49,50
<b>2017</b>	<b>5,10</b>	<b>54,95</b>	<b>14,20</b>	<b>187,2</b>	<b>5,80</b>	<b>1,50</b>	<b>13,76</b>	<b>56,54</b>

Nota: Laboratório de análises de solos UTFPR/IAPAR. Metodologias: M.O. por digestão úmida; P e K extraídos com solução de Mehlich<sup>-1</sup>; pH em CaCl<sub>2</sub> 1:2,5; Ca, Mg extraídos com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>.

#### 4.2.2 Delineamento Experimental e Tratamentos

O experimento foi realizado no ano agrícola 2017/18, e dividido em duas etapas: durante outono/inverno foi realizado o pastejo em aveia preta 'comum' (*Avena strigosa* Schreb.) (Fase I) e na primavera/verão uma safra de milho (*Zea mays*) (Fase II). Neste sentido, foram realizadas duas coletas de solo para analisar as variáveis microbiológicas do solo (Tabela 14).

**Tabela 14** – Descrição das coletas de solo realizadas no ano agrícola 2017/2018 para determinação das variáveis microbiológicas do solo.

Nome	Fase	Data	Descrição
<b>Coleta 1</b>	Pastagem	09 set 2017	Final do pastejo
<b>Coleta 2</b>	Milho	12 mar 2018	Após colheita do milho

Em todas as coletas de solo, foi utilizado um delineamento em blocos ao acaso com três repetições, onde os tratamentos foram desenhados em arranjo fatorial 2 x 2, sendo duas alturas de pasto (alta altura de pastejo e baixa altura de pastejo) e dois tempos de N-fertilização (N-grãos e N-pastagem).

O fator altura de pasto consistiu em duas diferentes alturas de pastejo alta altura de pastejo e baixa altura de pastejo, as quais foram definidas em 15 cm para baixa altura e 25 cm alta altura.

O fator N-Fertilização representa a fertilização em nível de sistema, que em integração lavoura pecuária, consiste na aplicação de fertilizante nitrogenado em apenas uma fase das culturas, ou seja, a fertilização N é aplicada apenas uma vez em um ano agrícola de rotação lavoura-pastagem sistema. Portanto, neste estudo, a fertilização com N (dose de 200 kg N ha<sup>-1</sup>), consistiu em dois tratamentos: fertilização com N na pastagem ou fertilização com N no milho. As parcelas com fertilização N-pastagem, durante a primeira fase experimental (aveia), receberam 200 kg de N ha<sup>-1</sup>, enquanto as parcelas designadas como fertilização N-grãos, não receberam fertilização com nitrogênio (Tabela 1). Por outro lado, durante a segunda fase experimental (milho), as parcelas designadas como N-grãos receberam 200 kg N ha<sup>-1</sup>, enquanto as parcelas N-pastagem não receberam N.

Durante a fase I no cultivo de aveia, a fertilização com nitrogênio (200 kg N ha<sup>-1</sup>) das parcelas de N-Pastagem foi realizada quando as plantas estavam em estágio de perfilhamento. Na fase II no cultivo do milho, as parcelas N-grãos as quais não receberam adubação nitrogenada na aveia, receberam 200 kg de N ha<sup>-1</sup>, quando as plantas estavam no estágio V5-V6. A aplicação de nitrogênio, em ambas as épocas, foi realizada em dose única de uréia (CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>; 45% N) em condições climáticas e de umidade do solo favoráveis para utilização máxima do fertilizante.

#### 4.2.3 Descrição das fases culturais

##### 4.2.3.1 Fase I – Pastagem de aveia preta ‘comum’ (*Avena strigosa* Schreb)

Após a colheita do feijão, referente a safra 2016/17, iniciou-se o preparo da área para a primeira fase do experimento, a fase de pastagem. O plantio da aveia ocorreu em 28 e 29 de abril de 2018. Foi utilizada uma densidade de semeadura de 59 kg há de sementes puras e viáveis. A adubação de base consistiu em 60 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (330 kg ha<sup>-1</sup> de Super Simples) na linha, no ato da semeadura. O potássio foi aplicado a lanço, após a emergência das plântulas de aveia, na dose de 85 kg de KCl ha<sup>-1</sup>, com um distribuidor hidráulico.

A aplicação Tempo de N-Fertilização em N-Pastagem, na dose de 200 kg N ha<sup>-1</sup> foi aplicada no dia 25 de maio de 2017, na fase de perfilhamento da aveia.

O pastejo dos animais teve início no dia 13 de junho de 2018, 46 dias após a semeadura da aveia, quando a mesma apresentava altura média de 20 cm, foram utilizados novilhos cruzados (nelore x charolês), de aproximadamente dois anos de idades. O método de pastejo foi o contínuo, com taxa de lotação variável (Moot e Luccas, 1952), sendo que cada unidade experimental era alocada para manter dois animais *testers*, a carga animal era ajustada semanalmente para que o fator altura de pastejo fosse mantido de forma regular ao longo do experimento. Para isso, a altura do pasto era avaliada semanalmente em 40 pontos por piquete, utilizando régua graduada em centímetros, deste modo, quando necessário eram realizadas mudanças no número de animais reguladores. As alturas reais do pasto ficaram próximas das pretendidas, onde os tratamentos definidos como Alta Altura de pasto ficaram com média de 24,86 cm e os tratamentos referentes a Baixa Altura de pasto ficaram com média de 14,36 cm. Os animais permaneceram na área até o dia 27 de agosto 2017, totalizando 76 dias de pastejo. A dessecação da área total foi realizada em 29 de agosto 2017 utilizando o herbicida Gramocil (Paraquat + Diurom) na dose de 2 L ha<sup>-1</sup> + 50 ml ha<sup>-1</sup> de aquamax (adjuvante).

#### 4.2.3.2 Fase II: Cultura de Grãos – Milho (*Zea mays*)

A semeadura de milho ocorreu em 04 de outubro de 2017. O híbrido utilizado foi o AG 9025 VT PRO3, com o espaçamento entre linhas de 0,45 m, e entre plantas de 3,2 plantas m<sup>-1</sup> linear (população de 70.000 plantas ha<sup>-1</sup>). As sementes continham tratamento industrial para o controle de lagartas e percevejos para as fases iniciais de desenvolvimento do milho. A adubação de base utilizada foi Fosfato-Monoamônio - MAP (08:40:00) na dose de 147 kg ha<sup>-1</sup>, (58 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>).

A aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio nas parcelas N-grãos foi realizada no dia 11 de novembro de 2017, quando o milho estava em estágio de desenvolvimento V5-V6, já as parcelas N-pastagem não receberam aplicação de N de cobertura no milho.

O manejo fitossanitário e de plantas daninhas foi efetuado a rigor durante o ciclo da cultura. No dia 03 de novembro de 2017 foi efetuada a primeira aplicação de



herbicida e inseticida, com os seguintes produtos: Basfoliar H Plus (Adjuvante) 60 mL ha<sup>-1</sup> + Prima Top (Atrazina + Simazina) 7 L ha<sup>-1</sup> + Callisto 130 mL ha<sup>-1</sup> + Orobor 60 mL ha<sup>-1</sup>.

A segunda aplicação fitossanitária foi realizada no dia 09 de dezembro de 2017 utilizando os seguintes produtos: Basfoliar H Plus (Adjuvante) 60 mL ha<sup>-1</sup> + Solist (Fungicida) 500 mL ha<sup>-1</sup> + Engeo Pleno (Inseticida) 300 mL ha<sup>-1</sup>, Hkaphos (Base foliar 07.12.40) 3 Kg ha<sup>-1</sup> + Glifosato Zapp QI (herbicida) 1,5 L ha<sup>-1</sup>. A colheita foi realizada no dia 10 de março de 2018.

#### 4.2.4 Coleta de solo

##### 4.2.4.1 Fluxo de CO<sub>2</sub> e Respiração Basal do solo (RBS)

Foram realizadas duas coletas de solo para as avaliações microbiológicas, sendo no final do período de pastejo (28 de agosto de 2017) e ao final do ciclo do milho (12 de março de 2018). Para a determinação das variáveis microbianas foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de profundidade, em 3 pontos de cada parcela, totalizando 9 amostras por tratamento. Posteriormente, o solo foi seco estufa à 55°C por 72 horas (até massa constante) e suavemente esmagado para passar por uma peneira com malha de 2 mm, conforme metodologia proposta por Franzluebbbers et al., (2000). Posteriormente, em duplicatas, subamostras de solo (50 g) foram reumedecidas à 50% da capacidade de campo (supondo densidade de partícula de 2,65 Mg m<sup>3</sup>) e incubada a 25 °C ± 1 °C em potes de vidros de 5 L selados com plástico filme.

Em cada pote, havia um frasco com uma armadilha alcalina contendo 10 mL de hidróxido de sódio (NaOH 1,0 M), para capturar o CO<sub>2</sub>, e outro contendo 10 mL de água, para manter a umidade. Em seguida, as amostras foram incubadas no escuro à 25°C, os frascos contendo NaOH foram substituídos aos 3, 7, 10 e removidos aos 24 dias de incubação, e a quantidade de C-CO<sub>2</sub> liberada foi determinada através da titulação das soluções de NaOH utilizando ácido clorídrico (HCl 1,0 M) (ANDERSON, 1982). Para proceder às titulações, foram adicionados às soluções de NaOH, 1 mL de cloreto de bário (BaCl<sub>2</sub> 1,5 M) e duas gotas de fenolftaleína como marcador. O controle foi estabelecido por um frasco sem solo submetido às mesmas condições dos frascos contendo a amostra de solo.

A atividade microbiana foi avaliada pela determinação do fluxo de CO<sub>2</sub> após 3 dias de incubação e pela respiração basal do solo (RBS) durante 24 dias de incubação.

A quantidade de CO<sub>2</sub> liberado foi calculada pela equação:

**Fluxo de CO<sub>2</sub> (3d)** →  $C\text{-CO}_2 = \{(mL_{\text{branco}} - mL_{\text{amostra}}) \times N \text{ HCl} \times 6 \times 1000\} S^{-1}$

**RBS** →  $C\text{-CO}_2 = (\{(mL_{\text{branco}} - mL_{\text{amostra}}) \times N \text{ HCl} \times 6 \times 1000\} S^{-1})/h^{-1}$

Onde: C-CO<sub>2</sub> é a quantidade de CO<sub>2</sub> liberada do solo (mg kg<sup>-1</sup> solo); mL branco é o volume de HCl gasto para titular o branco (mL); mL amostra é o volume de HCl gasto para titular a amostra de solo incubada (mL); N HCl é a normalidade do HCl (1 mol L<sup>-1</sup>); 6 é o valor do peso equivalente de carbono (6); 1000 é o valor conversão de g para kg; S é a massa de solo utilizada (g); h<sup>-1</sup> é o total de horas que as amostras estiveram incubadas.

#### 4.2.4.2 Carbono da biomassa microbiana do solo C-BMS

Aos 10 dias, uma das duas sub-amostras foi removida, fumigada com clorofórmio por 24h e incubada separadamente em um vidro nas mesmas condições acima, para determinar o fluxo de C-CO<sub>2</sub> representando o Carbono da Biomassa Microbiana do solo (CBM).

O carbono da biomassa microbiana foi determinado pela seguinte equação:

$$\mathbf{C\text{-BMS}} = (C\text{-CO}_{2\text{amostra fumigada}} - C\text{-CO}_{2\text{amostra não-fumigada}}) *Kc$$

Onde: CBM é a Biomassa microbiana do solo; C-CO<sub>2amostra fumigada</sub> é a quantidade de CO<sub>2</sub> liberada da subamostra que foi fumigada com clorofórmio; C-CO<sub>2amostra não-fumigada</sub> é a quantidade de CO<sub>2</sub> da subamostra que não foi fumigada e para Kc assume-se que 41% do CBM do solo foi convertido em CO<sub>2</sub> durante os 10 dias de incubação após a fumigação (Anderson & Domsch, 1978), deste modo utiliza-se uma fator de conversão de 0,41.

#### 4.2.4.3 Quociente metabólico e Quociente microbiano do solo

Com os resultados da atividade respiratória microbiana e do C-BMS calculou-se o quociente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ), que representa a quantidade de C-CO<sub>2</sub> liberada em

determinado tempo, por unidade de C microbiano ( $\text{mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C-BMS h}^{-1}$ ), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993).

## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.3.1 Coleta 1: Final do pastejo

Após o pastejo de aveia preta os valores de Fluxo de  $\text{CO}_2$  do solo (aos 3 dias), respiração basal do solo (RBS) e carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) na camada de 0-10 cm de profundidade, não variaram em função da altura de pastejo e do tempo de aplicação de nitrogênio (Tabela 15). Cabe ressaltar, que no período da coleta, havia uma grande quantidade de material residual passando pelo processo de decomposição em ambos os tratamentos, os quais foram originados da morte precoce da aveia, em virtude de condições climáticas adversas.

A pastagem de aveia preta sofreu grandes prejuízos no inverno de 2017, em função de condições climáticas extremas, foram registradas fortes geadas e neve durante os dias de 17 a 22 de julho de 2017 (aproximadamente 25 dias antes da coleta de solo), sendo que no dia 18 de julho, os termômetros marcaram  $-2,8 \text{ }^\circ\text{C}$ , tais condições foram agravadas pelo forte déficit hídrico que ocorreu na mesma época (Figura 7). Assim, estas circunstâncias, foram responsáveis pela morte de grande quantidade de plantas de aveia as quais estariam passando pelo processo de decomposição. No entanto esperava-se observar diferenças nos atributos microbiológicos, em função das características intrínsecas da pastagem em cada tratamento.

**Tabela 15** – Fluxo de CO<sub>2</sub> do solo (aos 3 dias), Respiração Basal do solo (RBS), Quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>), e carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) após o período de 76 dias de pastejo de Aveia Preta em setembro de 2017, em função da Altura de Pastejo e do Tempo de N-fertilização profundidade de 0-10 cm.

	<b>Fluxo CO<sub>2</sub> 3d</b>	<b>RBS</b>	<b>C-BMS</b>	<b>qCO<sub>2</sub></b>
	mg C-CO <sub>2</sub> Kg <sup>-1</sup> solo em 3 dias	mg C-CO <sub>2</sub> Kg <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup>	mg C Kg <sup>-1</sup> solo seco	mg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C-BMS h <sup>-1</sup>
Alta Altura	351,55 <sup>ns</sup>	5,40 <sup>ns</sup>	442,59 <sup>ns</sup>	1,08 <sup>ns</sup>
Baixa Altura	313,56	5,22	479,81	1,26
Desv.	32,63	0,57	40,78	0,11
N-Grãos	315,08 <sup>ns</sup>	5,08 <sup>ns</sup>	461,70 <sup>ns</sup>	1,26 <sup>ns</sup>
N-Pastagem	350,04	5,54	460,70	1,24
Desv.	32,41	0,56	40,69	0,11
<b>Interação</b>				
AA vs NG	305,78 <sup>ns</sup>	4,87 <sup>ns</sup>	476,07 <sup>ns</sup>	0,87 a
AA vs NP	397,32	5,30	409,11	1,34 b
BA vs NG	324,38	5,92	447,33	1,30 b
BA vs NP	302,75	5,15	512,30	1,19 b
Desv.	46,12	0,80	57,56	0,16
<b>Média</b>	<b>332,56</b>	<b>5,31</b>	<b>461,20</b>	<b>1,18</b>

Médias seguidas de letras distintas na coluna dos fatores e nas colunas da interação separadamente diferem entre si pelo teste de LSD (p<0,05). AA=Alta Altura de Pastejo, BA=Baixa Altura de Pastejo, NP= N-fertilização na pastagem e NG= N-fertilização no milho; Desv. = Desvio Padrão; <sup>ns</sup> = não significativo.

A presença de material residual da pastagem sobre o solo estimulou a atividade microbiana do solo, o fluxo de CO<sub>2</sub> aos 3 dias apresentou média geral dos tratamentos de 332,56 mg C-CO<sub>2</sub> Kg<sup>-1</sup> solo em 3 dias. A determinação do fluxo de CO<sub>2</sub> aos 3 dias, após reidratação de solos secos, reflete a capacidade funcional do solo ciclar nutrientes, decompor resíduos orgânicos e catalisar e estabilizar os processos do ecossistema por meio da interação dos diversos organismos (Franzluebbers et al., 2016), além disso possui correlação direta com a mineralização líquida de N (Gilmour et al., 1985; Franzluebbers et al., 1996). Schomberg et al., (2009) em um estudo que avaliou 44 amostras de dez diferentes tipos de solo do sul dos EUA verificaram que o fluxo de CO<sub>2</sub> durante três dias de incubação foi a técnica que melhor previu a mineralização potencial de N a longo prazo. Deste modo, o elevado fluxo de CO<sub>2</sub> em ambos os tratamentos estão associados aos elevados teores de N-amoniaco observados no mesmo período (final do período de pastejo) neste presente trabalho, onde para as camadas superficiais este elemento variaram de 171,72 a 94,60 mg kg<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Porém os resultados de fluxo de CO<sub>2</sub> devem ser avaliados com cautela, uma vez que, um excessivo processo de mineralização de C (ex.: > 500 mg.kg<sup>-1</sup>.3d<sup>-1</sup>) pode

provocar uma imobilização significativa de nitrogênio e, temporariamente quebra a relação entre o fluxo de CO<sub>2</sub> e a mineralização de N (Franzluebbers et al., 1996; Franzluebbers, 1999; Franzluebbers & Brock, 2007). Este nível excessivo de mineralização de C pode ocorrer quando se faz a aração em áreas cultivadas em sistema de plantio direto por longo tempo, com a adição de matéria orgânica alta taxa de decomposição.

Os teores de biomassa microbiana do solo observados no presente trabalho são consideravelmente elevados (média geral de 461,20 mg C Kg<sup>-1</sup> solo seco), Mendes et al., (2015) propuseram uma tabela de interpretação dos atributos microbiológicos com base no rendimento acumulado de grãos das culturas de milho e soja em sistema de plantio direto na região do cerrado, onde os valores obtidos foram, ≤215, 216-375 e ≥375 mg de C Kg<sup>-1</sup> de solo, considerando respectivamente os níveis baixos, moderado e adequados. No entanto, é importante ressaltar que parâmetros biológicos são muito sensíveis as variações de manejo e clima, assim diferentes locais podem refletir em resultados diferentes.

O quociente metabólico ( $qCO_2$ ) foi o único parâmetro que sofreu influência dos tratamentos no final do pastejo, foi observada interação entre os fatores tempo de N-fertilização e da altura de pastejo ( $p=0,0021$ ). A alta altura de pastejo com a fertilização nitrogenada realizada durante o cultivo de grãos apresentou menor valor de  $qCO_2$ , enquanto os demais tratamentos não se diferiram entre si. No entanto, esperava-se que os tratamentos que haviam recebido N na pastagem apresentassem menores valores de  $qCO_2$ , haja visto que este parâmetro determina a eficiência da biomassa microbiana na utilização de C como substrato, e reflete o grau em que os microrganismos do solo são limitados pelo substrato (Kaschuk et al., 2010). Valores de  $qCO_2$  acima de 2 g C-CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> Kg C-BMS<sup>-1</sup> são comumente supostos para indicar um limiar crítico para o desempenho de comunidades microbianas (Anderson, 2003), ou seja, quanto menor for o  $qCO_2$  mais eficiente é a comunidade microbiana do solo em acumular C, sendo menos C perdido na forma de CO<sub>2</sub>, demonstrando um maior estado de equilíbrio. Por outro lado, valores elevados são indicativos de ecossistemas jovens, submetidos a alguma condição de estresse (Maluche-Baretta et al., 2006). Na coleta de final de pastejo, nenhum dos tratamentos apresentaram valores de  $qCO_2$  superior ao limiar crítico de desempenho.

#### 4.3.2 Coleta 2: Final do milho

Na coleta de final do cultivo de milho, o fluxo CO<sub>2</sub> aos 3 dias de incubação não sofreu influência da intensidade de pastejo e do tempo de N-fertilização, a média geral dos tratamentos foi de 94,29 mg C-CO<sub>2</sub> Kg<sup>-1</sup> solo em 3 dias. Ao comparar com a coleta de pastejo, houve uma redução de 71% nesta variável, sendo um forte indicativo que no momento da coleta realizada ao final do pastejo, estaria ocorrendo um pool na decomposição dos resíduos da pastagem que sofreu influência das condições climáticas.

A respiração basal do solo (RBS), o carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) e o quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>) sofreram influência do tempo de aplicação de N (Tabela 16).

**Tabela 16** – Fluxo de CO<sub>2</sub> do solo (aos 3 dias), Respiração Basal do solo (RBS), Quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>), e carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) após a colheita do milho em março de 2018, em função da Altura de Pastejo e do Tempo de N-fertilização na profundidade de 0-10 cm.

	<b>Fluxo CO<sub>2</sub> 3d</b>	<b>RBS</b>	<b>C-BMS</b>	<b>qCO<sub>2</sub></b>
	mg C-CO <sub>2</sub> Kg <sup>-1</sup> solo em 3 dias	mg C-CO <sub>2</sub> Kg <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup>	mg C Kg <sup>-1</sup> solo seco	mg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C-BMS h <sup>-1</sup>
Alta Altura	100,77 <sup>ns</sup>	4,73 <sup>ns</sup>	377,88 <sup>ns</sup>	1,43 <sup>ns</sup>
Baixa Altura	87,81	5,21	387,54	1,78
Desv.	8,12	0,25	26,81	0,27
N-Grãos	92,29 <sup>ns</sup>	4,59 b	318,56 b	1,99 b
N-Pastagem	96,29	5,35 a	446,84 a	1,22 a
Desv.	8,08	0,25	26,98	0,27
<b>Interação</b>				
AA vs NG	101,14 <sup>ns</sup>	4,24 <sup>ns</sup>	324,00 <sup>ns</sup>	1,58 <sup>ns</sup>
AA vs NP	100,40	4,95	313,13	1,28
BA vs NG	83,44	5,23	431,75	2,40
BA vs NP	92,18	5,48	461,94	1,17
Desv.	11,49	0,36	38,1	0,39
<b>Média</b>	<b>94,29</b>	<b>4,97</b>	<b>382,71</b>	<b>1,61</b>

NOTA: Médias seguidas de letras distintas na coluna dos fatores e nas colunas da interação separadamente diferem entre si pelo teste de LSD (p<0,05). AA=Alta Altura de Pastejo, BA=Baixa Altura de Pastejo, NP= N-fertilização na pastagem e NG= N-fertilização no milho; Desv. = Desvio Padrão; <sup>ns</sup> = não significativo.

A respiração basal do solo (RBS) é um processo que reflete a atividade biológica do solo, sendo definida como a produção de C-CO<sub>2</sub> resultante da soma de todos os processos metabólicos dos organismos vivos do solo (Araujo et al., 2012). Na coleta que foi realizada ao final do cultivo de milho, as parcelas que receberam a aplicação de N

na fase de perfilhamento da pastagem (N-pastagem), apresentaram taxa de respiração basal do solo superior do que as parcelas que receberam nitrogênio em cobertura do milho, 5,35 e 4,59 mg C-CO<sub>2</sub> Kg<sup>-1</sup> solo h<sup>-1</sup>, respectivamente. A maior atividade microbiana, representada pela respiração basal do solo nas parcelas N-pastagem, podem estar relacionadas a uma maior quantidade de microrganismos e/ou maior eficiência dos mesmos para realizar o processo de mineralização da matéria orgânica do solo.

Portanto, tal fato é confirmado pelo maior conteúdo de C presente na biomassa microbiana do solo (C-BMS) nas parcelas que receberam N na pastagem, apresentando C-BMS de 446,84 mg C Kg<sup>-1</sup> solo seco, enquanto nas parcelas N-grãos o carbono da biomassa foi de 318,56 mg C Kg<sup>-1</sup> solo seco. A quantificação da biomassa microbiana do solo, é capaz dar elementos para a compreensão da ciclagem biogeoquímica de nutrientes que ocorre no solo (Buchkowski et al., 2015), do reservatório de nutrientes e do potencial de produtividade de solos usados para fins agrícolas (Marschner et al., 2015; Stevenson et al., 2016) Portanto, fatores que alteram a quantidade de biomassa microbiana do solo provavelmente alteram a dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo.

Diversos autores relatam que sistemas integrados de produção são capazes de aumentar a biomassa microbiana do solo em um curto período de tempo (Silva et al., 2014; Assis et al., 2019; Rakkar et al., 2017), independentemente da intensidade de pastejo dos animais, sendo as principais causas que estimulam o processo de crescimento microbiano no solo são, a ausência de revolvimento do solo, a maior diversidade de plantas na área e a sinergia entre resíduos de animais e plantas. Além disso, o presente estudo indica que a adubação com nitrogênio realizada durante a fase de pastejo, é capaz de promover aumentos da biomassa microbiana, pelo maior desenvolvimento da pastagem, redução da relação C/N da pastagem e consequentemente do solo e o sinergismo mais eficiente entre os compartimentos do sistema. Assim, a adubação de sistemas em integração lavoura pecuária otimiza o processo de ciclagem dos nutrientes, promovido pelos microrganismos e permite a transferência de nutrientes entre diferentes fases culturais.

O quociente metabólico ( $qCO_2$ ) observado neste trabalho confirma que nas parcelas que receberam N na pastagem ocorre maior eficiência dos organismos no aproveitamento de C devido aos menores valores de  $qCO_2$ . O valor de  $qCO_2$  para as parcelas N-Pastagem foi de 1,22 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C-BMS h<sup>-1</sup>, enquanto as parcelas N-grãos apresentaram  $qCO_2$  de 1,99 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C-BMS h<sup>-1</sup>. Este parâmetro é determinado a partir

da respiração basal do solo (RBS) por unidade de carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS), sendo uma medida da eficiência da biomassa microbiana na utilização de C como fonte de energia, dessa forma, valores elevados de  $qCO_2$  podem indicar maior necessidade de energia para manutenção dos microrganismos e menos energia para a formação de biomassa microbiana do solo (Nicodemo, 2009).

A associação dos atributos microbiológicos como biomassa microbiana do solo, respiração basal do solo e sua relação determinada pelo quociente metabólico ( $qCO_2$ ), são importantes indicadores tanto no que se refere à ciclagem dos nutrientes, como também na estimativa da capacidade de uso e manejo do solo para o crescimento vegetal (Araujo et al., 2012, Kraft et al., 2018), assim podem ser utilizados para estimar as taxas de mineralização e disponibilização de N (Franzluebbbers et al., 1996; 2016, Ferreira et al., 2017).

Desta forma, os resultados obtidos para os atributos microbiológicos em N-Pastagem do presente estudo, nos justifica que o mesmo elemento pode se manter no sistema e ser utilizado entre diferentes fases culturais, portanto, o N quando aplicado no perfilhamento da pastagem se mantém no solo, imobilizado na biomassa microbiana, sendo constantemente reciclado e permitindo a disponibilidade de N para a nutrição da cultura de grãos. Uma vez que, durante o crescimento, a biomassa microbiana do solo imobiliza temporariamente nutrientes em sua estrutura, se tornando um compartimento de reserva que irá liberar e disponibilizar os nutrientes às plantas após a sua morte e decomposição (Gama-Rodrigues et al., 2008).

De modo geral, em um sistema agrícola a demanda por N pelas plantas pode ser suprida com N inorgânico residual, mineralização de N orgânico do solo e resíduos de plantas na superfície do solo, ou da aplicação de fertilizante N (Cabrera, et al., 2005). Em sistemas de manejo que promovem a saúde do solo, ou seja, com maior atividade biológica são capazes de fornecer um maior suprimento de N, que pode ser usado para reduzir os custos de fertilizantes de N e superar os déficits potenciais de N durante condições climáticas adversas (Franzluebbbers, 2020).

Franzluebbbers (2020) relata que o N proveniente dos resíduos de plantas de cobertura em rotação com o cultivo de milho também pode ser uma fonte significativa de N, uma vez que o N contido nas plantas (pastagem ou leguminosas) deve primeiro sofrer mineralização a partir de moléculas ligadas organicamente, o qual seria tipicamente uma fração ativa de N orgânico. No entanto, também pode contribuir para um aumento no N inorgânico residual, podendo ser uma fonte disponível de N em vários estágios da



estação de crescimento, incluindo pré-plantio, plantio e cobertura logo antes do desenvolvimento reprodutivo. Um componente altamente variável da fonte de N é aquele fornecido pela mineralização da matéria orgânica do solo. Assim, a caracterização e quantificação da mineralização de N do solo a partir da matéria orgânica do solo pode ser a mais importante para evitar a aplicação excessiva e otimizar o retorno sobre o investimento na fonte de N exógeno.

O manejo do solo pode ter um efeito imediato e duradouro nos componentes microbianos do solo e nas frações orgânicas de C e N, especialmente na superfície do solo (por exemplo, 0–10 cm de profundidade) de campos manejados com abordagens de conservação (Feng et al., 2003 ; Franzluebbers, 2010 ; Mbutia et al., 2015).

#### 4.4 CONCLUSÕES

De maneira geral, a coleta realizada no final do cultivo do milho permitiu verificar as diferenças impostas pelos tratamentos, no caso, tempo de aplicação de nitrogênio no sistema. Por outro lado, na coleta realizada anteriormente (final do pastejo) não houve efeito dos tratamentos sobre os atributos microbiológicos, principalmente em virtude de condições extremas que afetaram a deposição de material residual sobre o solo. Tal fato demonstra a grande sensibilidade dos microrganismos às mudanças que ocorrem no solo, seja por efeito climático, aeração, umidade e disponibilidade e qualidade do substrato disponível.

A adubação de sistemas demonstrou efeito positivo sobre os componentes microbianos do solo na superfície do solo (0–10 cm de profundidade), assim a aplicação de N no perfilhamento da aveia é capaz de promover condições de um solo saudável, estimulando a ciclagem de nutrientes e a produtividade de um sistema integrado.

Em nosso estudo concluímos que a adoção de técnicas de manejo diferenciadas, como a adubação de sistemas torna o sistema ainda mais promissor, otimiza a utilização de insumos com base nos preceitos de ciclagem dos nutrientes tornando as recomendações de adubações e calagem mais econômicas e eficientes, além de promover melhorias na “saúde do solo”.

## 5.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo investigou as mudanças na saúde do solo causadas pela prática de adubação de sistemas em uma área de integração lavoura pecuária após seis anos de manejo. Descobrimos que a saúde do solo foi afetada positivamente quando a adubação nitrogenada foi realizada na fase de pastejo, durante o perfilhamento da aveia, esta prática permitiu melhorias em vários indicadores químicos e biológicos.

O solo é um dos recursos naturais mais importantes e meio para o crescimento das plantas. Intervenções antropogênicas como preparo do solo, irrigação e aplicação de fertilizantes podem afetar a saúde do solo, deste modo o uso de fertilizantes nitrogenados (N) para a produção agrícola pode influenciar a saúde do solo principalmente por meio de mudanças no conteúdo de matéria orgânica e vida microbiana, uma vez que a matéria orgânica do solo constitui um importante depósito de N no solo.

A saúde do solo descreve a capacidade do solo de se auto-regular e funcionar como uma vida, um sistema de integração. Envolve as propriedades químicas e físicas do solo, mas enfatiza a resiliência e eficácia das comunidades biológicas nos solos em prestar serviços ecossistêmicos. Sistemas integrados de produção aliados a adubação de sistemas promovem a diversidade vegetal e microbiana.

Os sistemas de manejo que promovem a saúde do solo com maior atividade biológica são capazes de fornecer um maior suprimento de N, que pode ser usado para reduzir os custos de fertilizantes nitrogenados e superar os déficits potenciais de N durante condições climáticas adversas.

## REFERÊNCIAS

- Allen, M. F. (2007). Mycorrhizal fungi: highways for water and nutrients in arid soils. *Vadose Zone Journal*, 6(2), 291-297.
- Alvarez, S., Rufino, M. C., Vayssières, J., Salgado, P., Tiftonell, P., Tillard, E., & Bocquier, F. (2014). Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: an application of network analysis. *Agricultural systems*, 126, 25-37.
- Anderson, J. P., & Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil biology and biochemistry*, 10(3), 215-221.
- Anderson, J. R. (1982). Acquisition of cognitive skill. *Psychological review*, 89(4), 369.
- Anderson, T. (2003). Getting the mix right again: An updated and theoretical rationale for interaction. *The International Review of Research in Open and Distributed Learning*, 4(2).
- Anderson, T. H., & Domsch, A. K. (1993). The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil biology and biochemistry*, 25(3), 393-395.
- Anghinoni, I., Assmann, J. M., Martins, A. P., Costa, S. E., & Carvalho, P. C. F. (2011). Ciclagem de nutrientes em integração lavoura-pecuária. *III Encontro de Integração Lavoura-pecuária no sul do Brasil*.
- Anghinoni, I., Carvalho, P. D. F., & Costa, S. D. A. (2013). Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropico brasileiro. *Tópicos em Ciência do Solo*, 8(2), 325-380.
- Apolinário, V. X., Dubeux Jr, J. C., Mello, A. C., Vendramini, J. M., Lira, M. A., Santos, M. V., & Muir, J. P. (2014). Litter decomposition of signalgrass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. *Agronomy Journal*, 106(2), 622-627.
- Assis, P. C. R., Stone, L. F., de Moura Oliveira, J., Wruck, F. J., Madari, B. E., & Heinemann, A. B. (2019). Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. *Agrarian*, 12(43), 57-70.
- Assmann, J. M., Anghinoni, I., Martins, A. P., Costa, S. E. V. G. D. A., Kunrath, T. R., Bayer, C., & Franzluebbbers, A. J. (2015). Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 50(10), 967-978.
- Assmann, J. M., Anghinoni, I., Martins, A. P., de Andrade, S. E. V. G., Cecagno, D., Carlos, F. S., & de Faccio Carvalho, P. C. (2014). Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, ecosystems & environment*, 190, 52-59.
- Assmann, T. S., Ronzelli Júnior, P., Moraes, A. D., Assmann, A. L., Koehler, H. S., & Sandini, I. (2003). Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(4), 675-683.
- Assmann, T. S., Soares, A. B., & Luiz, A. (2017). Adubação de Sistemas em Integração Lavoura-Pecuária. *Palestras*.

Assmann, T.S.; Martinitch, D.; Lima, R. C.; Huf, F. L.; Zortea, T.; Assmann, A. L.; Moraes, A.; Alves, S.A. Adubação de sistemas e ciclagem de nutrientes em sistemas integrados de produção agropecuária. In: Souza, E.D.; Silva, F.D.; Assmann, R. S.; Carneiro, M. A.C.; Carvalho, P.C.F.; Paulino, H.B. Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. (Ed.1) Tubarão – Copiart. p. 123-144, 2018.

Augris, N., Balesdent, J., Mariotti, A., Derenne, S., & LARGEAU, C. (1998). Structure and origin of insoluble and non-hydrolyzable, aliphatic organic matter in a forest soil. *Organic Geochemistry*, 28(1-2), 119-124.

Badgery, W. B., Simmons, A. T., Murphy, B. M., Rawson, A., Andersson, K. O., Lonergan, V. E., & Van De Ven, R. (2014). Relationship between environmental and land-use variables on soil carbon levels at the regional scale in central New South Wales, Australia. *Soil Research*, 51(8), 645-656.

Baes, A. U., & Bloom, P. R. (1989). Diffuse reflectance and transmission Fourier transform infrared (DRIFT) spectroscopy of humic and fulvic acids. *Soil Science Society of America Journal*, 53(3), 695-700.

Balbino, L. C., Cordeiro, L. A. M., Porfírio-da-Silva, V., Moraes, A. D., Martínez, G. B., Alvarenga, R. C., ... & Galerani, P. R. (2011). Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46(10), 0-0.

Balbinot Junior, A. A., Moraes, A. D., Veiga, M. D., Pelissari, A., & Dieckow, J. (2009). Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. *Ciência Rural*, 39(6), 1925-1933.

Baldock, J. A., Oades, J. M., Nelson, P. N., Skene, T. M., Golchin, A., & Clarke, P. (1997). Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Soil Research*, 35(5), 1061-1084.

Balesdent, J. (1996). The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of soil science*, 47(4), 485-493.

Balesdent, J., & Balabane, M. (1996). Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(9), 1261-1263.

Bardgett, R. D., Wardle, D. A., & Yeates, G. W. (1998). Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14), 1867-1878.

Barrios, E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological economics*, 64(2), 269-285.

Bayer, C., Mielniczuk, J., Martin-Neto, L., & Ernani, P. R. (2002). Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and soil*, 238(1), 133-140.

Benbi, D. K., Boparai, A. K., & Brar, K. (2014). Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 183-192.

- Bernardon, A. (2016). *Altura do pasto e adubação nitrogenada sobre a produção de forragem e eficiência no uso de nutrientes em sistema de integração lavoura-pecuária* (Master's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná).
- Bernardon, A., Simioni Assmann, T., Brugnara Soares, A., Franzluebbbers, A., Maccari, M., & de Bortolli, M. A. (2020). Carryover of N-fertilization from corn to pasture in an integrated crop-livestock system. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-16.
- Bissani, C. A., Gianello, C., Tedesco, M. J., & Camargo, F. D. O. (2008). Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas. *Porto Alegre: Editora Metrópole*.
- Boeni, M., Bayer, C., Dieckow, J., Conceição, P. C., Dick, D. P., Knicker, H., & Macedo, M. C. M. (2014). Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS <sup>13</sup>C NMR: Influence of pastureland, cropland and integrated crop-livestock. *Agriculture, ecosystems & environment*, 190, 80-86.
- Boer, C. A., Assis, R. L. D., Silva, G. P., Braz, A. J. B. P., Barroso, A. L. D. L., Cargnelutti Filho, A., & Pires, F. R. (2007). Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42(9), 1269-1276.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Gregorich, E. G., & Carter, M. R. (1999). The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science*, 79(1), 37-45.
- Bortolli, M. A. D. (2016). Adubação de sistemas: antecipação de adubação nitrogenada para a cultura do milho em integração lavoura-pecuária.
- Bremner, J. M., & Keeney, D. R. (1966). Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. *Soil Science Society of America Journal*, 30(5), 577-582.
- Buchkowski, R. W., Schmitz, O. J., & Bradford, M. A. (2015). Microbial stoichiometry overrides biomass as a regulator of soil carbon and nitrogen cycling. *Ecology*, 96(4), 1139-1149.
- Cabrera, M. L., Kissel, D. E., & Vigil, M. F. (2005). Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. *Journal of environmental quality*, 34(1), 75-79.
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1993). Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* (pp. 449-457). Elsevier.
- Cardoso, E. J. B. N., Tsai, S. M., & Neves, M. C. P. (1992). *Microbiologia do solo*. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Carvalho, J. L. N., Cerri, C. E. P., Feigl, B. J., Píccolo, M. D. C., Godinho, V. P., & Cerri, C. C. (2009). Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil and Tillage Research*, 103(2), 342-349.
- Carvalho, P. D. F., Anghinoni, I., Moraes, A. D., Trein, C. R., Flores, J. P., Cepik, C. T., ... & Pelissari, A. (2005). O estado da arte em integração lavoura-pecuária. *Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia*. Canoas: Ulbra, 7-44.
- Ceretta, C. A., Basso, C. J., Herbes, M. G., Poletto, N., & Silveira, M. J. D. (2002). Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. *Ciência Rural*, 32(1), 49-54.

- Christensen, B. T. (1986). Straw incorporation and soil organic matter in macro-aggregates and particle size separates. *Journal of soil science*, 37(1), 125-135.
- Conceição, P. C., Bayer, C., Dieckow, J., & Santos, D. C. D. (2014). Fracionamento físico da matéria orgânica e índice de manejo de carbono de um Argissolo submetido a sistemas conservacionistas de manejo. *Ciência Rural*, 44(5), 794-800.
- Conceição, P. C., Boeni, M., Dieckow, J., Bayer, C., Martin-Neto, L., & Mielniczuk, J. (2007). Eficiência do politungstato de sódio no fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(6), 1301-1310.
- Cools, N., Vesterdal, L., De Vos, B., Vanguelova, E., & Hansen, K. (2014). Tree species is the major factor explaining C: N ratios in European forest soils. *Forest Ecology and Management*, 311, 3-16.
- Cordeiro, L. A. M., Vilela, L., Marchão, R. L., Kluthcouski, J., & Martha Júnior, G. B. (2015). Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. *Embrapa Cerrados-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. *Global Change Biology*, 19(4), 988-995.
- Da Luz, F. B., Da Silva, V. R., Mallmann, F. J. K., Pires, C. A. B., Debiasi, H., Franchini, J. C., & Cherubin, M. R. (2019). Monitoring soil quality changes in diversified agricultural cropping systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 281, 100-110.
- Damien, H., Nathalie, V., Frédérique, L., Gael, A., Julien, P., Catherine, P. C. & Pascal, C. (2015). How does soil particulate organic carbon respond to grazing intensity in permanent grasslands?. *Plant and soil*, 394(1), 239-255.
- de Araújo, E. A., Ker, J. C., Neves, J. C. L., & Lani, J. L. (2012). Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Applied Research & Agrotechnology*, 5(1), 187-206.
- Deiss, L., Margenot, A. J., Culman, S. W., & Demyan, M. S. (2020). Optimizing acquisition parameters in diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 84(3), 930-948.
- Demyan, M. S., Rasche, F., Schulz, E., Breulmann, M., Müller, T., & Cadisch, G. (2012). Use of specific peaks obtained by diffuse reflectance Fourier transform mid-infrared spectroscopy to study the composition of organic matter in a Haplic Chernozem. *European Journal of Soil Science*, 63(2), 189-199.
- Detoni, M. J. (2016). *Nitrogênio no solo e na cultura do milho subsequente ao cultivo de ervilhaca em sistema de integração lavoura pecuária* (Bachelor's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná).
- Dick, D. P., Novotny, E. H., Dieckow, J., & Bayer, C. (2009). Química da matéria orgânica do solo. *Química e mineralogia do solo*, 1, 1-55.

- Dieckow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P., & Kögel-Knabner, I. (2007). Comparison of carbon and nitrogen determination methods for samples of a paleudult subjected to no-till cropping systems. *Scientia Agricola*, 64(5), 532-540.
- Dumontet, S., Cavoski, I., Ricciuti, P., Mondelli, D., Jarrar, M., Pasquale, V., & Crecchio, C. (2017). Metabolic and genetic patterns of soil microbial communities in response to different amendments under organic farming system. *Geoderma*, 296, 79-85.
- El-Naggar, A., Lee, S. S., Awad, Y. M., Yang, X., Ryu, C., Rizwan, M. & Ok, Y. S. (2018). Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils. *Geoderma*, 332, 100-108.
- Farias, G. D., Dubeux, J. C. B., Savian, J. V., Duarte, L. P., Martins, A. P., Tiecher, T. & Bremm, C. (2020). Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. *Agronomy for Sustainable Development*, 40(6), 1-9.
- Feng, Y., Motta, A. C., Reeves, D. W., Burmester, C. H., Van Santen, E., & Osborne, J. A. (2003). Soil microbial communities under conventional-till and no-till continuous cotton systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(12), 1693-1703.
- Ferreira, E. P. D. B., Stone, L. F., & Martin-Didonet, C. C. G. (2017). População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. *Revista Ciência Agronômica*, 48(1), 22-31.
- Franzluebbers, A. J. (2007). Integrated crop–livestock systems in the southeastern USA.
- Franzluebbers, A. J. (2016). Should soil testing services measure soil biological activity?. *Agricultural & Environmental Letters*, 1(1), 1-5.
- Franzluebbers, A. J. (2018). Soil-test biological activity with the flush of CO<sub>2</sub>: III. Corn yield responses to applied nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 82(3), 708-721.
- Franzluebbers, A. J. (2020). Soil-test biological activity with the flush of CO<sub>2</sub>: V. Validation of nitrogen prediction for corn production. *Agronomy Journal*, 112(3), 2188-2204.
- Franzluebbers, A. J., & Brock, B. G. (2007). Surface soil responses to silage cropping intensity on a Typic Kanhapludult in the piedmont of North Carolina. *Soil and Tillage Research*, 93(1), 126-137.
- Franzluebbers, A. J., & Haney, R. L. (2006, August). Flush of CO<sub>2</sub> as a soil biological quality indicator. In *Proceedings of the 17th Conference of the International Soil Tillage Research Organization (CD-ROM)*, Kiel, Germany (Vol. 28, pp. 736-740).
- Franzluebbers, A. J., & Stuedemann, J. A. (2008). Soil physical responses to cattle grazing cover crops under conventional and no tillage in the Southern Piedmont USA. *Soil and Tillage Research*, 100(1-2), 141-153.
- Franzluebbers, A. J., & Stuedemann, J. A. (2010). Surface soil changes during twelve years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil science society of America journal*, 74(6), 2131-2141.
- Franzluebbers, A. J., & Stuedemann, J. A. (2014). Crop and cattle production responses to tillage and cover crop management in an integrated crop–livestock system in the southeastern USA. *European journal of agronomy*, 57, 62-70.

- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schomberg, H. H., & Hons, F. M. (2000). Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 613-623.
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Hons, F. M., & Zuberer, D. A. (1996). Determination of microbial biomass and nitrogen mineralization following rewetting of dried soil. *Soil Science Society of America Journal*, 60(4), 1133-1139.
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Hons, F. M., & Zuberer, D. A. (1999). Assessing biological soil quality with chloroform fumigation-incubation: why subtract a control?. *Canadian Journal of Soil Science*, 79(4), 521-528.
- Freixo, A. A., De A Machado, P. L. O., Dos Santos, H. P., Silva, C. A., & De S Fadigas, F. (2002). Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 64(3-4), 221-230.
- Gama-Rodrigues, E. F. D., Barros, N. F. D., Viana, A. P., & Santos, G. D. A. (2008). Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, 32(4), 1489-1499.
- Gao, L., Wang, B., Li, S., Han, Y., Zhang, X., Gong, D., ... & Degré, A. (2019). Effects of different long-term tillage systems on the composition of organic matter by <sup>13</sup>C CP/TOSS NMR in physical fractions in the Loess Plateau of China. *Soil and Tillage Research*, 194, 104321.
- Gava, G. J. D. C., Trivelin, P. C. O., Oliveira, M. W., Heinrichs, R., & Silva, M. D. A. (2006). Balanço do nitrogênio da uréia (15N) no sistema solo-planta na implantação da semeadura direta na cultura do milho. *Bragantia*, 65(3), 477-486.
- Gerzabek, M. H., Antil, R. S., Kögel-Knabner, I., Knicker, H., Kirchmann, H., & Haberhauer, G. (2006). How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 485-494.
- Gilmour, J. T., Clark, M. D., & Sigua, G. C. (1985). Estimating net nitrogen mineralization from carbon dioxide evolution. *Soil Science Society of America Journal*, 49(6), 1398-1402.
- Gomes, J. B. V., Curi, N., Motta, P. E. F., Ker, J. C., Marques, J. J. G. S. M., & Schulze, D. G. (2004). Análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos do bioma cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(1), 137-153.
- Groffman, P. M., Brumme, R., Butterbach-Bahl, K., Dobbie, K. E., Mosier, A. R., Ojima, D., ... & Wagner-Riddle, C. (2000). Evaluating annual nitrous oxide fluxes at the ecosystem scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(4), 1061-1070.
- Gu, L., Post, W. M., & King, A. W. (2004). Fast labile carbon turnover obscures sensitivity of heterotrophic respiration from soil to temperature: a model analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).



- Hanke, K., Kaufmann, M., Schwaab, G., Havenith, M., Wolke, C. T., Gorlova, O., ... & Sanchez-Garcia, E. (2015). Understanding the ionic liquid [NC 4111][NTf 2] from individual building blocks: an IR-spectroscopic study. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 17(13), 8518-8529.
- Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. In *Advances in agronomy* (Vol. 49, pp. 119-199). Academic Press.
- Hernandez-Soriano, M. C., Dalal, R. C., Warren, F. J., Wang, P., Green, K., Tobin, M. J., ... & Kopittke, P. M. (2018). Soil organic carbon stabilization: mapping carbon speciation from intact microaggregates. *Environmental science & technology*, 52(21), 12275-12284.
- Huf, F. L. (2018). Adubação de sistemas e comportamento dos nutrientes em sistema de integração lavoura-pecuária.
- Kaminski, T. H. (2013). Efeito residual do nitrogênio aplicado no inverno para cultura do milho em um sistema de integração lavoura pecuária.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: why and how?. *Geoderma*, 114(3-4), 145-156.
- Kaschuk, G., Alberton, O., & Hungria, M. (2010). Três décadas de estudos sobre biomassa microbiana nos ecossistemas brasileiros: lições aprendidas sobre qualidade do solo e indicadores de sustentabilidade. In *Embrapa Soja-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. In: Reunião Brasileira De Fertilidade Do Solo E Nutrição De Plantas, 29.; Reunião Brasileira Sobre Micorrizas, 13.; Simpósio Brasileiro De Microbiologia Do Solo, 11.; Reunião Brasileira De Biologia Do Solo, 8., 2010, Guarapari. Fontes de nutrientes e produção agrícola: modelando o futuro: anais. Viçosa: SBCS, 2010. 4 p. Trab. 1501. 1 CD-ROM. FERTBIO 2010.
- Kelleher, B. P., & Simpson, A. J. (2006). Humic substances in soils: are they really chemically distinct?. *Environmental science & technology*, 40(15), 4605-4611.
- Kibblewhite, M. G., Ritz, K., & Swift, M. J. (2008). Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 685-701.
- Kleina, G. B. Biomassa microbiana e Carbono mineralizável no solo em sistemas integrados de produção agropecuária.
- Klumpp, K., Fontaine, S., Attard, E., Le Roux, X., Gleixner, G., & Soussana, J. F. (2009). Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. *Journal of Ecology*, 97(5), 876-885.
- Kraft, E., Baretta, C., Ogliari, A., Nogueira, P., & Wildner, L. (2018). ADUBAÇÃO BIOLÓGICA E COM BIOESTIMULANTE NO DESENVOLVIMENTO DO MILHO. *ENCICLOPÉDIA BIOSFERA*, 15(27).
- Kuzyakov, Y., Hill, P. W., & Jones, D. L. (2007). Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. *Plant and Soil*, 290(1-2), 293-305.
- Lal, R., Follett, R. F., Stewart, B. A., & Kimble, J. M. (2007). Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil science*, 172(12), 943-956.

- Ledgard, S. F., Luo, J., Monaghan, R. M., & Bi, C. (2011). Managing mineral N leaching in grassland systems. *Grassland productivity and ecosystem services*, 83-91.
- Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. *Nature*, 447(7141), 143-144.
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60-68.
- Lehmann, J., & Solomon, D. (2010). Organic carbon chemistry in soils observed by synchrotron-based spectroscopy. In *Developments in soil science* (Vol. 34, pp. 289-312). Elsevier.
- Lemaire, G., & Gastal, F. (1997). N uptake and distribution in plant canopies. In *Diagnosis of the nitrogen status in crops* (pp. 3-43). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., de Faccio Carvalho, P. C., & Dedieu, B. (2014). Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- Lemaire, G., Gastal, F., Franzluebbers, A., & Chabbi, A. (2015). Grassland–cropping rotations: an avenue for agricultural diversification to reconcile high production with environmental quality. *Environmental management*, 56(5), 1065-1077.
- Liu, C., Takagi, R., Shintani, T., Cheng, L., Tung, K. L., & Matsuyama, H. (2020). Organic liquid mixture separation using an aliphatic polyketone-supported polyamide organic solvent reverse osmosis (OSRO) membrane. *ACS applied materials & interfaces*, 12(6), 7586-7594.
- Liu, T., Nan, Z., & Hou, F. (2011). Grazing intensity effects on soil nitrogen mineralization in semi-arid grassland on the Loess Plateau of northern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91(1), 67-75.
- Lorenz, K., Lal, R., Preston, C. M., & Nierop, K. G. (2007). Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio (macro) molecules. *Geoderma*, 142(1-2), 1-10.
- Lovato, T., Mielniczuk, J., Bayer, C., & Vezzani, F. (2004). Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *Revista Brasileira de ciência do solo*, 28(1), 175-187.
- Lowery, B., Hickey, W. J., Arshad, M. A., & Lal, R. (1997). Soil water parameters and soil quality. *Methods for assessing soil quality*, 49, 143-155.
- MADEJOVÁ, J. (2003). FTIR techniques in clay mineral studies. *Vibrational spectroscopy*, 31(1), 1-10.
- Maluche-Baretta, C. R. D., Amarante, C. V. T. D., & Klauberg Filho, O. (2006). Análise multivariada de atributos do solo em sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41(10), 1531-1539.
- Marchiori Júnior, M., & Melo, W. J. (1999). Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23(2), 257-263.

- Marschner, P., Hatam, Z., & Cavagnaro, T. R. (2015). Soil respiration, microbial biomass and nutrient availability after the second amendment are influenced by legacy effects of prior residue addition. *Soil Biology and Biochemistry*, 88, 169-177.
- MARTINS, C., COSTA, L., SCHAEFER, C. E. G. R., SOARES, E. M. B., & SANTOS, S. R. D. (2015). Frações da matéria orgânica em solos sob formações decíduais no norte de Minas Gerais. *Revista Caatinga*, 28(4), 10-20.
- Mbuthia, L. W., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., ... & Eash, N. (2015). Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 89, 24-34.
- Mcnaughton, S. J., & Tarrants, J. L. (1983). Grass leaf silicification: natural selection for an inducible defense against herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 80(3), 790-791.
- Mendes, C. I., de Sousa, D. M. G., & dos Reis Junior, F. B. (2017). Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 32(1/2), 191-209.
- Moreira, F. M. S.; Siqueira, JO Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 626 p.
- Mott, G. O., & Lucas, H. L. (1952, August). The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In *International grassland congress* (Vol. 6, No. 1952, pp. 1380-1395).
- Mulvaney, R. L., Khan, S. A., & Ellsworth, T. R. (2009). Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *Journal of environmental quality*, 38(6), 2295-2314.
- Nair, A., & Ngouajio, M. (2012). Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. *Applied Soil Ecology*, 58, 45-55.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., & Ruggiero, P. (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. *Enzymes in the Environment*. Marcel Dekker, New York, 1-33.
- Näthe, K., Levia, D. F., Steffens, M., & Michalzik, B. (2017). Solid-state <sup>13</sup>C NMR characterization of surface fire effects on the composition of organic matter in both soil and soil solution from a coniferous forest. *Geoderma*, 305, 394-406.
- Nicodemo, M. L. F. (2009). Uso de biomassa microbiana para avaliação de qualidade do solo em sistemas silvipastoris. *Embrapa Pecuária Sudeste-Documentos (INFOTECA-E)*.
- Nierop, K. G. J. (1998). Origin of aliphatic compounds in a forest soil. *Organic geochemistry*, 29(4), 1009-1016.
- Orlovic, M., Kronja, O., Humski, K., Borcic, S., & Polla, E. (1986). Rates and alkyl group size in solvolysis of alkyl derivatives. *The Journal of Organic Chemistry*, 51(17), 3253-3256.

- Ostrowska, A., & Porębska, G. (2015). Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. *Ecological Indicators*, 49, 104-109.
- Parikh, N., & Boyd, S. (2014). Proximal algorithms. *Foundations and Trends in optimization*, 1(3), 127-239.
- Personeni, E., & Loiseau, P. (2005). Species strategy and N fluxes in grassland soil: A question of root litter quality or rhizosphere activity?. *European Journal of Agronomy*, 22(2), 217-229.
- Prietzl, J., Müller, S., Kögel-Knabner, I., Thieme, J., Jaye, C., & Fischer, D. (2018). Comparison of soil organic carbon speciation using C NEXAFS and CPMAS <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Science of The Total Environment*, 628, 906-918.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, 314, 122-137.
- Rakkar, M. K., Blanco-Canqui, H., Drijber, R. A., Drewnoski, M. E., MacDonald, J. C., & Klopfenstein, T. (2017). Impacts of cattle grazing of corn residues on soil properties after 16 years. *Soil Science Society of America Journal*, 81(2), 414-424.
- Rambo, L., Silva, P. R. F. D., Argenta, G., & Sangoi, L. (2004). Parâmetros de planta para aprimorar o manejo da adubação nitrogenada de cobertura em milho. *Ciência Rural*, 34(5), 1637-1645.
- Rambo, L., Silva, P. R. F. D., Strieder, M. L., Delatorre, C. A., Bayer, C., & Argenta, G. (2008). Adequação de doses de nitrogênio em milho com base em indicadores de solo e de planta. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43(3), 401-409.
- Rhoden, A. C. (2019). Adubação de sistemas: nitrogênio em pastagem hiberna e cultivo de feijão em integração lavoura-pecuária.
- Roth, G.W.; Beegle, D.B. & Bohn, P.J. Field evaluation of a pre-plant soil nitrate test and quick test for corn in Pennsylvania. *J. Produc. Agric.*, 5:476-481, 1992
- Saikia, B. J., & Parthasarathy, G. (2010). Fourier transform infrared spectroscopic characterization of kaolinite from Assam and Meghalaya, Northeastern India. *J. Mod. Phys*, 1(4), 206-210.
- Sanderman, J., & Amundson, R. (2008). A comparative study of dissolved organic carbon transport and stabilization in California forest and grassland soils. *Biogeochemistry*, 89(3), 309-327.
- Sandini, I. E., Moraes, A. D., Pelissari, A., Neumann, M., Falbo, M. K., & Novakowski, J. H. (2011). Efeito residual do nitrogênio na cultura do milho no sistema de produção integração lavoura-pecuária. *Ciência Rural*, 41(8), 1315-1322.
- Schmidt, M. W., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., ... & Nannipieri, P. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49-56.
- Schomberg, H. H., Wietholter, S., Griffin, T. S., Reeves, D. W., Cabrera, M. L., Fisher, D. S., ... & Tyler, D. D. (2009). Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society of America Journal*, 73(5), 1575-1586.

- Semmartin, M., Garibaldi, L. A., & Chaneton, E. J. (2008). Grazing history effects on above-and below-ground litter decomposition and nutrient cycling in two co-occurring grasses. *Plant and Soil*, 303(1), 177-189.
- Senesi, N., D'orazio, V., & Ricca, G. (2003). Humic acids in the first generation of EUROSOLS. *Geoderma*, 116(3-4), 325-344.
- Silva, R. R. D., Silva, M. L. N., Cardoso, E. L., Moreira, F. M. D. S., Curi, N., & Alovise, A. M. T. (2010). Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(5), 1584-1592.
- Silveira, M. L., Liu, K., Sollenberger, L. E., Follett, R. F., & Vendramini, J. M. (2013). Short-term effects of grazing intensity and nitrogen fertilization on soil organic carbon pools under perennial grass pastures in the southeastern USA. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 42-49.
- Sims, G. K., Ellsworth, T. R., & Mulvaney, R. L. (1995). Microscale determination of inorganic nitrogen in water and soil extracts. *Communications in soil science and plant analysis*, 26(1-2), 303-316.
- Six, J. A. E. T., Elliott, E. T., & Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 2099-2103.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, 241(2), 155-176.
- Soussana, J. F., & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.
- Soussana, J., & Lemaire, G. (2012). Coupling the carbon and nitrogen cycles through improved grassland management and crop–livestock integration. In *II INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS* (Vol. 2).
- Spaccini, R., & Piccolo, A. (2007). Molecular characterization of compost at increasing stages of maturity. 2. Thermochemolysis– GC-MS and <sup>13</sup>C-CPMAS-NMR spectroscopy. *Journal of agricultural and food chemistry*, 55(6), 2303-2311.
- Spence, A., Simpson, A. J., McNally, D. J., Moran, B. W., Mccaul, M. V., Hart, K., ... & Kelleher, B. P. (2011). The degradation characteristics of microbial biomass in soil. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75(10), 2571-2581.
- Sterratt, D. C. (2019). The Package 'geometry': Reference manual. The Comprehensive R Archive Network. R Development Core Team, Vienna. <https://cran.r-project.org/web/packages/geometry/geometry.pdf> (accessed 1 April 2020)
- Stevenson, B. A., Sarmah, A. K., Smernik, R., Hunter, D. W., & Fraser, S. (2016). Soil carbon characterization and nutrient ratios across land uses on two contrasting soils: Their relationships to microbial biomass and function. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 50-62.
- Stevenson, F. J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons.

- Teixeira, L. J., Testa, V. M., & Mielniczuk, J. (1994). Nitrogênio do solo, nutrição e rendimento de milho afetados por sistemas de cultura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 18(2), 207-214.
- Torsvik, V., & Øvreås, L. (2002). Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current opinion in microbiology*, 5(3), 240-245.
- Van Bruggen, A. H., & Semenov, A. M. (2000). In search of biological indicators for soil health and disease suppression. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 13-24.
- Wardle, D. A., & Giller, K. E. (1996). The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. *Soil biology and Biochemistry*, 28(12), 1549-1554.
- Williams, H., Colombi, T., & Keller, T. (2020). The influence of soil management on soil health: An on-farm study in southern Sweden. *Geoderma*, 360, 114010.
- Wood, K. A., O'Hare, M. T., McDonald, C., Searle, K. R., Daunt, F., & Stillman, R. A. (2017). Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems. *Biological Reviews*, 92(2), 1128-1141.
- Xing, Z., Du, C., Tian, K., Ma, F., Shen, Y., & Zhou, J. (2016). Application of FTIR-PAS and Raman spectroscopies for the determination of organic matter in farmland soils. *Talanta*, 158, 262-269.
- Xu, M. L., Gao, Y., Han, X. X., & Zhao, B. (2017). Detection of pesticide residues in food using surface-enhanced Raman spectroscopy: a review. *Journal of agricultural and food chemistry*, 65(32), 6719-6726.
- Yang, Y., Wu, L., Lin, Q., Yuan, M., Xu, D., Yu, H., ... & Xue, K. (2013). Responses of the functional structure of soil microbial community to livestock grazing in the Tibetan alpine grassland. *Global change biology*, 19(2), 637-648.
- Yeasmin, S., Singh, B., Johnston, C. T., & Sparks, D. L. (2017). Organic carbon characteristics in density fractions of soils with contrasting mineralogies. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 218, 215-236.
- Yoh, M. (2001). Soil C/N ratio as affected by climate: an ecological factor of forest NO<sub>3</sub>-leaching. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130(1-4), 661-666.
- Zhang, D., Yan, S., & Song, W. (2014). Photochemically induced formation of reactive oxygen species (ROS) from effluent organic matter. *Environmental science & technology*, 48(21), 12645-12653.
- Zinn, Y. L., Marrenjo, G. J., & Silva, C. A. (2018). Soil C: N ratios are unresponsive to land use change in Brazil: A comparative analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 255, 62-72.