

Vilmar Müller Júnior

SISTEMA DE PLANTIO DIRETO AGROECOLÓGICO DE CEBOLA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin

Coorientadores: Prof. Dr. Gustavo Brunetto e Prof. Dr. Sandro José Giacomini

Florianópolis
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Müller Júnior, Vilmar
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO AGROECOLÓGICO DE CEBOLA
E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA / Vilmar Müller
Júnior ; orientador, Jucinei José Comin,
coorientador, Gustavo Brunetto, coorientador,
Sandro José Giacomini., 2017.
85 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias,
Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas,
Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Plantas de cobertura. 3.
Nitrogênio. 4. Óxido nitroso. 5. Allium cepa L.. I.
José Comin, Jucinei. II. Brunetto, Gustavo. III.
José Giacomini, Sandro IV. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Agroecossistemas. V. Título.

“Sistema de Plantio Direto Agroecológico de Cebola e Emissão de Gases de Efeito Estufa”

Por

VILMAR MÜLLER JÚNIOR

Dissertação julgada adequada, em 17/02/2017, e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e Membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas. Área de Concentração Agroecologia, no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias/UFSC.



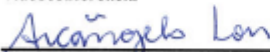
Prof. Dr. Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho (Coordenador do Programa)

Banca Examinadora:



Juvenal José Comin (Presidente/Orientador)

Stefen Barbosa Pujol (Membro Titular/ Dep. de Solos/ UFSM) via
videoconferência



Arcângelo Loss (Membro Titular /PPGA/UFSC)



Cledimar Rogério Lourenzi (Membro Titular /PPGA/UFSC)

Candidato ao título:



VILMAR MÜLLER JÚNIOR

Florianópolis, 17/02/2017

Dedico este trabalho aos meus pais
Vilmar Müller (*in memoriam*) e Maria
Lima Virginio Müller.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Vilmar Müller e Maria Lima Virgínio Müller, por todo o apoio e carinho que recebi ao longo desta e de outras jornadas. Dedico todas as minhas vitórias a vocês.

Aos amigos de longa data que sempre me apoiaram: Rosete Cordeiro, Maria Cordeiro, Clementino, Ilíria, Mariléia Vanin, Antônio Pereira, Luzia, Marines. Meu muito obrigado.

A minha companheira Caroline Massignani pelos momentos que passamos juntos. Agradeço muito pela força que me destes para continuar, apesar dos contratemplos que a vida nos apresenta.

Aos grandes mestres e, acima de tudo, amigos Jucinei José Comin e Paulo Emílio Lovato por todos os ensinamentos, puxões de orelha e principalmente pela confiança depositada em meu trabalho: devo muito a vocês!

Ao Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia (NEPEA-SC) e aos amigos e mestres que este espaço me proporcionou: Monique e Cintia (pelos primeiros ensinamentos no núcleo); Júlio, Rafael, Renato, Lucas, Barbara, Leoncio, Cleiton, Guilherme, Matheus, Talita, Andria, dentre tantos outros amigos que contribuíram para a construção de um espaço rico em saberes e, acima de tudo leve e descontraído.

Aos professores Arcangelo Loss e Cledimar Rogério Lourenzi que, apesar de terem ingressado recentemente no núcleo, sempre contribuíram para a minha formação.

Aos professores da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) Gustavo Brunetto e Sandro José Giacomini por todo o apoio e dedicação na co-orientação do trabalho. Agradeço também a todos aqueles desta universidade que, de uma forma ou outra, apoiaram o trabalho, especialmente Stefen Barbosa Pujol e Getúlio Pilleco pelas dicas e pelo treinamento nas metodologias.

Aos amigos que o SPDH me proporcionou, em especial, ao Claudinei Kurtz, Jamil Abdalla Fayad, Marcelo Zanella e Carlos Koerich, que a cada troca de saberes me incentivam a encarar novos desafios. Meu muito obrigado!

A Dona Bete por todo o carinho, atenção e pela estadia ao longo das coletas de campo. Muito obrigado!

Aos funcionários da EPAGRI de Ituporanga Becker e Olindo pela disposição e auxílio nas coletas de campo. Vocês foram essenciais para a condução do projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa durante o mestrado.

A Chamada Nº 81/2013 – MCTI/MAPA/MDA/MEC/MPA/CNPq e Edital Chamada Universal – MCTI/CNPq Nº 14/2014 pelo auxílio financeiro para a condução do projeto.

À Empresa Catarinense de Assistência Técnica e Extensão Rural (EPAGRI) e ao Laboratório de Pesquisa em Biotransformações de Carbono e Nitrogênio da Universidade Federal de Santa Maria (LABCEN - UFSM) pela parceria institucional na condução do projeto.

A todos o meu muito obrigado!

“Nunca duvide que um pequeno grupo de pessoas conscientes e engajadas possa mudar o mundo. De fato, sempre foi assim que o mundo mudou”

(Margaret Mead)

RESUMO

A adição de resíduos vegetais e dejetos de aves (DA) pode contribuir para um aumento das emissões de óxido nitroso (N_2O). Para avaliar o efeito dos sistemas de manejo do solo sobre as emissões de N_2O em sistema plantio direto de hortaliças (SPDH) cultivado com cebola (*Allium cepa* L.), foram realizados um estudo em laboratório e outro em condições de campo. Em laboratório, foram avaliados os tratamentos resíduos de nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), NF+DA, AP+DA, ureia (U) e controle (S). O estudo foi conduzido em câmara tipo BOD na ausência de luz e a uma temperatura de $25^\circ C \pm 0,5$. A umidade do solo foi variada pela aplicação de ciclos de umedecimento e secagem, buscando-se valores de espaço poroso saturado por água (EPSA) entre 40 e 80%. Os resíduos vegetais foram coletados a campo e colocados sobre o solo, em quantidades, assim como DA e U, equivalentes aos tratamentos conduzidos a campo. O estudo de campo foi conduzido em um Cambissolo Húmico, na Estação Experimental da EPAGRI de Ituporanga (SC), região do Alto Vale do Itajaí. Foram avaliados seis tratamentos sob SPDH: (i) vegetação espontânea (VE), (ii) vegetação espontânea + DA (VE+DA), (iii) NF, (iv) NF+DA, (v) AP, (vi) AP+DA; e um tratamento sob sistema de preparo convencional do solo (SPC). No estudo de campo foram quantificados os estoques de carbono orgânico total no solo (COT) nas camadas de 0-10 e 10-20 cm. Para os dois estudos, as emissões de N_2O avaliadas ao longo de 99 dias, período equivalente ao ciclo de cultivo da cebola, foram afetadas pelos sistemas de manejo. Teve destaque o tratamento NF+DA, que emitiu ao 01 dia $3068 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ (incubação) e $2079 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ (campo), o equivalente a 2,7 e 61 vezes as emissões verificadas nos tratamentos U e SPC, respectivamente. A deposição de resíduos de AP e NF sobre o solo incrementou os valores de emissão acumulada em aproximadamente duas vezes, quando comparada ao solo. Com adição de DA sobre os resíduos de NF (NF+DA) em incubação, as emissões de N_2O foram incrementadas na ordem de 2,2 e 3,9 vezes, comparativamente aos tratamentos com adição de NF e ao controle (S), respectivamente. No experimento de campo, as maiores emissões de N_2O ocorreram aos 15 dias pós-manejo, representando, em média, 50,3% das emissões dos tratamentos em SPDH e 9,2% das emissões do SPC. Os resultados indicam que a característica dos resíduos culturais, bem como a adição de DA tem maior influência na emissão de N_2O , principalmente na fase inicial de decomposição dos resíduos vegetais e dos DA. Os maiores

valores nos estoques de COT na camada de 0-10 cm ocorreram nos tratamentos com adição de resíduos de plantas de cobertura, que foram 31,2; 26,2 e 20,2% maiores que no SPC, para os tratamentos, NF, AP e VE, respectivamente. Na camada de 0-20 cm, os estoques não diferiram estatisticamente, mas o tratamento com adição de resíduos de NF apresentou valores 9,2% maiores que os verificados no tratamento SPC. O uso do NF como planta de cobertura contribuiu para a ocorrência de picos mais intensos de emissão de N_2O durante o ciclo da cebola, mas seu uso também incrementa os estoques de COT na camada superficial do solo (0-10 cm). Os fluxos elevados e emissões acumuladas de N_2O acima dos valores observados na literatura podem estar associados a uma baixa eficiência em absorção de N pela cultura da cebola.

Palavras-chave: Plantas de cobertura. Nitrogênio. Óxido nitroso. Dióxido de carbono. *Allium cepa* L.

ABSTRACT

Use of cover crops and poultry manure (PM) addition may lead to an increase in nitrous oxide (N₂O) emissions. With the aim of evaluating the effect of soil management systems on N₂O emissions in onion (*Allium cepa* L.) in a no-tillage vegetable system (NTVS), experiments in laboratory and field conditions were carried out. In the laboratory experiment, treatments were oilseed radish + poultry manure (OR + PM), black oats + PM (BO + PM), OR, BO, urea (U), and control (fallow). The experiment was carried out in a BOD chamber in the dark, at 25° C ± 0.5° C. Soil moisture variation was obtained by wetting and drying cycles, so water saturated pore space (WSPA) would oscillate between 40 and 80%. Plant residues collected in the field were put onto the soil surface. The amounts of residues, as well as PM and U, were equivalent to treatments carried out in the field. The field experiment was carried out in a Humic Distrudept soil, in Ituporanga (Southern Brazil). Six treatments under NTVS were evaluated: fallow (FW), fallow + PM addition (FW + PM), OR, OR + PM, BO, BO + PM; and a treatment under conventional tillage system (CT). Total organic carbon stocks (TOC) in the 0-10 and 10-20 cm layers were quantified in the field experiment. In both experiments, N₂O emissions were evaluated over 99 days, corresponding to the onion grown cycle. In both situations, N₂O emissions were affected by management systems, especially by OR + PM, which emitted at day 01 the equivalent of 3068 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ and 2079 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, in BOD and the field, respectively. BO and OR residue addition to the soil led to a two-fold increase in accumulated emission values, as compared to the control. The addition of PM to OR (OR + PM) increased emissions 2.2 and 3.9 times, as compared to OR and control treatments, respectively. In the field experiment, the highest emissions of N₂O occurred 15 days after plant rolling, and they were equivalent to 50% of emissions from NTVS and 9.2% of CT emissions. These results indicate that traits of the cover crops residues, as well as PM addition, have a major effect on N₂O emission, especially during the initial phase of plant residue and PM decomposition. The highest TOC values were in the 0-10 cm layer of treatments with cover crop residue addition. That variable was 31.2; 26.2, and 20.2% higher in OR, BO, and FW, respectively, than for CT areas. In the 0-20 cm layer, TOC did not vary, but OR residue addition had values 9.2% higher than those verified in the CT treatment. OR contributed to the occurrence of more intense peaks of N₂O emission during the onion growth cycle. However, its use increased TOC stocks

in the top soil layer (0-10 cm). High N₂O fluxes and accumulated emissions, above values shown in the scientific literature, seem to be associated with low N uptake efficiency by onions.

Keywords: Cover crops. Nitrogen. Nitrous oxide. Carbon dioxide.
Allium cepa L.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Hierarquia de fatores que regulam o processo de nitrificação. As linhas pontilhadas sugerem os fatores mais limitantes para as populações nitrificantes.....	31
Figura 2 - Modelo conceitual dos processos de nitrificação e desnitrificação.....	33
Figura 3. Temperatura média do ar, precipitação pluviométrica e irrigações realizadas ao longo do ciclo da cebola, safra de 2015'.....	46
Figura 4. Variações temporais nos teores de $N-NH_4^+$ (a) e $NO_3^-+NO_2^-$ (b) em solo incubado com resíduos de nabo forrageiro + dejetos de aves (NF+DA), aveia preta + dejetos de aves (AP+DA), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), ureia (U) e controle (S).....	55
Figura 5. Emissões acumuladas de $N-N_2O$ (a) e $C-CO_2$ (b) em solo com adição de resíduos de nabo forrageiro + dejetos de aves (NF+DA), aveia preta + dejetos de aves (AP+DA), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), ureia (U) e controle (S).....	57
Figura 6. Fluxos (a) e emissão acumulada (b) de $N-N_2O$ em solo com deposição de resíduos de vegetação espontânea (VE), VE + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro (NF), NF + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta (AP), AP + dejetos de aves (AP + DA) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015..	59
Figura 7. Emissão acumulada de $N-N_2O$ no período pós-manejo, ao longo do ciclo da cebola e C equivalente para neutralizar as emissões em solo com deposição de resíduos de vegetação espontânea (VE), VE + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro (NF), NF + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta (AP), AP + dejetos de aves (AP + DA) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição das formas de nitrogênio no planeta.....	29
Tabela 2. Atributos físicos e químicos no momento da instalação do experimento nos tratamentos nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), vegetação espontânea (VE) e sistema de preparo convencional (SPC). 47	
Tabela 3. Características químicas dos resíduos da vegetação espontânea (VE), aveia preta (AP), nabo forrageiro (NF) e dos dejetos de aves (DA) utilizados no estudo de campo e de laboratório.....	48
Tabela 4. Estoques de COT em camadas do solo com deposição e resíduos de vegetação espontânea (VE), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AP – Aveia preta
CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CEPA - Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola de Santa Catarina
CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
Cfa – Clima Subtropical mesotérmico úmido -Classificação climática de Köppen-Geiger
CQFS – Comissão Química de Fertilidade do Solo
DA – Dejetos de aves
DAI – Dias após a o início da incubação
EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
GEE – Gases de efeito estufa
GOGAT - Glutamina sintase-glutamato sintase
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET – Instituto Nacional de Metrologia
LABCEN – Laboratório de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio
MPA – Ministério da Pesca e Agricultura
MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MEC – Ministério da Educação e Cultura
MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
MDA – Ministério do Desenvolvimento Agrário
MOS – Matéria orgânica do solo
MS – Matéria Seca
NEPEA - SC – Núcleo de estudo, Pesquisa e Extensão em Agroecologia
NF – Nabo forrageiro
NF + AP – Consórcio de Nabo forrageiro + Aveia preta
SPC – Sistema de preparo convencional do solo
RS – Rio Grande do Sul
SC – Santa Catarina
SPD – Sistema Plantio Direto
SPDH – Sistema de Plantio Direto de Hortaliças
SSD - Sistema de semeadura definitiva
TDA – Taxa diária de absorção de nutrientes
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
UFSM – Universidade Federal de Santa Maria

LISTA DE SÍMBOLOS

% – percentagem(s)
°C – Grau(s) Celsius
Al – Alumínio
Bio – Biomassa não estrutural
C – Carbono
C equivalente – Equivalente em Carbono
C/N – Relação carbono e nitrogênio
Ca – Cálcio
C-CO₂ – Dióxido de carbono
Cel – Celulose
Cel/Lig – Relação celulose e lignina
Cm – Centímetro(s)
cmolckg-1 – Centimol de carga por quilograma de solo
COT – Carbono orgânico total
CV – Coeficiente de variação
EPSA – Espaço poroso saturado por água
μg m⁻² – Micrograma(s) por metro quadrado
ha – Hectare(s)
K – Potássio
kg – Quilograma(s)
kg ha⁻¹ – Quilograma(s) por hectare
Lig – Lignina
Lignina/N – Relação lignina e nitrogênio
Lignina/P – Relação lignina e fósforo
m – Metro(s)
m² – Metro(s) quadrado(s)
Mg – Magnésio
Mg ha⁻¹ – Megagrama(s) por hectare
Mg m⁻³ – Megagrama(s) por metro cúbico
mL – Mililitro (s)
mm – Milímetro(s)
N – Nitrogênio
NH₃ – Gás amônia
N-N₂O – Óxido nitroso
nM – Nanomolar
NO₃⁻ – Nitrato
NO₄⁺ – Amônio
P – Fósforo
pH – Potencial hidrogeniônico

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO DO TRABALHO DE DISSERTAÇÃO.....	25
2. INTRODUÇÃO.....	25
2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO HISTÓRICA.....	25
2.2 A CULTURA DA CEBOLA NO ESTADO DE SANTA CATARINA	27
2.3 O CICLO DO NITROGÊNIO NOS AGROECOSSISTEMAS.....	29
2.4 AGRICULTURA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA ...	33
2.5 EMISSÃO DE GEE PELA AGRICULTURA NO SUL DO BRASIL.	36
3. OBJETIVOS.....	39
3.1. OBJETIVO GERAL	39
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	39
4. OBJETO DE ESTUDO E HIPÓTESES	41
4.1 HIPÓTESES	41
5. ARTIGO	43
5.1 INTRODUÇÃO	43
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	45
5.2.1 Estudo de campo	45
5.2.2 Estudo de laboratório	52
5.2.3 Análises estatísticas	54
5.3 RESULTADOS.....	54
5.3.1 Estudo de laboratório	54
5.3.2 Estudo de campo	58
5.4 DISCUSSÃO	63
5.4.1 Estudo de laboratório	63
5.4.2 Estudo de campo	64
5.5 CONCLUSÕES	66
5.6 REFERÊNCIAS.....	67
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	72
REFERÊNCIAS.....	74
APÊNDICES	77

1. APRESENTAÇÃO DO TRABALHO DE DISSERTAÇÃO

O presente trabalho, intitulado “*Sistema de Plantio Direto Agroecológico de Cebola e Emissão de Gases de Efeito Estufa*” foi desenvolvido em experimento implantado em 2009 com a cultura da cebola (*Allium cepa* L.). Este experimento foi implantado na Estação Experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), localizada no município de Ituporanga, região do Alto Vale do Itajaí, estado de Santa Catarina (SC) e está inserido na proposta metodológica do Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH) como estratégia de transição agroecológica.

O trabalho está vinculado ao Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia (NEPEA-SC) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) que desenvolve trabalhos com ênfase no sistema de plantio direto sem herbicidas desde 2005. No mesmo experimento do referido trabalho, já foram desenvolvidas sete dissertações de mestrado e estão em andamento três teses de doutorado e duas dissertações de mestrado. Os títulos e autores dos trabalhos realizados no mesmo experimento estão listados abaixo em ordem cronológica.

Trabalhos concluídos:

- 1) 2011 - Sistema de plantio direto de cebola: contribuições das plantas de cobertura no manejo ecológico de plantas espontâneas. Cintia de Camargo Vilanova;
- 2) 2012 - Atributos químicos e biológicos do solo e rendimento da cebola em sistema de plantio direto após cultivo com diferentes plantas de cobertura de inverno. Mónica María Machado Vargas e; Produção de Cebola e Dinâmica de Emergência de Plantas Espontâneas sob Plantas de Cobertura em Sistema Plantio Direto. Monique Souza;
- 3) 2013 - Decomposição e Mineralização de Nutrientes de Resíduos de Plantas de Cobertura em Solo Cultivado com Cebola (*Allium cepa* L.). Roberta Pereira Martins e; Aplicação de compostos polifenólicos de *Canavalia ensiformis* (L.) e *Mucuna aterrima* (Pipper & Tracy) Holland na germinação e na emergência de plantas espontâneas. Ana Paula Camargo;
- 4) 2015 - Decomposição de plantas de cobertura e efeito no rendimento da cebola e na biodisponibilidade de fósforo em sistema de plantio direto. Rodolfo Assis de Oliveira;
- 5) 2016 - Frações orgânicas e atributos químicos em agregados do solo sob sistemas de plantio direto e convencional de cebola.

Luiz Henrique dos Santos, e; Contribuição do nitrogênio de resíduos de plantas de cobertura para a cebola cultivada em sistema de plantio direto agroecológico. Leoncio de Paula Koucher.

Trabalhos em andamento:

- 1) 2013 – Atual: Potencial alelopático das plantas de cobertura em plantio direto de cebola agroecológico, conduzido pela doutoranda Monique Souza;
- 2) 2015 – Atual: Decomposição e liberação de nitrogênio de fontes orgânicas em plantio direto de cebola agroecológico, conduzido pelo doutorando Rodolfo Assis de Oliveira;
- 3) 2016 – Atual: Frações químicas da matéria orgânica do solo influenciadas por plantas de cobertura em sistemas de cultivo de cebola, conduzido pela mestrandia Tais Morais Barbosa;
- 4) 2016 – Atual: Influência dos fungos micorrízicos arbusculares na agregação e atividade enzimática do solo em Sistema de Plantio Direto Agroecológico de cebola (*Allium cepa* L.), conduzido pela doutoranda Juliana Gress Bortolini.

O trabalho de dissertação foi conduzido com auxílio financeiro dos projetos “Consolidação e formalização do Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia – NEPEA-SC”, Chamada MCTI/MAPA/MDA/MEC/MPA/CNPq N° 81/2013 e “Rendimento, atributos químicos e físicos do solo e manejo de plantas espontâneas em sistema plantio direto agroecológico de cebola”, Edital Chamada Universal – MCTI/CNPq N° 14/2014. O referido trabalho também contou com o apoio institucional da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) e do Laboratório de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio da Universidade Federal de Santa Maria (LABCEN – UFSM).

2. INTRODUÇÃO

2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO HISTÓRICA

No ano de 1998, na Estação Experimental da EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) do município de Caçador, estado de Santa Catarina (SC), foram planejadas e implantadas algumas lavouras de tomate com participação e execução de agricultores e técnicos de assistência e extensão rural, que serviram de base para a construção dos fundamentos e das bases tecnológicas do Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH). Buscava-se com o trabalho, além de desenvolver um sistema de baixo custo de produção, uma nova forma de fazer agricultura, não somente pautada na técnica, mas também para permitir o empoderamento dos agricultores frente ao seu papel perante a sociedade. Durante os anos seguintes, vários trabalhos sobre a dinâmica de absorção de nutrientes, fontes de adubação e condução das plantas, bem como o estudo e a observação de como os fatores ambientais podem interferir na absorção de nutrientes e no desenvolvimento das plantas foram realizados na estação experimental e nas propriedades rurais do município.

No ano de 2003, já na Estação Experimental da EPAGRI de Ituporanga – SC, iniciaram-se os estudos e as primeiras lavouras sob SPDH na região. Nessa época, foi determinada a taxa diária de absorção de nutrientes (TDA) da cultura da cebola. Também foram desenvolvidos trabalhos com as culturas de tomate e pimentão. No mesmo ano, iniciou nas comunidades de Ribeirão Klauberg e Três Barras, localizadas no município de Ituporanga, a instalação das duas primeiras lavouras de estudos do SPDH em tomate. Nos anos seguintes também foram implantadas lavouras de outras hortaliças como a cebola (*Allium cepa* L.), o repolho (*Brassica oleracea* L. var. capitata), a melancia (*Citrullus lunatus* (Thunb) Manst.), entre outras.

O SPDH apresenta-se como um caminho de transição de um sistema de produção, atualmente atrelado ao uso de agrotóxicos e adubos altamente solúveis, para um novo modelo de desenvolvimento rural embasado na produção agroecológica de alimentos. Essa nova pedagogia de trabalho apresenta alguns eixos políticos sociais e técnico científicos que norteiam a condução do sistema. No eixo político social, a decisão consciente em praticar o SPDH é o ponto chave. No campo técnico científico, a promoção da saúde das plantas é o eixo orientador, onde se busca a diminuição dos estresses e, conseqüentemente, o

aumento do conforto para as plantas, que refletirá em melhor sanidade e melhor expressão do potencial produtivo dos cultivos. No SPDH se preconiza o cultivo de plantas de cobertura, solteiras e consorciadas, elevando a produção de matéria seca por área e, conseqüentemente, o incremento de carbono do solo. Estes incrementos de carbono, aliados ao revolvimento do solo restrito à linha de plantio contribuem significativamente para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, tornando o solo mais estruturado e, conseqüentemente, melhorando seu potencial produtivo ao longo do tempo.

Atualmente nas áreas de cebola cultivadas sob SPDH se utilizam, principalmente, como plantas de cobertura a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), o centeio (*Secale cereale* L.) e o nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.). O cultivo dessas plantas se dá nos meses de outono-inverno (de maio a julho), período de entressafra da cultura. Nessas áreas a adubação é realizada, principalmente, com a utilização de dejetos de aves e fósforo natural e os resíduos das plantas de cobertura, que são acamados (sem incorporação), permanecem sobre o solo ao longo do ciclo da cebola. Já nas áreas de cebola cultivada sob sistema de preparo convencional (SPC) o cultivo de plantas de cobertura é realizado nos meses de dezembro a março, período após a safra da cebola e, em alguns casos, após a safrinha de milho, principalmente o milheto (*Pennisetum glaucum* L.), que é fracionado e incorporado ao solo no final do ciclo.

Desta forma, a dinâmica da degradação desses resíduos e, conseqüentemente, da emissão de gases de efeito estufa (GEE) nessas duas situações são bastante distintas, pois ao iniciar o ciclo de cultivo de cebola nas áreas de SPC praticamente não existem mais resíduos vegetais sobre o solo. Entretanto, nas áreas de SPDH, a adição de resíduos orgânicos de origem animal e a manutenção dos resíduos provenientes das plantas de cobertura sobre o solo fornecem substrato para os processos microbiológicos responsáveis pela emissão dos gases (JANTALIA et al., 2006; AITA et al., 2013; CARVALHO et al., 2015). Além disso, fatores como densidade do solo e a percentagem da porosidade do solo preenchida por água são preponderantes na dinâmica da fase gasosa do solo, sendo esses bastante afetados pelos sistemas de manejo (JANTALIA et al., 2006).

2.2 A CULTURA DA CEBOLA NO ESTADO DE SANTA CATARINA

A cultura da cebola desempenha um importante papel no setor agrícola catarinense. O estado figura no cenário nacional como o maior produtor da hortalíça, com produções médias em torno de 490 mil toneladas nos últimos anos e rendimento médio de 26 Mg ha⁻¹ (EPAGRI, 2013). As áreas de cultivo estão concentradas nas microrregiões de Ituporanga, Tabuleiro, Joaçaba e Rio do Sul, sendo a região do Alto Vale do Itajaí responsável por, praticamente, metade da produção do estado (EPAGRI/CEPA, 2012). Entre os municípios com maior destaque está Ituporanga, onde é produzido 1/3 da cebola de Santa Catarina (EPAGRI, 2013).

A matriz produtiva da cultura, em sua grande maioria, se caracteriza por pequenas áreas de produção, de até 2 hectares (EPAGRI, 2013), predominantemente cultivadas em sistema intensivo de preparo do solo, caso do SPC. Neste são utilizadas práticas de aração e gradagem para o preparo do solo, promovendo a pulverização, a compactação e a perda de solo, água e redução dos teores de matéria orgânica do solo (PANACHUKI et al., 2011; SOUZA, 2013). Também ocorre a massiva utilização de agrotóxicos e adubos químicos (altamente solúveis) que estão promovendo a contaminação das fontes naturais de água e acúmulo de nutrientes nas áreas de cultivo (COSTA et al., 2012).

Nos últimos anos, o SPC vem sendo substituído pelo sistema de semeadura definitiva (SSD), onde se utiliza o revolvimento restrito à linha do plantio, porém, ainda atrelado ao uso de agrotóxicos e adubos químicos. Além disso, o sistema não utiliza plantas de cobertura, por dificultarem a emergência das plântulas de cebola. Outro limitante para o avanço desse sistema é a topografia das áreas de cultivo, que dificulta as práticas de mecanização, mesmo no SSD.

Alternativas de cultivo que proporcionem um equilíbrio entre preservação do ambiente e a reprodução da agricultura familiar estão sendo desenvolvidas. Dentre elas, o SPDH se apresenta como uma estratégia de transição para alcançar um sistema de produção de bases agroecológicas. No SPDH o revolvimento do solo é restrito à linha de plantio e o uso de plantas de cobertura, em conjunto com o uso de fertilizantes em quantidade e épocas adequadas, são estratégias para a promoção da nutrição adequada dos cultivos e para a redução dos impactos ambientais causados pela atividade agrícola. O preparo do solo e o sistema de cultivo são as duas principais práticas que impactam os estoques de carbono do solo e, conseqüentemente, as emissões de gases

de efeito estufa (BAYER et al., 2011). Por se tratar de um sistema de transição, um dos objetivos do SPDH é a redução até a eliminação do uso de adubos químicos, agrotóxicos e das práticas de preparo convencionais do solo, além da intensificação da deposição de resíduos através das plantas de cobertura (espontâneas e cultivadas). Esse aporte de resíduos vegetais no solo constitui um importante mecanismo de estabilização do carbono adicionado ao sistema (STEWART et al., 2007) e, conseqüentemente, contribui para a redução das emissões de gases de efeito estufa.

No processo de transição para sistemas de produção de bases agroecológicas, a substituição adequada de adubos químicos por fertilizantes de origem orgânica é um dos gargalos. A aplicação inadequada de fontes orgânicas de nutrientes pode ser tão prejudicial quanto a utilização indevida de fertilizantes minerais, fato que pode ser verificado em grande parte das áreas de produção que utilizam essa prática de adubação. Os fertilizantes orgânicos, na forma de dejetos de animais, geralmente são aplicados ao solo antes da implantação das culturas (FIOREZE et al., 2012). No sul do Brasil, onde a avicultura apresenta destaque na economia, o uso de dejetos de aves é bastante comum nas áreas de produção agrícola (AITA et al., 2013).

No caso da cultura da cebola, em especial cultivada sob SPDH, a aplicação de dejetos de aves é realizada de forma fracionada, aplicando-se metade da dose recomendada antes da implantação da cultura e a outra metade em torno de 30 dias após a sua implantação (SOUZA et al., 2013; VILANOVA et al., 2014). Esta prática é realizada para fornecer nitrogênio, fósforo e potássio, além de micronutrientes para a cultura. O nitrogênio, devido a dieta das aves, é o nutriente que se apresenta em maiores concentrações nos dejetos de aves (AITA et al., 2013), sendo encontrado principalmente na forma amoniacal. Quando os dejetos de aves são aplicados sobre o solo (caso do sistema de plantio direto), ocorre uma rápida oxidação do amônio ($N-NH_4^+$) à nitrito ($N-NO_2^-$), que é convertido a nitrato ($N-NO_3^-$), molécula esta que possui baixa interação com os componentes do solo e pode ser facilmente lixiviada (FIOREZE et al., 2012). Em condições de baixa disponibilidade de oxigênio no solo, esse processo é um dos principais responsáveis pela emissão de óxido nitroso (N_2O) (JANTALIA et al., 2006; AITA et al., 2013; CONGREVES & VAN EARD, 2015), um dos principais gases de efeito estufa.

2.3 O CICLO DO NITROGÊNIO NOS AGROECOSSISTEMAS

A dinâmica do carbono e do nitrogênio estão intimamente relacionadas. Entretanto, o nitrogênio é o nutriente que mais dispensa estudos pela comunidade científica, em diversas áreas do conhecimento, dada a sua importância e a alta mobilidade no solo (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000). Na cultura da cebola, o nitrogênio é o nutriente mais requerido e o que mais afeta o rendimento da cultura (KURTZ et al., 2016). Este elemento é o principal componente da litosfera, onde está presente nas rochas e no fundo de lagos e oceanos, constituindo cerca de 98% do nutriente existente. Na atmosfera, esse elemento representa, aproximadamente, 78%, sendo essa a fonte primária do nutriente para o solo. Do montante de nitrogênio presente na biosfera, 96% encontra-se na matéria orgânica do solo, sendo apenas 4% presente nos organismos vivos e nestes, 94% encontra-se nos vegetais, 4% na microbiota e 2% nos animais (Tabela 1).

Tabela 1 - Distribuição das formas de nitrogênio no planeta¹.

	Estoque (g)	Partição	Proporção da Partição (%)
Litosfera	1×10^{23}		
Atmosfera	$3,9 \times 10^{21}$		
Biosfera	$2,8 - 6,5 \times 10^{21}$	<i>Matéria orgânica</i>	96,00
		<i>Vegetais</i>	3,76
		<i>Microrganismos</i>	0,16
		<i>Animais</i>	0,08

¹Adaptado de MYROLD (1998) e ROSSATO (2004).

As transformações desse elemento são mediadas pela biomassa microbiana, sendo os processos de amonificação, imobilização, nitrificação e desnitrificação responsáveis por transformar o nitrogênio presente no solo de uma forma para a outra (MYROLD, 1998). Os processos que governam as perdas de nitrogênio incluem uma complexidade de fatores biológicos, físicos e químicos, que são impactados pelas práticas de manejo, condições climáticas e pelos atributos edáficos (CONGREVES & VAN EARD, 2015).

A amonificação consiste na mineralização (transformação) do nitrogênio orgânico em amônia (NH₃). Essa etapa é mediada por enzimas produzidas por microrganismos do solo. Em um primeiro

momento, enzimas extracelulares quebram os polímeros orgânicos que contém moléculas de nitrogênio. Essa etapa gera monômeros que são passíveis de serem absorvidos pela membrana celular desses organismos. Esses monômeros, após serem absorvidos, são metabolizados e transformados em amônia, que é liberada para a solução do solo e convertida quimicamente em amônio (NH_4^+).

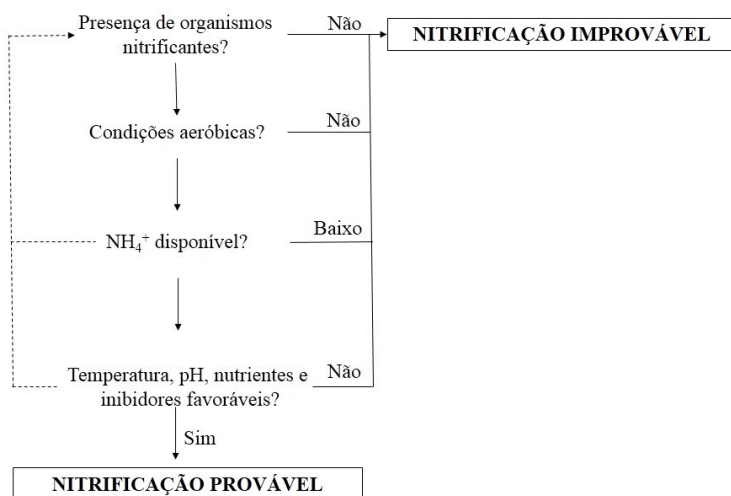
Após ser disponibilizado para a solução do solo, o nitrogênio, agora em formas amoniacais, pode ser novamente imobilizado. A imobilização consiste na assimilação da amônia em aminoácidos e outros compostos orgânicos presentes nos organismos do solo. Esse processo pode ser mediado por duas principais vias. Quando o amônio está presente em concentrações relativamente altas na solução do solo ($>0,1\text{mM}$ ou cerca de $0,5\text{mg N kg}^{-1}$ solo), a rota da glutamato desidrogenase, agindo com a utilização de NADPH_2 e coenzimas, adiciona amônio a moléculas de α -cetoglutarato, para a posterior conversão em glutamato (MYROLD, 1998). Porém, na maioria dos solos, o amônio está presente em concentrações bastante baixas. Sob essas condições, o segundo mecanismo entra em ação. A via da glutamina sintase-glutamato sintase (GOGAT) é complexa e requer a utilização de ATP para adicionar amônio a moléculas de glutamato, para posterior formação de glutamina. A segunda etapa desta via consiste na transferência do amônio (a partir da glutamina) para moléculas de α -cetoglutarato, formando duas moléculas de glutamato. Uma vez que o amônio esteja incorporado no glutamato, ele pode ser transferido para outros compostos de carbono por várias reações transaminase, produzindo aminoácidos adicionais (MYROLD, 1998).

A amônia pode reagir quimicamente com componentes orgânicos (como quinonas), ou pode ser volatilizada em condições de pH elevado. Os maiores destinos biológicos são a absorção pelas plantas, a assimilação microbiológica ou a oxidação para nitrato por organismos nitrificantes (MYROLD, 1998).

A nitrificação consiste na produção de nitrato (NO_3^-) pela oxidação de compostos nitrogenados reduzidos (JANTALIA et al., 2006). Esse processo pode ser tanto autotrófico ou heterotrófico. A primeira etapa da nitrificação autotrófica consiste na oxidação da amônia, a conversão de amônio para nitrito através de bactérias oxidadoras de amônia, principalmente bactérias do gênero “Nitroso-”. O nitrito é então oxidado para nitrato por bactérias do gênero “Nitro-”. Quando a nitrificação ocorre de forma heterotrófica, pode ser tanto via bactérias (gênero *Alcaligenes*, por exemplo) quanto fungos (gênero *Arpergillus*, por exemplo). Bactérias da espécie *Thisphaera*

pantotropha, em especial, podem realizar nitrificação heterotrófica, mas também desnitrificação em condições anaeróbicas. Por se tratar quase que exclusivamente de microrganismos aeróbicos, para que ocorra a nitrificação, o solo deve apresentar concentrações suficientemente altas de oxigênio. Havendo fluxo adequado de oxigênio, o fator mais determinante para que ocorra a nitrificação é o substrato, particularmente a disponibilidade de amônio (NH_4^+). As taxas de nitrificação são elevadas em solos com pH acima de 5,0, condição comum em solos agrícolas (CARVALHO et al., 2015). Em condições com baixos valores de espaço poroso saturado por água (EPSA), ou seja, solos bem aerados, a nitrificação é o principal processo responsável pela emissão de N_2O (JANTALIA et al., 2006). A presença de NO_3^- no solo decorrente da fertilização nitrogenada, tanto de origem mineral quanto orgânica, em quantidades que excedam a demanda das plantas, aumenta o risco de poluição ambiental (AITA et al., 2013).

Figura 1 - Hierarquia de fatores que regulam o processo de nitrificação. As linhas pontilhadas sugerem os fatores mais limitantes para as populações nitrificantes¹.

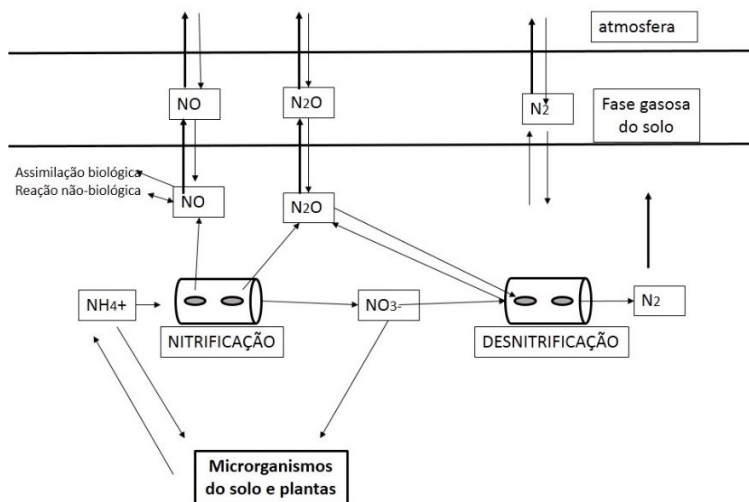


¹Adaptado de MYROLD (1998).

A desnitrificação consiste na redução do nitrato para formas gasosas do elemento, principalmente dinitrogênio (N_2) e N_2O , acoplado à produção de energia via fosforilação oxidativa (MYROLD, 1998). Esse processo de respiração anaeróbia consiste na utilização de um aceptor de elétrons que não seja o oxigênio. O processo de desnitrificação envolve quatro etapas redutivas. A primeira consiste na atuação da nitrato redutase, que está ligada à membrana de microrganismos desnitrificantes e catalisa a redução do nitrato (NO_3^-) para nitrito (NO_2^-). A síntese dessa enzima é reprimida pela presença de oxigênio (O_2). A redução do nitrito (NO_2^-) para óxido nítrico (NO) é definida pela característica dos desnitrificadores. Essa etapa é catalisada pela nitrito redutase. Após o nitrogênio ser convertido à óxido nítrico (NO), este ainda é convertido em N_2O através da atividade da enzima óxido nítrico redutase. O N_2O está presente na forma gasosa e constitui um dos intermediários no processo de desnitrificação pelos microrganismos do solo (AITA et al., 2013). Após ser convertido em óxido nítrico, o nitrogênio ainda pode ser reduzido para N_2 . Dentre os principais fatores que afetam os processos de desnitrificação estão a aeração do solo e as concentrações de nitrato e carbono em solução (MYROLD, 1998; JANTALIA et al., 2006; BAYER et al., 2015).

Quando o solo se encontra com EPSA superior a 80%, ocorre a redução da difusão de O_2 no solo e a formação de zonas anaeróbias. Nestes ambientes ocorre o predomínio do processo de desnitrificação. O processo de desnitrificação é usado para representar uma série de processos bióticos e abióticos que dá origem a formas reduzidas e voláteis oriundas do nitrato e do nitrito do solo (JANTALIA et al., 2006). Essas formas são utilizadas como aceptoras de elétrons, sendo responsáveis pela oxidação do carbono e geração de energia para os organismos do solo. Logo, a disponibilidade de matéria orgânica é essencial para a ocorrência do processo (JANTALIA et al., 2006).

Figura 2 - Modelo conceitual dos processos de nitrificação e desnitrificação¹.



¹Adaptado de JANTALIA et al. (2006).

2.4 AGRICULTURA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

O efeito estufa é um dos fenômenos naturais responsáveis pela manutenção da vida no planeta Terra. Entretanto, nas últimas décadas, esse fenômeno tem sido amplificado de forma antropogênica através dos diferentes setores da indústria, da agricultura e pelos aglomerados urbanos. De acordo com o relatório *Climatic change and agricultural vulnerability* (FISCHER et al., 2002), dentre os diferentes usos dos solos, a agricultura é considerada responsável pela maior parcela de utilização deste recurso natural ao redor do globo. No Brasil, a agricultura é responsável por aproximadamente 37% das emissões antropogênicas de N_2O para a atmosfera (BRASIL, 2014). Se incluirmos os demais gases como metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), por exemplo, e áreas desmatadas para fins agrícolas, a agricultura é responsável por cerca de 80% das emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) no país, tornando o Brasil o quinto maior emissor desses gases para a atmosfera (CARVALHO et al., 2015).

A partir da intensificação das atividades humanas sobre o planeta, principalmente a partir da Revolução Industrial (intensificação da

atividade industrial) e período pós-guerra (desenvolvimento da indústria de fertilizantes), as atividades antrópicas têm provocado intensas alterações na superfície do planeta. Os sistemas de produção e comercialização de alimentos adquiriram escalas cada vez maiores, passando de sistemas diversificados e complexos (mantidos principalmente por comunidades tradicionais) para sistemas intensivos, monoculturais e industriais de produção. Dentre os impactos gerados por essas mudanças na matriz de produção, pode-se destacar os aumentos globais na concentração de CO_2 , que são atribuídos principalmente ao uso de combustíveis fósseis e mudanças de uso e ocupação das terras (degradação e liberação dos estoques de carbono da matéria orgânica do solo). Além das emissões de CO_2 , a agricultura também representa as maiores contribuições dos GEE - CH_4 e N_2O para a atmosfera (PILECCO, 2013). A redução líquida das emissões de N_2O derivado do solo exige estratégias de mitigação que envolvem mudanças significativas nas práticas de manejo (VAN DER WEERDEN, 2000). As emissões de forma natural em áreas não antropizadas e as emissões maximizadas pelo uso de fertilizantes são as principais causas das atuais emissões de N_2O para a atmosfera, sendo responsáveis por aproximadamente 65% das mesmas (JANTALIA et al., 2006). Porém, as atividades agrícolas praticamente duplicaram no último século a produção global de formas reativas de nitrogênio (CONGREVES & VAN EARD, 2015). Apesar de uma baixa concentração na atmosfera, o N_2O é um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa, principalmente por sua alta reatividade (alta capacidade de absorção de ondas infravermelhas), e por sua alta instabilidade atmosférica (JANTALIA et al., 2006).

Os impactos gerados pelas mudanças climáticas estão entre as maiores preocupações da população mundial. Várias mudanças, principalmente nos regimes de chuvas das regiões tropicais e subtropicais já são realidade e têm provocado inconstâncias nos ciclos de produção das culturas agrícolas, além de inundações e falta d'água em áreas urbanas (MARENCO et al., 2008). A agricultura é altamente dependente dos recursos naturais e tem sido historicamente o alicerce econômico e social do progresso nos países desenvolvidos (FISCHER et al., 2002). Essa atividade apresenta papel fundamental na manutenção das populações, sendo a geradora de alimentos e matérias primas essenciais, tanto no âmbito de populações tradicionais quanto em sistemas mais especializados de produção.

Em toda a extensão do planeta, cerca de 1,3 bilhões de hectares estão sob cultivo, 3,5 bilhões sob pastagens e, 4,0 bilhões de hectares de

floresta são utilizados por humanos em diferentes níveis (HOWDEN et al., 2007). Desta forma, para satisfazer o projeto de crescimento da população humana, os incrementos históricos na produção agrícola terão que continuar. Todavia, os impactos gerados por essa atividade, principalmente aqueles relacionados à utilização dos recursos energéticos (fósseis e “renováveis”) irão perdurar durante séculos. O esgotamento da fertilidade do solo, dos recursos florestais, hídricos, pastoris e pesqueiros já está agravando a pobreza em muitos países em desenvolvimento. Mudanças ambientais, em particular as climáticas, têm causado impactos desproporcionais nas populações pobres existentes nas áreas rurais, populações essas que dependem diretamente dos recursos naturais para sua sobrevivência (FISCHER et al., 2002). Na América Latina, fenômenos como o El Niño estão cada vez mais extremos, causando impactos em nível local e global (REDAGRES, 2013). Esse fenômeno climático, com seus ciclos de secas e inundações, explica entre 15% e 35% da variação do rendimento global de cereais e oleaginosas (HOWDEN et al., 2007).

As emissões dos principais GEE continuam a aumentar, juntamente com as mudanças resultantes na concentração atmosférica de CO₂, na temperatura global e no nível do mar. Além disso, alguns impactos das mudanças climáticas estão acontecendo mais rápido do que anteriormente previsto pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). De acordo com o relatório *Adapting agriculture to climatic change* (HOWDEN et al., 2007), existe atualmente uma falta de progressos no desenvolvimento de acordos de redução das emissões globais para além do Protocolo de Quioto, levando a preocupações sobre o nível de emissões futuras e, portanto, mudanças climáticas e impactos associados.

A magnitude dos fluxos de N₂O em solos agrícolas depende fortemente das práticas de manejo empregadas pelos agricultores (VAN DER WEERDEN, 2000). Por se tratar de um processo aeróbio, o porcentual de saturação de água na matriz do solo pode ser um fator limitante ao processo de nitrificação e promotor do processo de desnitrificação (JANTALIA et al., 2006). As práticas culturais alteram o fluxo de água e nutrientes no solo, o que pode ou não favorecer a emissão de formas de nitrogênio para a atmosfera. A deposição de resíduos sobre o solo, em áreas manejadas com o sistema plantio direto pode favorecer as emissões de formas de nitrogênio por fornecer um maior aporte de resíduos em decomposição (CARVALHO et al., 2015). Entretanto, em sistemas onde se incrementam no solo grandes quantidades de carbono, principalmente em formas mais estáveis, as

emissões podem ser reduzidas (BAYER et al., 2011). Os resíduos orgânicos, de acordo com a sua velocidade de decomposição, são utilizados como substrato para o processo de nitrificação ou desnitrificação, dependendo da proporção das frações do solo que está saturada por água (CARVALHO et al., 2015). Resíduos com menores relações C/N, ou seja, resíduos mais ricos em N, fornecem substrato ideal para a produção de N_2O .

2.5 EMISSÃO DE GEE PELA AGRICULTURA NO SUL DO BRASIL

Em condições tropicais e subtropicais, ainda são escassos os estudos sobre a dinâmica da emissão de GEE em áreas cultivadas com plantas de cobertura e adubação orgânica com dejetos de aves. Em especial na região Sul do Brasil, esses estudos são muito recentes (BAYER et al., 2011). Os estudos dessa natureza incluem o entendimento da dinâmica do Carbono e do Nitrogênio no solo e na atmosfera.

Ao avaliarem os efeitos da adição de dejetos líquidos de suínos sobre resíduos vegetais de aveia preta em experimento de campo conduzido sobre um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, GONZATTO et al. (2013) verificaram que a presença de matéria seca de aveia preta sobre a superfície do solo minimizou as perdas de NH_3 em 1/3, porém potencializou as emissões de N_2O após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, as quais ultrapassaram 167%. Os maiores fluxos de N_2O ocorreram durante os primeiros 40 dias após a aplicação dos dejetos, sempre após a ocorrência de chuvas e, ou, o fornecimento de água via irrigação.

Através da avaliação da emissão de gases de efeito estufa em Latossolo Bruno sob integração lavoura-pecuária foi verificado que as emissões acumuladas de N_2O foram até três vezes maiores nas áreas com contribuição do dejetos animal, quando comparadas à área sem pastoreio. Já as emissões de CH_4 não foram afetadas significativamente pelos tratamentos (PIVA et al., 2014).

Ao analisar o efeito da mistura de folhas e hastes de 25 espécies de plantas utilizadas nos sistemas agrícolas subtropicais (principais culturas e plantas de cobertura) sobre a mineralização do carbono e do nitrogênio, REDIN et al. (2014) constataram que a disponibilidade de

nitrogênio nas misturas tendeu a aumentar a imobilização de nitrogênio microbiano, reduzindo a acumulação líquida de N mineral no solo.

Em experimento sobre os efeitos da interação entre os sistemas de preparo do solo (preparo convencional, preparo reduzido e sem preparo), sistemas de cultivo (aveia/milho, ervilhaca/milho e aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas taxas de fertilização mineral com nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹) sobre as emissões de N₂O no Sul do Brasil, BAYER et al. (2015) verificaram que a maior parte das emissões de N₂O do solo ocorreram num período de até 45 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno. Essas emissões estavam relacionadas com os teores de carbono orgânico dissolvido e nitrogênio (NO₃⁻, NH₄⁺) no sistema, que favoreceram um alto consumo de oxigênio (O₂), contribuindo para a formação de micro sítios de anaerobiose no solo. As emissões acumuladas foram similares no sistema convencional, independente do sistema de cultivo. Entretanto, no sistema de plantio direto, o tratamento com adição de resíduos de ervilhaca apresentou emissões acumuladas aproximadamente 10 vezes maiores que o tratamento com adição de aveia preta.

Por outro lado, até o presente momento, poucos estudos sobre a emissão de GEE em áreas de cultivo de cebola foram realizados, em especial sob SPDH, evidenciando a importância do desenvolvimento de trabalhos dessa natureza.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito dos sistemas de manejo do solo sobre as emissões de óxido nitroso.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 3.2.1. Quantificar as emissões de óxido nitroso ao longo de um ciclo de cultivo de cebola no sistema de preparo convencional e no sistema de plantio direto de hortaliças;
- 3.2.2. Relacionar os atributos edáficos e as características das plantas de cobertura com a mineralização do nitrogênio e as emissões de gases de efeito estufa no sistema de preparo convencional e no sistema de plantio direto de hortaliças;
- 3.2.3. Avaliar o potencial mitigatório de emissão de óxido nitroso no sistema de preparo convencional e no sistema de plantio direto de hortaliças.

4. OBJETO DE ESTUDO E HIPÓTESES

A adoção de sistemas de produção que busquem a redução da dependência de insumos externos é um dos pontos chave para a sustentabilidade dos agroecossistemas. A deposição de resíduos de plantas de cobertura sobre o solo contribui para a ciclagem de nutrientes e diminui a dependência de insumos externos pelo sistema de produção. Ademais, sistemas de manejo que preconizam o revolvimento restrito do solo contribuem para melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do mesmo. Entretanto, os resíduos vegetais não disponibilizam nutrientes em sincronia com a demanda dos cultivos, se tornando necessário a utilização de dejetos de aves como fonte suplementar de nitrogênio. Desta forma, a manutenção dos resíduos das plantas de cobertura sobre o solo proporciona condições ambientais adequadas aos processos de desnitrificação, que, associada à disponibilização de nitrogênio pelos dejetos de aves, pode contribuir para a emissão de gases de efeito estufa. Portanto, se faz necessário entender a dinâmica de liberação de nitrogênio pelos resíduos, bem como quantificar as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

4.1 HIPÓTESES

- 4.1.1 A adição de dejetos de aves sobre os resíduos de plantas de cobertura potencializa a sua decomposição, incrementando as emissões de N_2O ;
- 4.1.2 O uso da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) como planta de cobertura contribui para a redução das emissões de N_2O em comparação ao nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.)

5. ARTIGO

Emissão de óxido nitroso com o uso de plantas de cobertura e dejetos de aves em Sistema de Plantio Direto de cebola (*Allium cepa* L.)

Vilmar Müller Júnior ⁽¹⁾, Gustavo Brunetto ⁽²⁾, Leoncio de Paula Koucher ⁽¹⁾, Monique Souza ⁽¹⁾, Andria Paula Lima ⁽¹⁾, Claudinei Kurtz ⁽³⁾, Paulo Emílio Lovato ⁽¹⁾, Sandro José Giacomini ⁽²⁾, Jucinei José Comin ⁽¹⁾

⁽¹⁾Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, CEP: 88034-000, Itacorubi, Florianópolis, SC, Brasil.

⁽²⁾Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Departamento de Solos, Avenida Roraima, 1000, CEP: 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil.

⁽³⁾Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Estação Experimental de Ituporanga, Estrada Geral Lageado Águas Negras, 453, CEP: 88400-000, Ituporanga, SC, Brasil.

5.1 INTRODUÇÃO

A adoção de sistemas de produção que promovam a redução da dependência de insumos externos é fundamental para a manutenção da sustentabilidade dos agroecossistemas. Neste contexto, o sistema plantio direto de hortaliças (SPDH) vem se tornando importante alternativa para a redução dos impactos ambientais provenientes das práticas convencionais de preparo do solo em áreas cultivadas com cebola (*Allium cepa* L.) (SOUZA et al., 2013). No SPDH são utilizadas espécies de plantas de cobertura do solo, como aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) e fertilizantes orgânicos, como os dejetos de aves (DA), para o fornecimento de nitrogênio (N) aos cultivos e incremento de carbono orgânico (C) em solos (LOSS et al., 2015), o que aumenta o potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera. Estudos de AGUILERA et al. (2013) e SHCHERBAK et al. (2014) compilaram e analisaram na forma de metanálise informações derivadas de diversos estudos sobre os impactos globais das práticas de manejo do solo sobre as emissões de GEE. Entretanto, por se tratar de um sistema

relativamente recente, pouco se sabe sobre os impactos do SPDH, especialmente, em cultivo de cebola, sobre as emissões de GEE, em especial o óxido nitroso (N_2O).

O N_2O apresenta um potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o gás mais emitido pela humanidade, o CO_2 (IPCC, 2007). Dentre os diversos setores, a agricultura corresponde a aproximadamente 37% e 50% das emissões antropogênicas de N_2O no Brasil (BRASIL, 2014) e no mundo (IPCC, 2007), respectivamente. As práticas culturais alteram o fluxo de água e nutrientes no solo, o que pode ou não favorecer a emissão de formas de N para a atmosfera. Portanto, a magnitude dos fluxos de N_2O em solos agrícolas está relacionada com as práticas de manejo empregadas pelos agricultores (VAN DER WEERDEN, 2000), como a quantidade e qualidade dos resíduos depositados sobre o solo. Os resíduos são decompostos e mineralizam C e formas de nutrientes, como as de N, nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$), fornecendo substrato para os processos de nitrificação ou desnitrificação, conforme o nível de aeração do solo, o que contribui para as emissões de N_2O (PALM & SANCHEZ, 1991; TOMA et al., 2007; THOMSEN et al., 2016). Além disso, a qualidade dos resíduos adicionados sobre a superfície do solo interfere na dinâmica de decomposição e mineralização de N (PALM & SANCHEZ, 1991). Fatores como a relação C:N, os teores de lignina, celulose, biomassa não estrutural e condições ambientais (temperatura, umidade e teores de nutriente no solo) influenciam diretamente na decomposição dos resíduos vegetais (THOMSEN et al., 2016). Resíduos com menores relações C:N, como os de nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) favorecem uma rápida decomposição e mineralização de N ao solo (REDIN et al., 2014), podendo ocasionar picos de emissão de N_2O até 4 vezes maiores quando comparados à resíduos com maiores relações C:N, como aqueles de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) (BAYER et al., 2015). Portanto, pelas características distintas de cada resíduo vegetal, a sincronização entre a decomposição e mineralização de nutrientes com a demanda de N pelos cultivos é dificultada, podendo não atender as fases de maior demanda dos cultivos (OLIVEIRA et al., 2016).

No SPDH, nutrientes, como o N são adicionados no solo através da fixação biológica de N, que acontece em algumas espécies de plantas de cobertura (DONEDA et al. 2012), mas também as plantas ciclam o N no ambiente (CONGREVES & EERD, 2015). Porém, o N nativo do solo ou derivado das plantas de cobertura não supre a demanda de N pelas cebolas (KURTZ et al. 2013). Por isso, é necessária a aplicação de

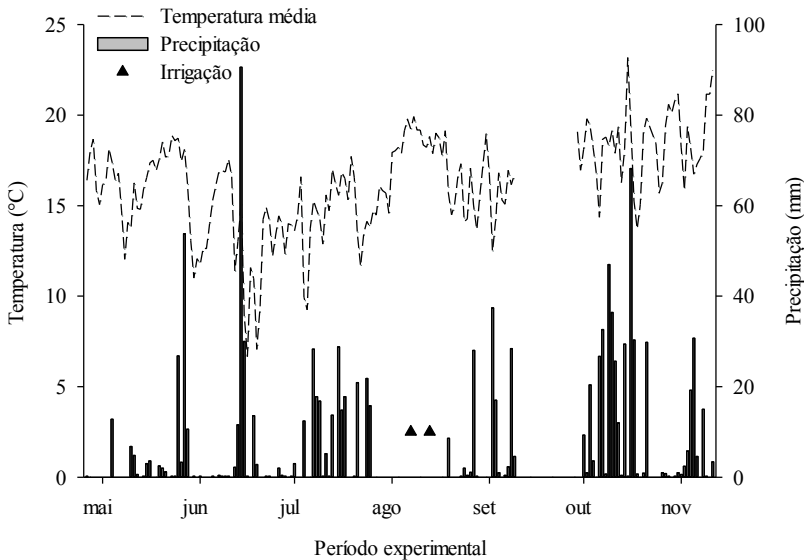
fontes de N, como os dejetos de aves (DA) (BAYRAKDAR et al. 2016). No entanto, a adição de DA sobre os resíduos pode maximizar as emissões de N_2O para a atmosfera (HAYAKAWA et al., 2009). Portanto, nossas hipóteses são que: o uso de plantas de cobertura em SPDH de cebola contribui para a ocorrência de picos mais intensos de emissão de N_2O durante o ciclo da cultura, mas o seu uso incrementa os estoques de C no solo; a adição de DA sobre os resíduos de plantas de cobertura potencializa a decomposição, incrementando as emissões de N_2O , e; o uso da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) como planta de cobertura contribui para a redução das emissões de N_2O quando comparada ao nabo forrageiro. O estudo objetivou avaliar as emissões de N_2O e o estoque de C em solo não revolvido com histórico de cultivo e deposição de resíduos de plantas de cobertura do solo e em sistema de preparo convencional do solo (SPC).

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Estudo de campo

O estudo de campo foi realizado no período de abril a novembro de 2015 na Estação Experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), localizada no município de Ituporanga, região do Alto Vale do Itajaí, Estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil (Latitude 27° 24' 52", Longitude 49° 36' 9" e altitude de 475 m). O clima da região é classificado como Cfa - subtropical úmido, segundo classificação climática de Köppen, com temperatura média anual de 17,6°C e precipitação média anual de 1.400 mm (SOUZA et al., 2013). Os valores médios de temperatura do ar, precipitação e irrigações realizadas durante o período do estudo são apresentados na figura 3. Os dados meteorológicos foram obtidos através dos registros da Estação Meteorológica da Estação Experimental, distante aproximadamente 300 metros do experimento.

Figura 3. Temperatura média do ar, precipitação pluviométrica e irrigações realizadas ao longo do ciclo da cebola, safra de 2015⁽¹⁾.



⁽¹⁾Dados não disponíveis no período de 10 a 28 de setembro. Transplante realizado em 01 de agosto.

O experimento de longa duração utilizado no presente estudo foi instalado em 2009 em uma área que foi conduzida no sistema convencional de preparo do solo com aração e gradagem por 30 anos e desde 1995 vinha sendo manejada no sistema de plantio direto. O experimento é manejado no sistema de plantio direto de hortaliças (SPDH) sem herbicidas e possui seis tratamentos compostos por diferentes espécies de plantas de cobertura em cultura pura e consorciadas cultivadas no outono/inverno antecedendo a cultura da cebola (*Allium cepa* L. cv. Empasc 352 - Bola Precoce). Após a colheita da cebola, em todos os tratamentos, tem sido implantada a mucuna preta (*Stizolobium aterrimum* Piper & Tracy) (80 kg ha⁻¹) para fins de cobertura do solo e produção de matéria seca complementar aos tratamentos de inverno. Em todos os tratamentos a cultura da cebola é fertilizada com dejetos de aves (DA). As parcelas possuem dimensões de 5 x 5 m e estão dispostas em delineamento de blocos ao acaso com oito repetições. Os tratamentos selecionados para este estudo foram os seguintes: testemunha com vegetação espontânea (VE), aveia preta (AP)

e nabo forrageiro (NF). A fim de avaliar o efeito imediato da aplicação dos DA, no interior das parcelas foram demarcadas microparcelas (5,0 x 2,5 m) em que a cebola foi cultivada sem a aplicação do DA. Desta forma seis tratamentos foram avaliados nesse experimento: VE + DA; AP + DA; NF + DA; VE; AP; e NF. Além desses, avaliou-se um tratamento adjacente ao experimento em que a cebola é cultivada no SPC. Esse manejo é aplicado desde 2008 após a área ter sido cultivada com cebola no sistema convencional (aração e enxada rotativa) por 20 anos seguidos por 12 anos (1996 a 2007) de cultivo mínimo de cebola e um ano com o cultivo da batata-doce (2008). O solo de ambas as áreas é classificado como Cambissolo Húmico (EMBRAPA, 2013) e Humic Distrudept (SOIL SURVEY STAFF, 2006), e seus atributos físico-químicos na camada 0 - 0,10 m em julho de 2015 são apresentados na tabela 2. Maiores detalhes sobre o manejo das áreas dos experimentos podem ser obtidos em LOSS et al. (2015).

Tabela 2. Atributos físicos e químicos no momento da instalação do experimento nos tratamentos nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), vegetação espontânea (VE) e sistema de preparo convencional (SPC).

	Unidade	VE	AP	NF	SPC
0.00-0.10 m					
Argila	%	31,3	30,6	33,1	40,0
Areia	%	47,9	45,8	47,3	38,6
Silte	%	20,8	23,6	19,6	21,4
Matéria orgânica	%	4,0	4,2	4,4	3,3
pH _{H2O}	-	6,3	6,0	6,3	5,7
P disponível	mg kg ⁻¹	164,8	217,2	161,0	28,7
K disponível	mg kg ⁻¹	379,0	360,0	393,0	74,0
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	7,0	8,7	17,5	5,2
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	5,2	5,2	21,0	5,2
Ca trocável	cmol _c kg ⁻¹	8,6	9,0	7,3	7,8
Mg trocável	cmol _c kg ⁻¹	1,9	1,6	1,9	3,6
Al trocável	cmol _c kg ⁻¹	nd	nd	nd	nd
Densidade	kg dm ⁻³	1,4	1,4	1,4	1,4

Em abril de 2015 foi semeado a AP e o NF em uma densidade de semeadura de 120 e 20 kg ha⁻¹, respectivamente. A semeadura foi manual, a lanço, seguida por duas passadas de semeadora de cereais para propiciar um melhor contato das sementes com o solo. Nesse

mesmo período no tratamento em SPC foi realizado o acamamento do milheto, em estágio de plena floração. Após 90 dias da semeadura das espécies foi realizada a avaliação da quantidade de matéria seca (MS) produzida pela AP, NF e VE, coletando-se aleatoriamente, três subamostras de 0,25 m² em cada parcela, que foram reunidas em uma amostra composta. No momento da avaliação, a AP e o NF encontravam-se no estágio de plena floração. O material coletado foi seco a 65 °C em estufa até peso constante, pesado e posteriormente moído. No material moído foi determinada as concentrações de N total e C orgânico conforme métodos descritos por TEDESCO et al. (1995). Para a análise da concentração da celulose, lignina e biomassa não estrutural utilizou-se a metodologia descrita por ABER & MARTIN (1999). A composição química dos resíduos e as quantidades de MS, C e N adicionadas em cada tratamento encontram-se na tabela 3.

Tabela 3. Características químicas dos resíduos da vegetação espontânea (VE), aveia preta (AP), nabo forrageiro (NF) e dos dejetos de aves (DA) utilizados no estudo de campo e de laboratório.

	VE	AP	NF	DA
	g kg ⁻¹			
Carbono orgânico total	407,9 ± 1,5	367,2 ± 4,3	394,1 ± 18,4	193,2 ± 1,2
N total	23,7 ± 0,7	23,8 ± 1,7	37,1 ± 2,5	20,0 ± 0,3
Celulose	381,3 ± 7,1	550,4 ± 27,4	244,1 ± 7,8	
Lignina	24,1 ± 2,3	26,2 ± 7,0	53,4 ± 1,7	
Biomassa não estrutural	594,6 ± 4,9	456,7 ± 33,4	702,4 ± 7,0	
Relação C/N	17,2 ± 0,5	15,4 ± 1,3	10,6 ± 0,2	9,66 ± 0,1
Relação lignina/N	1,0 ± 0,1	1,1 ± 0,2	1,4 ± 0,1	
Relação celulose/lignina	15,9 ± 1,7	22,0 ± 6,0	4,6 ± 0,2	
	Quantidade adicionada (kg ha ⁻¹)			
Matéria seca	930,0 ± 110,8	4600,0 ±	4130,0 ± 576,7	2160,0 ± 0,0
COT	379,3 ± 45,9	1688,9 ±	1627,8 ± 207,4	417,3 ± 2,6
N total	22,0 ± 2,3	109,3 ± 25,5	153,3 ± 24,7	100,0 ± 15,0

± desvio padrão da média (n=3).

O manejo das plantas de cobertura e da VE no experimento em SPDH foi realizado em julho (95 dias após a semeadura) com auxílio de um rolo faca. O plantio da cebola foi realizado sobre os resíduos

culturais das plantas de cobertura e da VE após terem sido abertos sulcos com semeadora de plantio direto adaptada. O espaçamento usado foi de 0,50 m entrelinhas e de 0,10 m entre plantas. O transplante das mudas de cebola cv. 'Empasc 352' - Bola Precoce foi realizado manualmente no mesmo dia do manejo das plantas de cobertura e da VE. Os tratamentos com aplicação dos DA receberam dose de 5 Mg ha⁻¹ do adubo orgânico, equivalente a 100 kg N ha⁻¹ (19,2 kg de N-NH₄⁺ e 0,4 kg de N-NO₂⁻+N-NO₃⁻), 175 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 125 kg K₂O ha⁻¹. A quantidade total de DA foi parcelada de forma que metade da dose foi aplicada no dia do transplante das mudas de cebola e a outra metade aos 35 dias após o transplante (DAT). Nas duas datas de aplicação o DA foi aplicado manualmente na superfície do solo, após a abertura do sulco de plantio.

No tratamento em SPC o transplante das mudas de cebola foi realizado no mesmo dia após o solo ter recebido uma aração e gradagem. A variedade de cebola usada e o espaçamento entre linhas e plantas foi o mesmo do experimento em SPDH. A adubação de base constou na aplicação de 20 kg N ha⁻¹ (nitrato de amônio), 160 kg P₂O₅ ha⁻¹ (superfosfato simples) e 60 kg K₂O ha⁻¹ (fonte cloreto de potássio). Em cobertura foram realizadas duas adubações com 33,3 kg N ha⁻¹ cada (nitrato de amônio), aos 35 e 60 dias após o transplante, totalizando 86,6 kg N ha⁻¹ ao longo do ciclo da cultura. A quantidade de NPK utilizada foi estabelecida com base na análise química do solo e nas recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC, 2004).

A emissão de N₂O foi avaliada usando câmaras estáticas conforme AITA et al. (2014), desde o plantio da cebola até sua colheita (agosto a novembro de 2015), totalizando 99 dias de avaliação. Durante esse período foram realizadas 15 coletas (1, 3, 8, 10, 15, 17, 22, 24, 30, 37, 44, 52, 57, 77 e 99 dias após o plantio da cebola), as quais ocorreram preferencialmente entre as 09:00 e 10:00h da manhã, período que segundo JANTALIA et al. (2008) a concentração do N₂O nas amostras representa a emissão média diária deste gás. Após o plantio da cebola, em cada tratamento foram instalados nas entrelinhas três suportes em aço galvanizado (0.4 m de largura x 0.4 m de comprimento x 0.1 m de altura), inseridos a 0.05 m de profundidade no solo. Na parte superior dos suportes existia uma canaleta, onde era encaixada a câmara e adicionado água para garantir a vedação entre o suporte e a câmara no momento das coletas. As câmaras, de aço galvanizado e 0.2 m de altura, eram equipadas com um termômetro com display externo. Na parte superior foi instalado um septo de borracha através do qual eram

coletadas as amostras de gás com auxílio de uma seringa de polipropileno nos tempos zero (0'), vinte (20') e quarenta minutos (40') após o encaixe das câmaras nos suportes. Após a coleta as amostras foram transferidas para vials evacuados (Labco Exetainer®). A concentração de N₂O foi determinada em cromatógrafo gasoso (marca Shimadzu GC - 2014 modelo 21 Greenhouse, Japão), em um período máximo de 14 dias após a coleta das amostras. Os fluxos foram calculados levando-se em conta a variação na concentração de N₂O na câmara no tempo que ela permaneceu fechada, o volume da câmara, a área do solo ocupada pela câmara e o peso molecular do N₂O (JANTALIA et al., 2008). Para o cálculo proposto, foi utilizada a equação 1:

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{v_m} \quad (1)$$

Onde: f é o fluxo de gás, ΔC é mudança na concentração do gás no interior do recipiente de vidro, Δt é o tempo de incubação, V é volume do recipiente de vidro, A a área de solo da unidade experimental e m o peso molecular do gás.

Os resíduos culturais das plantas de cobertura e VE foram adicionados às bases de avaliação de N₂O proporcionalmente a produção de matéria seca de cada espécie. Procedimento semelhante foi aplicado aos DA, sendo a quantidade aplicada na área delimitada pelas bases equivalente a dose de 2,5 Mg ha⁻¹ utilizada no plantio e aos 35 dias após o transplante. Durante as avaliações, a área interna dos suportes foi mantida livre de plantas.

A emissão acumulada de N₂O foi obtida pela integração das médias diárias. Desta forma, o fluxo médio entre duas coletas consecutivas foi calculado multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo, em dias, decorrido entre as duas coletas. O fator de emissão (EF) de N₂O foi calculado subtraindo da emissão acumulada de N₂O dos tratamentos com DA a quantidade de N₂O emitida no respectivo tratamento sem DA dividindo o valor resultante pela quantidade de N aplicada com os DA. Com os valores de emissão acumulada foi calculada as emissões em C equivalente, adaptando-se a equação descrita por SIQUEIRA NETO et al. (2009) (Equação 2):

$$C \text{ equivalente} = N - N_2O \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298 \times \left(\frac{12}{44}\right) \quad (2)$$

onde: N-N₂O é o fluxo de gás; (44/28) representa a quantidade de N na molécula de N₂O; 298 representa o potencial aquecimento do N₂O; e a função (12/44) representa a quantidade de C no CO₂; sendo N e C em massa atômica e N₂O e CO₂ em massa molecular.

Durante as coletas de gás foi medida a temperatura do solo na camada de 0-5 através da aferição com termômetro digital tipo espeto e foi amostrado o solo da camada 0 -10 cm usando trado calador para a determinação da umidade gravimétrica e do teor de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻). O N-mineral do solo foi extraído usando a solução de KCl 1 mol L⁻¹ e analisado em destilador de arraste de vapores semimicro Kjeldhal (marca Tecnal, modelo TE – 037, Brasil), conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). A umidade gravimétrica do solo foi obtida através da secagem das amostras de solo em estufa a 105°C por 24 horas, conforme metodologia descrita por TEDESCO et al. (1995). A partir dos valores de umidade, densidade do solo e porosidade total (dados coletados em agosto de 2014), calculou-se o espaço poroso saturado por água (EPSA, %), adaptando-se o método utilizado por SIQUEIRA NETO (2009) (Equação 3):

$$EPSA (\%) = \frac{(Ug \times Ds)}{P_{total}} \times 100 \quad (3)$$

onde: Ug é umidade gravimétrica (g g⁻¹), Ds é a densidade aparente do solo (g cm⁻³) e P_{total} é a porosidade total.

Antecedendo o plantio da cebola (julho de 2015) realizou-se a coleta de solo para determinar o carbono orgânico total do solo (COT). O solo foi coletado com trado calador nas camadas de 0-10 e 10-20 cm nos tratamentos VE, NF, AP e SPC. No laboratório, as amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm. Os teores de COT foram determinados por titulação após oxirredução por via úmida – método de Walkley-Black, conforme descrito por TEDESCO et al. (1995). Os estoques de C (em Mg ha⁻¹) foram calculados com base na massa equivalente, adaptando-se a expressão descrita por FREIXO et al. (2002), com os valores de densidade do solo relativos ao tratamento de referência, no caso o SPC (Equação 4):

$$\text{Estoque } C = COT \times Ds \times \text{espessura da camada}$$

(4)

onde: COT é o teor de C orgânico total na camada (g kg^{-1}); Ds é a densidade do solo no tratamento referência (g cm^{-3}) e espessura da camada (em cm).

5.2.2 Estudo de laboratório

O solo utilizado foi um Cambissolo Húmico (EMBRAPA, 2013) e Humic Distrudept (SOIL SURVEY STAFF, 2006) coletado na camada de 0-10 cm em uma área cultivada sob SPD adjacente ao experimento de campo. No laboratório, o solo foi passado em peneira com malha de 4 mm, sendo os resíduos culturais remanescentes retirados manualmente.

Os resíduos vegetais de NF e AP e os DA utilizados foram os mesmos provenientes do estudo realizado no campo. Os resíduos vegetais foram coletados antes do acamamento das plantas (pleno florescimento) e foram secos em estufa a 45 °C. Anteriormente a incubação os resíduos vegetais foram cortados em pedaços de 1 a 2 cm de comprimento, a fim de proporcionar uma melhor distribuição dos resíduos na superfície do solo. As características dos resíduos e dos DA estão apresentadas na tabela 3.

O delineamento experimental utilizado foi o completamente casualizado e os tratamentos avaliados foram os seguintes: solo - controle (S); S + resíduos de NF (S+NF); S + resíduos de AP (S+AP); S + NF + DA; S + AP + DA; S + ureia (U) (S+U). O experimento foi conduzido em câmara tipo BOD na ausência de luz e a uma temperatura de $25^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Durante a incubação, a umidade do solo foi variável, a qual foi obtida pela aplicação de ciclos de umedecimento e secagem buscando a oscilação dos valores de EPSA entre 40 e 80%. A adição de água ocorria quando a umidade do solo resultava em EPSA de 40%. A quantidade de água adicionada era suficiente para elevar a umidade ao nível em que o EPSA atingia 80%. Após, os tratamentos foram acondicionados em bandejas de polipropileno, com dimensões de 0,55 m x 0,35 m x 0,13 m (comprimento x largura x altura), cobertas com plástico filme. Ao longo do experimento a umidade foi monitorada a cada cinco dias, através da pesagem dos frascos, sendo adicionada água

destilada na superfície do solo e dos resíduos orgânicos. A cada cinco dias o filme plástico era removido das bandejas durante 30 minutos para evitar a deficiência de O_2 .

Cada unidade experimental foi constituída de um recipiente cilíndrico de acrílico, com capacidade de 110 ml contendo 118 g de solo úmido (93g de solo seco), cuja umidade foi elevada à 70 % da capacidade de campo. O solo no interior dos recipientes foi adensado até a altura de 4 cm, resultando em uma densidade de $1,1 \text{ g cm}^{-3}$ (m/m). As unidades experimentais foram pré-incubadas por um período de sete dias para a estabilização da atividade microbiológica do solo. A quantidade de resíduos de AP e NF adicionada na superfície do solo em cada frasco de acrílico foi equivalente a 4,6 e 4,1 Mg ha^{-1} , respectivamente. Os DA foram adicionados sobre os resíduos vegetais em quantidade equivalente a 5,0 Mg ha^{-1} . No tratamento com ureia (45% N) foi adicionado quantidade total equivalente a 86,6 kg de N ha^{-1} , a qual foi dividida em três aplicações iguais, aos 0, 35 e 60 dias após o início da incubação. As quantidades de resíduos, bem como as de DA e U foram iguais as quantidades utilizadas nas áreas a campo sob SPDH e SPC.

As emissões de N_2O e CO_2 foram quantificadas em quatro repetições e realizada sempre nas mesmas unidades experimentais. Para essa avaliação foram montadas 24 unidades experimentais (6 tratamentos x 4 repetições). Durante a avaliação das emissões de N_2O e CO_2 cada unidade experimental foi acondicionada no interior de frascos de vidro com capacidade de 600 ml. Os frascos foram mantidos abertos até 1 hora antes do momento da coleta das amostras de gases. Imediatamente após o fechamento dos frascos (0') e uma hora após (60'), foram coletadas amostras de gases com o auxílio de seringas. As amostras foram acondicionadas em vials evacuados (Labco Exetainer®) e, logo depois, as concentrações de N_2O e CO_2 foram analisadas por cromatografia gasosa, conforme descrito no estudo de campo. Foram realizadas um total de 15 amostragens de ar, sendo essas aos 1, 3, 8, 10, 15, 17, 22, 24, 30, 37, 44, 52, 57, 77 e 99 dias após o início da incubação. Os fluxos de N_2O e CO_2 , as quantidades acumuladas desses gases e o fator de emissão de $N-N_2O$ foram calculadas conforme procedimentos descritos no estudo de campo.

A avaliação dos teores de amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato + nitrito ($N-NO_3^- + N-NO_2^-$) no solo foi realizada em três repetições. Para essa avaliação foram montadas 108 unidades experimentais (6 tratamentos x 3 repetições x 6 datas de avaliação). Os recipientes de acrílico contendo os tratamentos foram acondicionados em duas bandejas de polipropileno,

com dimensões de 0,55 m x 0,35 m x 0,13 m (comprimento x largura x altura), cobertas com plástico filme. Os teores de N mineral do solo (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) foram determinados aos 1, 7, 21, 42, 63 e 99 dias após o início da incubação, utilizando a metodologia proposta por TEDESCO et al., (1995) conforme descrita no estudo de campo.

5.2.3 Análises estatísticas

O efeito da adição de resíduos e dejetos de aves sobre os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram testados quando sua homogeneidade e normalidade e posteriormente foram comparados entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). O efeito dos sistemas de manejo do solo sobre as emissões de óxido nitroso foi avaliado através da análise descritiva dos dados, com base no erro padrão da média. Os valores de emissão acumulada, bem como os estoques de carbono, foram testados quando sua homogeneidade e normalidade e posteriormente foram comparados entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$) através do programa estatístico Sisvar[®] versão 5.4.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Estudo de laboratório

Os teores de N-NH_4^+ aos 1 DAI foram maiores no solo com adição de resíduos de AP e NF, mais os dejetos de aves (AP+DA e NF+DA), e adição de ureia (U) (**Figura 4a**). Aos 8 DAI, os teores de N-NH_4^+ dos tratamentos AP+DA, NF+DA e U reduziram em aproximadamente 55, 67 e 97%, respectivamente, quando comparados com o 1 DAI, e se mantiveram constantes até os 44 DAI. Aos 44 DAI, o tratamento U apresentou um aumento dos teores de N-NH_4^+ que permaneceu constante até os 71 DAI. Aos 99 DAI, os teores de N-NH_4^+ do solo com adição de U reduziram aproximadamente 64% em relação aos 71 DAI. Apesar desta redução, o solo com adição de U apresentou os maiores teores de N-NH_4^+ ao final do período de incubação, comparativamente aos demais tratamentos.

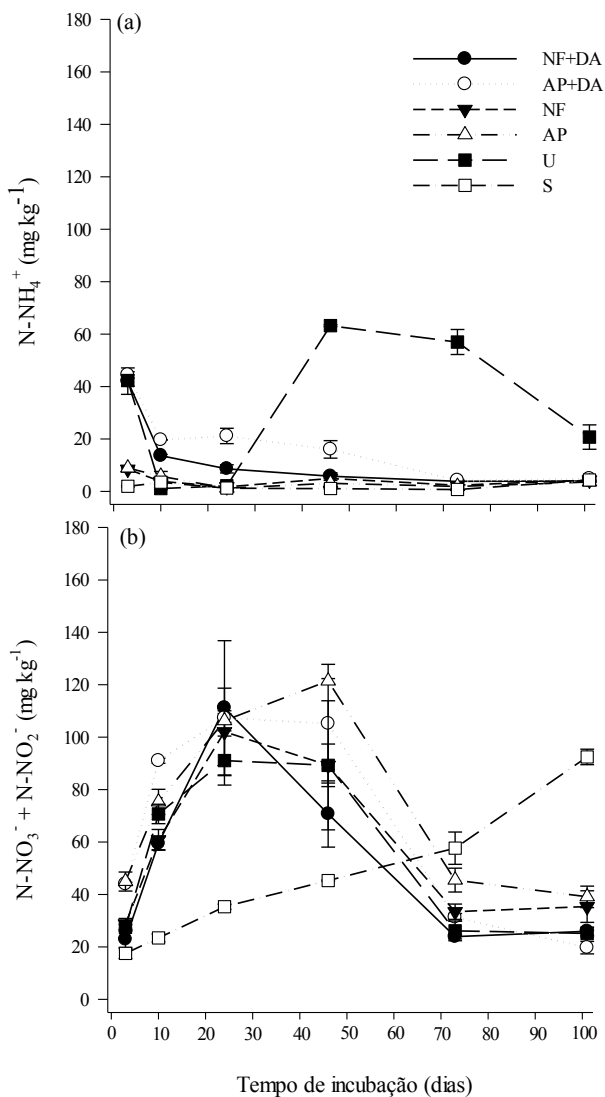


Figura 4. Variações temporais nos teores de N-NH₄⁺ (a) e NO₃⁻+NO₂⁻ (b) em solo incubado com resíduos de nabo forrageiro + dejetos de aves (NF+DA), aveia preta + dejetos de aves (AP+DA), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), ureia (U) e controle (S). Barras verticais indicam o erro padrão da média ($n = 3$).

Os teores de N-NO_3^- aos 1 DAI foram maiores no solo com adição de resíduos de AP e AP+DA (**Figura 4b**). Aos 8 DAI, os teores de N-NO_3^- no solo com resíduos de AP+DA foram maiores que os observados no solo com resíduos de NF e NF+DA, U e controle (S). Entretanto, os teores de N-NO_3^- do solo com adição de resíduos de AP, NF, NF+DA e U foram semelhantes entre si. Aos 22 DAI, os teores de N-NO_3^- foram semelhantes, com exceção do S, onde foi observado incremento dos teores de N-NO_3^- , comparativamente aos 8 DAI. Aos 44 DAI, os teores de N-NO_3^- no solo com AP+DA e U foram semelhantes ao observado aos 22 DAI. Entretanto, aos 44 DAI, nos solos com AV e S se observou incremento dos teores de N-NO_3^- , em relação aos 22 DAI. No solo com deposição de NF+DA foi observada redução de aproximadamente 36% nos teores de N-NO_3^- , quando comparado aos valores verificados aos 22 DAI. Aos 71 DAI, os maiores teores de N-NO_3^- foram observados no S. No solo com deposição de AP, NF, AP+DA, NF+DA e U os teores de N-NO_3^- diminuíram em relação ao observado aos 44 DAI. Comportamento similar foi observado aos 99 DAI para todos os tratamentos avaliados.

Os fluxos de N_2O no solo incubado variaram de $0,01 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no S aos 77 DAI a $3063,67 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no solo com NF+DA aos 1 DAI (**Apêndice A**). Os maiores fluxos N_2O acumulados foram observados no solo com NF+DA ($4437,33 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$), seguidos do solo com deposição de AP+DA ($2228,41 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$), AP ($2130,55 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) e NF ($2021,93 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$), que apresentaram valores intermediários. Os menores valores de fluxos N_2O acumulados foram observados no S ($1122,06 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) e solo com adição de U ($968,58 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) (**Figura 5a**). A deposição de resíduos de AP e NF sobre o solo incrementou os valores de fluxo acumulado de N_2O em 1,9 e 1,8 vezes, respectivamente, quando comparado ao S. A adição de DA sobre os resíduos de NF (NF+DA) incrementou as emissões acumuladas de N_2O em 2,19 e 3,95 vezes, comparativamente ao solo com adição de NF e S, respectivamente. No solo com deposição de AP+DA não foi observado incremento das emissões de N_2O , quando comparado ao solo com AP (**Figura 5a**). A adição de U no solo não incrementou as emissões de N_2O , sendo as quantidades emitidas similares aquelas observadas no S.

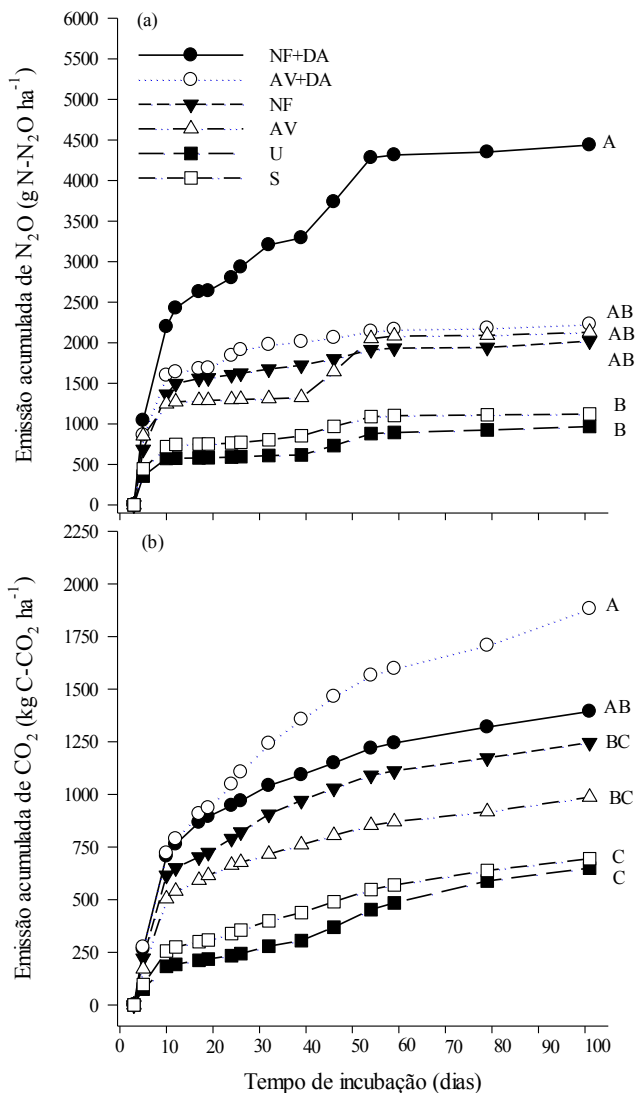


Figura 5. Emissões acumuladas de N-N₂O (a) e C-CO₂ (b) em solo com adição de resíduos de nabo forrageiro + dejetos de aves (NF+DA), aveia preta + dejetos de aves (AP+DA), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), ureia (U) e controle (S). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% ($n = 4$).

O fluxo de CO₂ variou de 7,93 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ no solo com deposição de AP aos 77 DAI até 609,30 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ no solo com deposição de NF+DA aos 3 DAI (**Apêndice A**). Os maiores fluxos de C-CO₂ acumulados foram observados no solo com AP+DA (1882,66 kg C-CO₂ ha⁻¹), seguidos de NF+DA (1393,98 kg C-CO₂ ha⁻¹), NF (1245,92 kg C-CO₂ ha⁻¹) e AP (986,62 kg C-CO₂ ha⁻¹), que apresentaram valores intermediários. Os menores fluxos de CO₂ acumulados foram observados no solo com S (694,41 kg C-CO₂ ha⁻¹) e U (649,87 kg C-CO₂ ha⁻¹) (**Figura 5b**). A deposição de DA sobre os resíduos de AP incrementou os valores de fluxo acumulado de CO₂ em aproximadamente 1,9 e 2,7 vezes, comparativamente ao observado nos resíduos de AP e no S, respectivamente. Para NF+DA, o incremento ocorreu na ordem de 1,1 e 2,0 vezes, quando comparado ao NF e S, respectivamente. A adição de resíduos de NF e AP incrementou as emissões em 1,8 e 1,4 vezes, respectivamente, quando comparadas ao S. Já para o tratamento U, adição do adubo não incrementou as emissões de CO₂.

5.3.2 Estudo de campo

Ao longo do mês de agosto até o mês de novembro de 2015 as temperaturas médias diárias do ar variam de 16,1 a 18,7°C, sendo o mês mais frio setembro e o mais quente novembro (**Figura 3**). A precipitação pluviométrica variou de 40,5 mm (agosto) a 378,4 mm (outubro). A temperatura do solo variou de 15,2°C a 30,8°C, com destaque para o tratamento SPC, que apresentou as maiores variações de temperatura ao longo das avaliações (**Dados não apresentados**). Os sistemas de manejo também apresentaram efeito sobre os valores de EPSA, com valores mínimos verificados no SPC (69% no dia 04/08) e máximo observado no solo com deposição de NF+DA (98% no dia 25/08). Os valores médios de EPSA variaram de 78 a 85%, sendo superior a 80,0% de saturação em 11 das 12 coletas de solo realizadas (**Dados não apresentados**).

Os fluxos de N₂O no solo variaram de -57,1±51,1 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no SPC aos 99 DAT, a 2523,6±536,4 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no solo com deposição de NF+DA aos 01 DAT (**Figura 6a**).

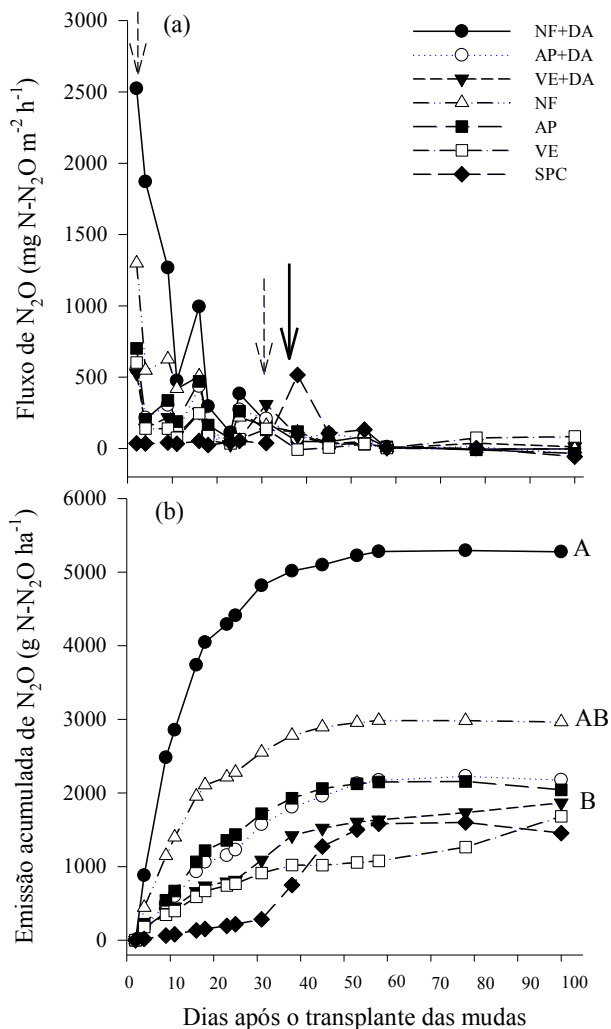


Figura 6. Fluxos (a) e emissão acumulada (b) de N-N₂O em solo com deposição de resíduos de vegetação espontânea (VE), VE + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro (NF), NF + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta (AP), AP + dejetos de aves (AP + DA) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015. Setas tracejadas indicam adubação com dejetos de aves nos tratamentos sob sistema plantio direto. Setas contínuas indicam adubação somente no tratamento SPC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% ($n = 3$).

As maiores emissões de N_2O foram verificadas no período de 15 dias após o manejo das plantas de cobertura em SPD (média de $960,4 \pm 483,0 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e após a adubação com nitrato de amônio (32% N) no SPC, aos 37 dias após o preparo do solo ($516,1 \pm 158,7 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Nesse período, também foi verificado um pico significativo de emissão de N_2O aos 15 dias após o manejo em todos os tratamentos em SPD, especialmente, no solo com deposição de NF+DA ($994,3 \pm 215,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

As emissões de N_2O acumuladas no período após o manejo (01 dias após o transplante das mudas) variaram de $17,1 \pm 4,9 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no SPC a $879,7 \pm 317,7 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no solo com deposição de NF+DA (**Figura 6b**). O solo com deposição de NF apresentou comportamento intermediário, com emissão acumulada no período de $443,0 \pm 126,5 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, seguido pelo solo com deposição de AP, AP+DA, VE e VE+DA, que apresentaram emissões equivalentes a $217,46 \pm 75,56$; $184,50 \pm 45,87$; $178,06 \pm 48,34$ e $161,33 \pm 98,47 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, respectivamente.

As emissões percentuais acumuladas no período de 15 dias após o transplante das mudas (em $\text{g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) representaram, em média, 50,3% das emissões dos tratamentos em sistema plantio direto e 9,2% das emissões do tratamento em sistema plantio convencional. As porcentagens das emissões acumuladas se equivaleram aos 44 dias após o manejo, quando ambos os sistemas haviam emitido, aproximadamente, 87,5% do N_2O equivalente ao ciclo do cultivo.

As emissões acumuladas de N_2O ao longo do ciclo (em $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) foram maiores nos tratamentos com a presença de resíduos de NF, com destaque para o tratamento NF+DA que apresentou os maiores valores acumulados ($p < 0,05$), na ordem de $5,28 \pm 1,04 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (**Figura 7**). As emissões de N_2O não diferiram estatisticamente no solo com deposição de VE, VE+DA, AP, AP+DA e no SPC, com média geral de $1,91 \pm 0,17 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (demais tratamentos sob SPDH) e $1,45 \pm 0,55 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (SPC). Para o tratamento NF, a aplicação de DA incrementou as emissões acumuladas (final do ciclo) em aproximadamente 44%.

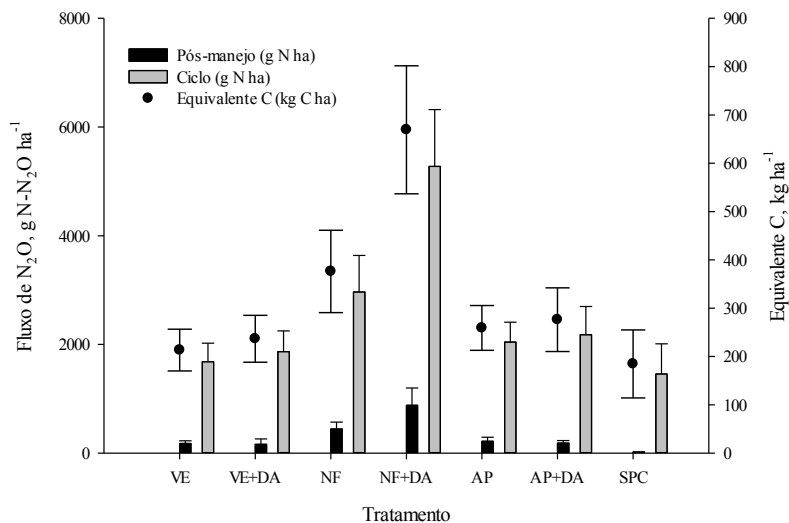


Figura 7. Emissão acumulada de N-N₂O no período pós-manejo, ao longo do ciclo da cebola e C equivalente para neutralizar as emissões em solo com deposição de resíduos de vegetação espontânea (VE), VE + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro (NF), NF + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta (AP), AP + dejetos de aves (AP + DA) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015. Barras verticais indicam o erro padrão da média ($n = 3$).

Os maiores valores de estoques de COT na camada de 0-10 cm foram observados nos tratamentos com adição de resíduos de plantas de cobertura ($p < 0,05$), com valores 31,2; 26,2 e 20,2% maiores que o observado no SPC, para os tratamentos, NF, AP e VE, respectivamente. Na camada de 10-20 cm os maiores valores de estoque de COT foram observados no tratamento SPC (27,65 Mg C ha⁻¹), seguido de VE e AP (ambos 25,06 Mg C ha⁻¹) e do tratamento com resíduos de NF (24,22 Mg C ha⁻¹). Na camada de 0-20 cm, os estoques não diferiram estatisticamente, entretanto o tratamento com adição de resíduos de NF apresentou valores 9,2% maiores que o verificado no tratamento SPC (Tabela 4).

Tabela 4. Estoques de COT em camadas do solo com deposição e resíduos de vegetação espontânea (VE), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP) e sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015.

Camada	Tratamento	COT ⁽¹⁾	Estoque de C ⁽²⁾
cm		g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
0-10	VE	23,20 a	32.48 a
	NF	25,33 a	35.46 a
	AP	24,36 a	34.10 a
	SPC	19,30 b	27.02 b
CV%		6,00	5,95
10-20	VE	17,40 ab	25.06 ab
	NF	16,82 b	24.22 b
	AP	17,40 ab	25.06 ab
	SPC	19,20 a	27.65 a
CV%		4,79	4,63
0-20	VE		57.54 ns
	NF		59.68
	AP		59.16
	SPC		54.67
CV%			4,03

⁽¹⁾Carbono orgânico total; ⁽²⁾Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si quando comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). CV: coeficiente de variação ($n = 3$).

Com relação ao fator de emissão (EF), a adição dos DA sobre os resíduos das plantas de cobertura proporcionou variações nas perdas de N entre 1,2 a 14,7%, com destaque para o tratamento com resíduos de NF, que apresentou os maiores valores. Para os tratamentos VE e AP, os valores foram semelhantes (1,2 e 1,5%, respectivamente), comparáveis ao valor preconizado pelo IPCC, de $1,25 \pm 1\%$ (IPCC, 1997).

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Estudo de laboratório

O aumento dos teores de N-NH_4^+ no solo logo após a adição de DA e U aconteceu porque o DA possui em sua composição N, especialmente, na forma de N-NH_4^+ (MACHADO et al., 2010) e o primeiro produto da hidrólise da U é o N-NH_4^+ (RAYMOND et al., 2016). No solo com adição de U ocorreu um aumento dos teores de N-NH_4^+ aos 44 DAI, que permaneceu constante até os 71 DAI (**Figura 4**). Esse aumento foi associado a aplicação de ureia no referido tratamento, que ocorreu em três etapas, aos 0, 35 e 60 DAI da incubação. Apesar dos resíduos de NF apresentarem maiores teores de N total em relação aos resíduos de AV, não foi observado incremento de N-NH_4^+ no solo com resíduos de NF quando comparado aos resíduos de AV. Isso aconteceu por causa do possível aumento da imobilização do N que ocorre em estudos de incubação (GIACOMINI et al., 2009). O aumento dos teores de N-NO_3^- aos 22 DAI nos tratamentos NF+DA, AP+DA, NF, AP e U aconteceu por causa da nitrificação do N-NH_4^+ (FRIMPONG et al., 2011; CONGREVES & VAN EARD, 2015).

A maior emissão de N_2O principalmente nos primeiros 8 DAI, fase inicial de decomposição dos resíduos e do DA, pode ser atribuída a disponibilidade de C e N para os processos microbianos responsáveis pela produção de N_2O (TOMA et al., 2007), além da criação de micrositios de anaerobiose através do consumo de oxigênio (O_2) pelas bactérias nitrificadoras (LI et al., 2016), fato que pode ser observado pelo aumento da taxa de respiração microbiana logo após a adição dos resíduos e DA (**Figura 5**). Esses resultados estão de acordo com os obtidos em outros estudos, como por exemplo o de GOMES et al. (2009), que verificaram os maiores efeitos da adição de resíduos de gramíneas e leguminosas em SPD sobre as emissões de N_2O nos primeiros 45 dias após a adição dos resíduos.

No solo com adições de NF+DA e AP+DA foram observadas as maiores emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ acumuladas, provavelmente associadas a maior disponibilidade de N-NH_4^+ e C facilmente assimilável, disponibilizado pela adição dos DA ao solo (HAYAKAWA et al., 2009). Por outro lado, a adição de U não incrementou as emissões acumuladas de N_2O no solo (**Figura 5**). Esse comportamento pode ser explicado pois a adição de U ao solo reduz os teores de C dissolvido ao solo, o que concorda com os resultados obtidos por HUANG et al.

(2004), em estudo onde avaliaram durante 21 dias a emissão de N_2O e CO_2 em solo incubado com resíduos com distintas relações C:N (entre 8 e 118) e adição de U.

A adição de DA sobre os resíduos de NF (NF+ DA) incrementou as emissões de N_2O , principalmente logo após a sua deposição, provavelmente por causa da diminuição da disponibilidade de oxigênio, o que potencializa a desnitrificação (HAYAKAWA et al., 2009). Mas também, porque resíduos com maiores teores de N, como os de NF, contribuem para um aumento nas emissões de N_2O (HUANG et al., 2004; Li et al., 2016). A adição de DA sobre os resíduos de AP e NF incrementou as emissões de CO_2 provavelmente pelo aumento dos teores de C facilmente mineralizável (HAYAKAWA et al., 2009).

A diminuição dos teores de $N-NO_3^-$ a partir dos 44 DAI no solo com deposição de NF+DA, AP+DA, NF e U, e aos 71 DAI no solo com AP provavelmente aconteceu por causa da imobilização de N pela população microbiana (VAUGHAN et al., 2011; NETT et al., 2016). Em estudos de incubação em ambiente controlado, as perdas de N por volatilização de $N-NH_4^+$ normalmente são reduzidas e as perdas por lixiviação não ocorrem, favorecendo a imobilização de N, como relatado por GIACOMINI et al. (2009) em estudo utilizando técnica isotópica (^{15}N) para verificar a imobilização do $N-NH_4^+$ aplicado ao solo com dejetos líquidos de suínos. Além disso, vale ressaltar que as emissões de N_2O praticamente se estabilizaram neste período, enquanto as emissões de CO_2 apresentaram incremento (**Figura 5**). No tratamento S, foi verificado um incremento dos teores de $N-NO_3^-$ no solo ao longo do período experimental, por causa a mineralização da MOS (VAUGHAN et al., 2011).

5.4.2 Estudo de campo

A adição de nitrato de amônio no SPC não incrementou significativamente as emissões acumuladas de N_2O provavelmente por causa do parcelamento da dose de N, que pode ter favorecido a absorção do nutriente pela cebola, reduzindo as formas de N no solo. Em metanálise publicada por SHCHERBAK et al. (2014), os autores verificaram que em uma escala global as emissões de N_2O crescem a medida que as entradas de N no solo excedem as necessidades dos cultivos. ZHAO et al. (2015) verificaram na cultura do trigo que doses de N acima de 180 kg N ha^{-1} promovem incrementos significativos das taxas de emissão de N_2O , sem proporcionar incrementos de rendimento

à cultura. Estas informações concordam com as obtidas no presente estudo, onde a dose de N adicionada nos tratamentos com adição de resíduos e DA foram maiores que 200 kg N ha^{-1} .

Os valores positivos e negativos indicam absorção e fluxo líquido de N_2O do solo à atmosfera, respectivamente (**Figura 6a**). Os maiores picos de emissão de N_2O verificados principalmente após o manejo das plantas de cobertura e a adição de DA pode ter acontecido por causa do fornecimento de C e N à população microbiana envolvida na desnitrificação (HAYAKAWA et al., 2009; FRIMPONG et al., 2011). Além disso, resíduos de NF apresentam rápida decomposição, especialmente por causa dos baixos valores de relação C:N, maiores teores de celulose e menores teores de lignina, favorecendo a rápida mineralização do N (REDIN et al., 2014), o que contribui para o incremento dos teores de N mineral no solo e, conseqüentemente, emissão de N_2O (LI et al., 2015). Aos 37 DAT ocorreu um pico intenso de N_2O no SPC, que se prolongou até os 52 DAT, provavelmente associado a aplicação de nitrato de amônio (**Apêndice B**).

Os valores de emissão de N_2O acumulada tanto no solo manejado em SPDH com adição de resíduos e DA quanto no solo manejado em SPC com adição de nitrato de amônio foram maiores que os verificados em estudos realizados na região Sul do Brasil. Por exemplo, BAYER et al. (2015), em SPC e SPD, associados a rotações entre aveia/milho e ervilhaca/milho, verificaram emissões acumuladas no SPD de $0,80 \pm 0,07$ e $0,07 \pm 0,06 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ para as rotações ervilhaca/milho e aveia/milho, respectivamente. GOMES et al. (2009) avaliaram as emissões provenientes do solo manejado sob SPD com diferentes rotações de culturas e verificaram os maiores valores para a rotação aveia + ervilhaca/milho, com emissões anuais em torno de $1,323 \pm 0,221 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$. KUSA et al. (2002) e TOMA et al. (2007), em áreas de produção de cebola localizadas em Hokkaido, Japão, encontraram valores de emissão semelhantes ao nosso estudo, variando entre $3,5$ - $15,6 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ e $1,9 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, respectivamente. Também VAN DER WEERDEN et al. (2000) comparou ao longo de oito meses dois sistemas contrastantes de produção de cebola na Nova Zelândia, com incorporação de trevo ou vegetação espontânea, onde verificaram emissões acumuladas equivalentes a $3,8$ e $1,6 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$. Uma das possíveis explicações para as elevadas emissões acumuladas de N_2O pode ser uma baixa eficiência da cultura da cebola em absorver N, quando comparada a culturas de maior porte, como por exemplo o milho. Outro fator pode estar associado a desnitrificação do N proveniente dos DA aplicado sobre os resíduos.

Provavelmente a desnitrificação foi o processo predominante na emissão de N_2O . Isso porque, com a manutenção de resíduos sobre o solo e a adição de DA ocorre um aumento do número de macroagregados (LOSS et al., 2015), e um aumento da microporosidade, o que favorece a formação de sítios de anaerobiose (SIQUEIRA NETO et al., 2009).

Mesmo sendo observado os maiores picos de emissão de N_2O no solo sob SPDH, neste sistema de cultivo foi verificado o maior potencial de estoque de C na camada de 0-10 cm, por consequência, maior capacidade de mitigação das emissões de N_2O . Em geral, o uso de plantas de cobertura em sistemas onde o solo não é revolvido, como o SPDH, contribuem para o aumento dos teores de COT nas camadas mais superficiais do solo (GUIMIRE et al., 2016). Além disso, nós esperávamos que com a adição de resíduos de milho no verão na área com SPC, os teores de COT fossem maiores que os observados. Esse efeito pode ser explicado pelos menores teores de COT verificados na camada superficial do solo sob SPC. As práticas de preparo convencional do solo expõem a matéria orgânica, antes protegida no interior dos agregados, à atividade da população microbiana, proporcionando menores teores de COT nas camadas superficiais do solo (LOSS et al., 2015).

5.5 CONCLUSÕES

A adição de resíduos de nabo forrageiro em sistema de plantio direto de cebola contribuiu para a ocorrência de picos mais intensos de N_2O durante o ciclo da cebola, especialmente com a deposição de dejetos de aves. A maior parte das emissões ocorreu em um curto período de tempo (15 dias) após a adição dos resíduos.

Os resíduos de aveia preta não incrementaram as emissões de N_2O , se mostrando uma alternativa ao uso do nabo forrageiro.

Os fluxos elevados e emissões acumuladas de N_2O acima dos valores observados na literatura podem estar associados a uma baixa eficiência em absorção de N pela cultura da cebola.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida a Vilmar Müller Júnior e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas de produtividade em pesquisa concedidas a Gustavo Brunetto, Jucinei José Comin e Sandro José Giacomini. A Chamada Nº 81/2013 – MCTI/MAPA/MDA/MEC/MPA/CNPq e Chamada Universal – MCTI/CNPq Nº 14/2014 pelo auxílio financeiro para a condução do projeto.

5.6 REFERÊNCIAS

- Abro SA, Tian XH, You DH, Wang XD (2011) Emission of carbon dioxide influenced by nitrogen and water levels from soil incubated straw. *Plant Soil Environ* 57 (6): 295–300.
- Aguilera E, Lassaletta L, Sanz-Cobena A et al (2013) The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164: 32– 52. doi: 10.1016/j.agee.2012.09.006
- Aita C, Gonzatto R, Miola E et al (2014) Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *Journal of Environmental Quality* 13: 789-800. doi: 10.2134/jeq2013.07.0301
- Bayer C, Gomes J, Zanatta JA et al (2015) Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 146: 213–222. doi:10.1016/j.still.2014.10.011
- Bayrakdar A, Molaey R, Sürmeli RÖ et al (2016) Biogas production from chicken manure: Co-digestion with spent poppy straw. *International Biodeterioration & Biodegradation* 30: 1-6. doi: 10.1016/j.ibiod.2016.10.058
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa. Brasília, 2014. 168p.
- Congreves KA, Van Eard LL (2015) Nitrogen cycling and management in intensive horticultural systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 102:299–318. doi 10.1007/s10705-015-9704-7.

- CQFS - RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os estados para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. p. 404.
- Doneda A, Aita C, Giacomini SJ et al (2012) Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. R. Bras. Ci. Solo, 36:1714-1723. doi: 10.1590/S0100-06832012000600005 (In Portuguese with English abstracts)
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3^a.ed. Rio de Janeiro: 2013.
- Freixo AA, Machado PLOA, Guimarães CM et al (2002) Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. R. Bras. Ci. Solo, 26:425-434. doi: 10.1590/S0100-06832002000200016 (In Portuguese with English abstracts)
- Frimpong KA, Yawson DO, Baggs EM, Agyarko K (2011) Does incorporation of cowpea-maize residue mixes influence nitrous oxide emission and mineral nitrogen release in a tropical luvisol? Nutr Cycl Agroecosyst 91:281-292. doi: 10.1007/s10705-011-9461-1
- Giacomini SJ, Aita C, Jantalia CP et al (2009) Imobilização do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo 33: 41-50. doi: 10.1590/S0100-06832009000100005 (In Portuguese with English abstracts)
- Gomes J, Bayer C, Costa FS et al (2009) Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. Soil & Tillage Research 106: 36-44. doi: 10.1016/j.still.2009.10.001
- Guimire R, Norton U, Bista P (2016) Soil organic matter, greenhouse gases and net global warming potential of irrigated conventional, reduced-tillage and organic cropping systems. Nutr Cycl Agroecosyst 1-14. doi: 10.1007/s10705-016-9811-0
- Hayakawa A, Akiyama H, Sudo S, Yagi K (2009) N₂O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. Soil Biology & Biochemistry 41: 521-529. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.12.011
- Huang Y, Zou J, Zheng X et al (2004) Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. Soil Biology & Biochemistry 36: 973-981. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.02.009

- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: reference manual. Geneva: IPCC; NGGIP, 1997. 3v
- IPCC (2007). Climate change 2007: The physical science basis. The Fourth Assessment Report. Cambridge University Press.
- Jantalia CP, Santos HP, Urquiaga S et al (2008) Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 161-173. doi: 10.1007/s10705-008-9178-y
- Kurtz C, Ernani PR, Pauletti V et al (2013) Produtividade e conservação de cebola afetadas pela adubação nitrogenada no sistema de plantio direto. *Horticultura Brasileira*, 31: 559-567. doi: 10.1590/S0102-05362013000400009 (In Portuguese with English abstracts)
- Kusa K, Sawamoto T, Hatano R (2002) Nitrous oxide emissions for 6 years from a gray lowland soil cultivated with onions in Hokkaido, Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63: 239–247. doi: 10.1023/A:1021167202601
- Li X, Petersen SO, Sørensen P, Olesen JE (2015) Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199: 382–393. doi:10.1016/j.agee.2014.10.2016
- Li X, Sørensen P, Olesen JE, Petersen SO (2016) Evidence for denitrification as main source of N₂O emission from residue-amended soil. *Soil Biology & Biochemistry* 92: 153-160. doi: 10.1016/j.soilbio.2015.10.008
- Loss A, Basso A, Oliveira BS et al (2015) Carbono Orgânico Total e Agregação do Solo em Sistema de Plantio Direto Agroecológico e Convencional de Cebola. *R. Bras. Ci. Solo* 39:1212-1224. doi: 10.1590/01000683rbc20140718 (In Portuguese with English abstracts)
- Machado D, Sarmiento L, Gonzalez-Prieto S (2010) The use of organic substrates with contrasting C/N ratio in the regulation of nitrogen use efficiency and losses in a potato agroecosystem. *Nutr Cycl Agroecosyst* 88:411–427. doi: 10.1007/s10705-010-9366-4
- Nett L, Sradnick A, Fuß R et al (2016) Emissions of nitrous oxide and ammonia after cauliflower harvest are influenced by soil type and crop residue management. *Nutr Cycl Agroecosyst* 106: 217–231. doi: 10.1007/s10705-016-9801-2
- Oliveira RA, Brunetto G, Loss A et al (2016) Cover crops effects on soil chemical properties and onion yield. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 40: 1:17. doi: 10.1590/18069657rbc20150099

- Palm CA, Sanchez PA (1991) Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem* 23 (1): 83-88. doi: 10.1016/0038-0717(91)90166-H
- Raymond JE, Fox TR, Strahm BD, Zerpa J (2016) Ammonia volatilization following nitrogen fertilization with enhanced efficiency fertilizers and urea in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations of the southern United States. *Forest Ecology and Management* 376: 247–255. doi: 10.1016/j.foreco.2016.06.015
- Redin M, Recous S, Aita C et al (2014) How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 78: 65-75. doi: 10.1016/j.soilbio.2014.07.014
- Shcherbak I, Millar N, Philip Robertson G (2014) Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (25): 9199–9204. doi: 10.1073/pnas.1322434111
- Siqueira Neto M, Venzke Filho SP, Piccolo MC et al (2009) Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - Sequestro de carbono no solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1013-1022. doi: 10.1590/S0100-06832009000400025 (In Portuguese with English abstracts)
- Soil Survey Staff (2006). *Soil Taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd ed. Washington, DC: US Government Printing Office.
- Souza M, Comin JJ, Leguizamón ES et al (2013) Matéria seca de plantas de cobertura, produção de cebola e atributos químicos do solo em sistema plantio direto agroecológico. *Ciência Rural* 43(1): 21-27. doi: 10.1590/S0103-84782012005000150 (In Portuguese with English abstracts)
- Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA et al (1995) *Análises de solo, plantas e outros materiais*. UFRGS.
- Thomsen IK, Elsgaard L, Olesen Je, Christensen BT (2016) Nitrogen release from differently aged *Raphanus sativus* L. nitrate catch crops during mineralization at autumn temperatures. *Soil Use and Management* 32: 183–191. doi: 10.1111/sum.12264
- Toma Y, Kimura SD, Hirose Y et al (2007) Variation in the emission factor of N₂O derived from chemical nitrogen fertilizer and organic matter: A case study of onion fields in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 53(5): 692-703. doi: 10.1111/j.1747-0765.2007.00184.x

- Van der Weerden T, Sherlock RR, Williams PH, Cameron KC (2000) Effect of three contrasting onion (*Allium cepa* L.) production systems on nitrous oxide emissions from soil. *Biol Fertil Soils* 31:334–342. doi: 10.1007/s003740050665
- Vaughan SM, Dalal RC, Harper SM, Menzies NW (2011) Effect of fresh green waste and green waste compost on mineral nitrogen, nitrous oxide and carbon dioxide from a Vertisol. *Waste Management* 31: 1720–1728. doi: 10.1016/j.wasman.2011.03.01
- Zhao M, Tian Y, Zhang M et al (2015) Nonlinear response of nitric oxide emissions to a nitrogen application gradient: A case study during the wheat season in a Chinese rice-wheat rotation system. *Atmospheric Environment* 102: 200-208. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.11.052

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos dados obtidos nos dois experimentos, foi possível verificar a influência que a adição de fontes de N, bem como os resíduos vegetais, tem sobre os processos que controlam a dinâmica de liberação de N no solo e as emissões de N_2O para a atmosfera. Verificou-se que os maiores fluxos de emissão de N_2O ocorreram no período inicial, concomitante ao período de maior liberação de compostos ricos em C e N pelos resíduos vegetais. Os resíduos de nabo forrageiro foram os que mais contribuíram para as emissões de N_2O , principalmente no tratamento com adição de dejetos de aves. Isso sugere que os resíduos mais facilmente decomponíveis apresentam maior potencial de emissão de N_2O quando comparados a resíduos com maior tempo de persistência no solo. Já para as emissões de CO_2 , os tratamentos AV e U foram os que apresentaram os maiores valores acumulados. Apesar das quantidades de C adicionadas ao solo serem semelhantes entre os resíduos de aveia preta e nabo forrageiro, os resíduos de aveia apresentam o dobro dos teores de celulose e metade dos teores de lignina contidos nos resíduos de nabo forrageiro. Desta forma, a aveia preta apresenta maiores conteúdos de C mais facilmente decomponível que os resíduos de nabo forrageiro, contribuindo mais significativamente para a emissão de CO_2 .

A escolha de resíduos vegetais que proporcionem uma adequada cobertura do solo e fornecimento de nutrientes, sem que incrementem as emissões de N_2O e CO_2 é essencial, quando se considera a mitigação das emissões. Outros parâmetros, como a atividade das enzimas ligadas ao ciclo do C e do N devem ser estudados nos sistemas de produção de cebola, fornecendo informações essenciais para os modelos de predição das emissões. Estudos sobre as características dos resíduos vegetais como os diferentes compartimentos de C e N, além da qualificação do grau de aromaticidade dos compostos são fundamentais. Além da adição da parte aérea dos resíduos vegetais, ocorre a deposição de matéria seca radicular nos sistemas de produção. Desta forma, outros estudos sobre o entendimento dos efeitos da rizodeposição, bem como de exsudatos radiculares sobre a atividade biológica no solo e sobre as emissões de gases de efeito estufa devem ser realizados.

O parcelamento da adubação, de forma que a disponibilidade de N seja sincronizada com a demanda dos cultivos também é um dos pontos chave para a redução dos impactos do nutriente no ambiente, sejam na atmosfera, solo ou água. Portanto, outras fontes de N que sincronizem a liberação de nutrientes com a demanda dos cultivos

devem ser estudadas, além de estratégias na utilização dos dejetos de aves de forma que se reduza a velocidade de liberação de N ao solo e, conseqüentemente, as emissões (como inibidores de nitrificação, zeólitas, por exemplo). Também deve-se buscar entender a dinâmica de emissão ao longo do ciclo das culturas de verão e de inverno, buscando quantificar o impacto dos sistemas em longo prazo.

Os impactos dos sistemas de produção sobre os recursos naturais são uma preocupação de todos e devem ser encarados como tal. Os impactos das práticas de manejo são localizados, mas os efeitos são globais. As ações que são tomadas dentro da propriedade geram efeitos em cascata, e tomam proporções inimagináveis. Atualmente vive-se em uma era de escassez de recursos essenciais à sobrevivência de todas as formas de vida, e de extremos climáticos como períodos prolongados de estiagem, inundações, furacões, dentre outros. Desta forma, a adoção de estratégias de manejo menos impactantes ao ambiente é fundamental para a sustentabilidade da agricultura e para a manutenção da vida no planeta.

Sistemas agroecológicos de manejo do solo são menos dependentes de insumos externos e, portanto, apresentam elevado potencial mitigatório das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa para a atmosfera. Além disso, por não utilizarem agrotóxicos e adubos químicos, apresentam menor potencial contaminante do ambiente. Em sistemas agroecológicos de produção são utilizados adubos orgânicos e resíduos vegetais como fonte de nutrientes aos cultivos. Entretanto, pouco se sabe sobre os processos que guiam a produção de gases de efeito estufa nas condições desses sistemas de produção. Desta forma, se fazem necessários novos estudos para quantificar as entradas e saídas de nitrogênio do sistema, podendo-se assim propor estratégias de mitigação eficientes.

REFERÊNCIAS

AITA, C. et al. Redução na velocidade da nitrificação no solo após aplicação de cama de aviário com dicianodiamida. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.43, n.8, p.1387-1392, 2013.

BAYER, C. et al. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos Ci. Solo**, v.7, p. 55-118, 2011.

BAYER, C. et al. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research** v.146, p.213–222, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011>.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa. Brasília, 2014. 168p.

BREDEMEIER, C. MUNDSTOCK, C. C. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, 2000.

CARVALHO, A. M. et al. Avaliação das emissões atmosféricas de gases de efeito estufa na agropecuária. In: LIMA, C. E. P. et al. (Ed.). **Mudanças climáticas e produção de hortaliças: Projeções, impactos, estratégias adaptativas e mitigadoras**. Brasília - DF: EMBRAPA, 2015. p. 151-170.

CONGREVES, K. A.; VAN EARD, L. L. Nitrogen cycling and management in intensive horticultural systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** (2015) 102:299–318. Disponível em: DOI 10.1007/s10705-015-9704-7.

COSTA, N. L. et al. Efeito residual da adubação da cebola no rendimento da cenoura. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v.8, n.1, p.07-11, 2012.

EPAGRI. Sistema de produção para a cebola: Santa Catarina (4. Revisão). Florianópolis: 2013. 106p. (Epagri. Sistemas de Produção, 46).

EPAGRI/CEPA – Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola. Informativo sobre a safra 2013/14. Online. Disponível em:

<http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=4651>. Acessado em: 16 jul. 2015.

FIOREZI, C. et al. Liberação do N em solos de diferentes texturas com ou sem adubos orgânicos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.7, p.1187-1192, 2012.

FISCHER, G et al. International Institute For Applied Systems Analysis. **Climate Change and Agricultural Vulnerability**. Viena: Remaprint, 2002. 152 p. Disponível em: <http://www.iiasa.ac.at/publication/more_XO-02-001.php>. Acesso em: 29 abr. 2015.

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

HOWDEN, M et al. Adapting agriculture to climate change. **PNAS**, Washington, v. 104, n. 50, p.19691-19696, 11 dez. 2007. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0701890104>. Acesso em: 30 abr. 2015.

JANTALIA, C. P et al. Em busca da mitigação de produção de óxido nitroso em sistemas agrícola: Avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, ALVES, B. JR et al. (Ed.). **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Geneses, 2006. Cap. 4. p. 81-108.

KURTZ, C et al. Crescimento e absorção de nutrientes pela cultivar de cebola Bola. **Horticultura Brasileira**, v.34, n.1, p. 279-288, 2016.

MARENGO, J, A. Água e mudanças climáticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

MYROLD, D. D. Transformations of nitrogen. In: SYLVIA et al. (Ed.). **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. Cap. 12. p. 259-294.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.35, p.1777-1785, 2011.

PILECCO, G. Emissão de óxido nitroso e produtividade do girassol sob diferentes fontes de adubação nitrogenada. 2013. 59p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PIVA, J. T. et al. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 87–93, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.008>.

REDAGRES. NICHOLLS ESTRADA, C. I. (Colombia) (Ed.). **Agroecología y resiliencia socioecológica**: adaptándose al cambio climático. Medellín, 2013. 207 p. Disponível em: <http://nature.berkeley.edu/~proge/documents/roge_preveniendose_2013.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2015.

REDIN, M. et al. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 78, p.65-75, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.014>.

ROSSATO, R. R. Potencial de ciclagem de nitrogênio e potássio pelo nabo forrageiro intercalar ao cultivo do milho e trigo sob plantio. 2004. 130p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

SOUZA, M et al. Matéria seca de plantas de cobertura, produção de cebola e atributos químicos do solo em sistema plantio direto agroecológico. **Ciência Rural**, vol.43, n.1, p. 21-27, 2013.

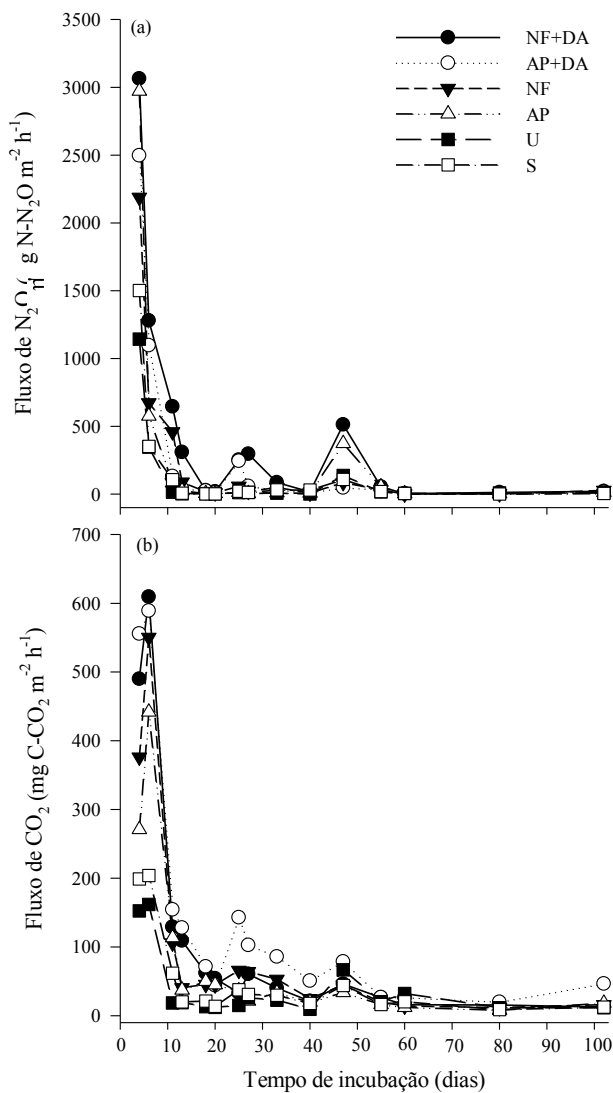
STEWART, C et al. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19–31, 2007. Disponível em: DOI 10.1007/s10533-007-9140-0.

VAN DER WEERDEN, T. et al. Effect of three contrasting onion (*Allium cepa* L.) production systems on nitrous oxide emissions from soil. **Biol Fertil Soils**, v. 31, p. 334–342, 2000.

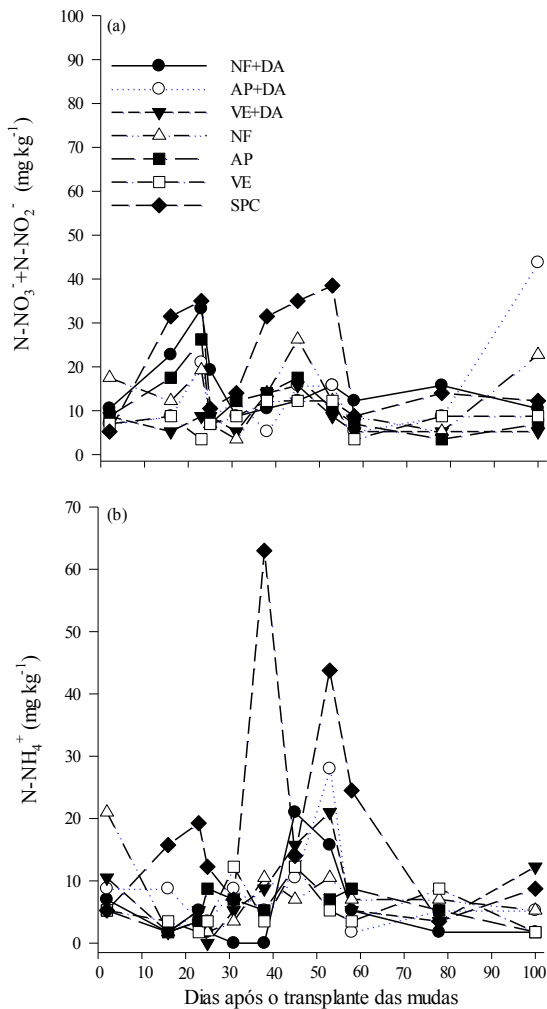
VILANOVA, C. C. et al. Interferência de plantas de cobertura sobre a incidência de plantas invasoras e a produção de cebola sob sistema de plantio direto. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.15, n.1, p.9-14, 2014.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Fluxos de N_2O (a) e CO_2 (b) em solo com adição de resíduos de nabo forrageiro + dejetos de aves (NF+DA), aveia preta + dejetos de aves (AP+DA), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP), ureia (U) e controle (S) ($n = 4$).



APÊNDICE B – Teores de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (a) e N-NH_4^+ (b), na camada de 0-0,10 m, em solo com deposição e resíduos de vegetação espontânea (VE), VE + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro (NF), NF + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta (AP), AP + dejetos de aves (AP + DA) e em sistema de preparo convencional (SPC), na safra de 2015 ($n = 2$).



APÊNDICE C - Valores médios de densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm dos tratamentos vegetação espontânea + dejetos de aves (VE + DA), nabo forrageiro + dejetos de aves (NF + DA), aveia preta + dejetos de aves (AP + DA) e sistema de preparo convencional (SPC). Dados coletados em agosto de 2014.

Tratamento	Densidade (Mg m ⁻³)	Porosidade (m ³ m ⁻³)		
		Total ¹	Micro ²	Macro ³
0-5 cm				
VE + DA	1,32	0,52	0,31	0,15
NF + DA	1,39	0,49	0,31	0,14
AP + DA	1,27	0,54	0,36	0,12
SPC	1,31	0,48	0,20	0,28
5-10 cm				
VE + DA	1,52	0,45	0,30	0,10
NF + DA	1,52	0,47	0,27	0,14
AP + DA	1,51	0,45	0,29	0,10
SPC	1,46	0,47	0,29	0,18

⁽¹⁾Porosidade total; ⁽²⁾microporosidade; ⁽³⁾macroporosidade.

APÊNDICE D - Produção média de cebola nos tratamentos com vegetação espontânea (VE), nabo forrageiro (NF), aveia preta (AP) e no sistema de plantio convencional (SPC), na safra de 2015.

Tratamento	Classe 2 ⁽¹⁾	Classe 3 ⁽²⁾	Classe 4 ⁽³⁾	Bulbos Podres/ Florescidos	Total	Produção comercial
VE	8,00	0,21	---	0,12	8,33	8,21
NF	10,66	0,21	---	2,46	13,33	10,87
AP	10,14	0,94	---	2,18	13,26	11,08
SPC	6,60	4,43	---	10,72	21,75	11,03

Classes de diâmetro de bulbo: ⁽¹⁾ maior que 35 até 50 mm; ⁽²⁾ maior que 50 até 60 mm; ⁽³⁾ maior que 70 até 90 mm.

APÊNDICE E - Quantidade de N adicionado ao solo pela fitomassa das plantas de cobertura e pelas fontes de adubação.

Tratamento	Fitomassa Mg MS ha ⁻¹	N na fitomassa (%)	N da		N total
			fitomassa	adubação kg ha ⁻¹	
VE	0,93 ± 11,07	2,37 ± 0,07	22,03 ± 2,29	---	22,03 ± 2,29
VE + DA	0,93 ± 11,07	2,37 ± 0,07	22,03 ± 2,29	100,00	122,03 ± 2,29
NF	4,13 ± 0,57	3,71 ± 0,25	153,31 ± 24,76	---	153,31 ± 24,76
NF + DA	4,13 ± 0,57	3,71 ± 0,25	153,31 ± 24,76	100,00	253,31 ± 24,76
AP	4,60 ± 0,82	2,38 ± 0,17	109,34 ± 25,55	---	109,34 ± 25,55
AP + DA	4,60 ± 0,82	2,38 ± 0,17	109,34 ± 25,55	100,00	209,34 ± 25,55
SPC	---	---	---	86,60	86,60 ± 0,00

APÊNDICE F - Unidades experimentais utilizadas para coleta de gases no experimento de incubação.



APÊNDICE G - Foto ilustrando uma microparcela com as câmaras de amostragem.

