



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UNB
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**FLUXOS DE N₂O E ATRIBUTOS DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO DE LONGA DURAÇÃO SOB DOIS
NÍVEIS DE P E K**

DIVINA CLEIA RESENDE DOS SANTOS

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

Brasília, DF

Junho/2020



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**FLUXOS DE N₂O E ATRIBUTOS DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO DE LONGA DURAÇÃO SOB DOIS
NÍVEIS DE P E K**

DIVINA CLEIA RESENDE DOS SANTOS

ORIENTADORA: MARIA LUCRECIA GEROSA RAMOS
CO-ORIENTADORA: ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO

Brasília, DF

Junho/2020



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA
VETERINÁRIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**FLUXOS DE N₂O E ATRIBUTOS DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO DE LONGA DURAÇÃO SOB DOIS
NÍVEIS DE P E K**

DIVINA CLEIA RESENDE DOS SANTOS

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA

APROVADA POR:

MARIA LUCRECIA GEROSA RAMOS, Orientadora

Universidade de Brasília/ lucrecia@unb.br

ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA, Membro interno

Universidade de Brasília/ alessandramp@unb.br

ALEXSANDRA DUARTE DE OLIVEIRA, Membro externo

Embrapa Cerrados/ alexandra.duarte@embrapa.br

BRUNO JOSÉ RODRIGUES ALVES, Membro externo

Embrapa Agrobiologias/ bruno.alves@embrapa.br

BRASÍLIA/DF, 03 de Junho de 2020

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária -FAV Caixa Posta 04508 CEP 70.910-900 Telefones:
(61) 3107-7130/ Fax: (61) 3273-6593 – e-mail: posfav@unb.br Site: www.posfav.unb.br/fav

Santos, Divina Cleia Resende

Fluxos de N₂O e atributos do solo em sistemas integrados de produção de longa duração sob dois níveis de P e K. Divina Cleia Resende dos Santos/ Orientada: Maria Lucrecia Gerosa Ramos / Co-orientada: Arminda Moreira de Carvalho -- Brasília, 2020.

113f.: il.

Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2020.

Bibliografia

1. Emissões de gases de efeito estufa. 2. Sistemas integrados. 3. Plantio direto. 4. atributos do solo I. Santos, Divina Cleia Resende. II. Universidade de Brasília. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Doutorado em Agronomia. III. Título. IV. Ramos, Maria Lucrecia Gerosa. V. Doutor

CDU

Agris / FAO

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SANTOS D.C.R. Fluxos de N₂O e atributos do solo em sistemas integrados de produção de longa duração sob dois níveis de P e K. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília-Brasília, 2020; 113 p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

CESSÃO DE DIREITOS:

NOME DO AUTOR: Divina Cleia Resende dos Santos

TÍTULO TESE: Fluxos de N₂O e atributos do solo em sistemas integrados de produção de longa duração sob dois níveis de P e K .

GRAU: Doutorado ANO: 2020

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Divina Cleia Resende dos Santos

CPF: 021.929.971.40

Email: Cleiativina@hotmail.com

OFEREÇO

Às minhas “meninas”: Amanda e Anna Clara. Que os frutos desta tese contribuam para um futuro melhor pra vocês.

DEDICO

À minha mãe, Fatima Resende, pelo seu amor incondicional e por me inspirar pela garra de lutar. Com você ao meu lado cheguei e agradeço muito por tudo.

Ao meu Marido, Nilson Oliveira, por me apoiar e mostrar que mesmo diante das adversidades, tudo se ajeita no fim.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e pelas bênçãos diárias e, principalmente, por ter colocado tantas pessoas boas que me apoiaram durante a minha trajetória acadêmica. A minha orientadora Maria Lucrecia Gerosa Ramos, por todos os ensinamentos, pela paciência e compreensão em todos estes anos sob a sua orientação. À minha coorientadora, Dra. Arminda Carvalho, pelo suporte fundamental na Embrapa Cerrados, nas análises de N₂O, por todos os ensinamentos e por ter disponibilizado uma equipe que sempre auxiliou em todas as análises da Embrapa, a “Equipe AMC”: Adriano Gonçalves, Breno Barboza, Camila Nóbrega, Cristiano Ferreira, Douglas Lino, ao Eduardo Cavalcante, à Letícia Pereira e à Thais Rodrigues, Thais Coser e Viviana. Ao pesquisador Lourival Vilela, pela disponibilidade e auxílio nas análises estatísticas. A pesquisadora da Embrapa Cerrados a Dra. Alexsandra Oliveira, por todos as discussões de resultados e suporte nas análises e pela ajuda em campo e em laboratório. À equipe de técnicos e analistas da Embrapa Cerrados: Diana, Fernanda, Delvico, Chico, Josias, Lucas e Vilderete, que me auxiliaram nos laboratórios, deram suporte nas análises. Aos colegas e amigos do LaB UnB que me ajudaram muito nas análises Daiane Soares, Matheus, Welton Reis, Antonio Marcos, Stefany Braz e Mariana pelo suporte nas análises ou apenas pela companhia. Aos professores da UnB: Alessandra Monteiro, Cícero Célio, Jader Busato, Fábio Gelape, por partilharem conhecimentos específicos, as discussões sobre projeto e pelo suporte nas análises. Aos companheiros de pós-graduação: Daiane Soares, Juliana Sato, Fabiana Pereira, Isis Santos, Vivian, Mara, Alberto Silva por partilharem além de conhecimento, tantas emoções ao longo destes seis anos de PPG-Agro UnB. Ao secretário Guilherme, por todo o suporte nos tramites burocráticos da FAV-UnB. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de Doutorado referente ao Edital CAPES/ EMBRAPA- 15/2014, projeto número 76. Finalmente, às minhas amadas famílias por serem meu porto seguro! Agradeço pela enorme paciência, pelo carinho, pelo suporte psicológico durante toda esta etapa! Obrigada, À minha mãe Fatima que sempre me apoia em tudo que faço a minhas irmãs Anna Clara e a Marianne que quando precisei foram me ajudar em campo, e ao meu esposo Nilson pelo o apoio incondicional e por compartilharem de muitos momentos desta jornada na UnB. A cada um dos citados, cada qual especial em sua singularidade, meu MUITO OBRIGADA!

RESUMO

O plantio direto, com base nas rotações entre pastagens e gramíneas tropicais como culturas de cobertura, tem sido utilizado no Brasil como uma alternativa à intensificação sustentável nos sistemas agrícolas. A diversidade de culturas nos sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) resulta em aumentos no reservatório lábil do solo, a biomassa microbiana do solo, e estes sistemas estão relacionados à melhor qualidade do solo, obtida por meio da rotação, sucessão ou consórcio de culturas. Consequentemente, o ILP apresenta maior capacidade de mitigação de gases de efeito estufa. Embora os fluxos de N-N₂O estejam relacionados à fertilização nitrogenada, há poucas informações sobre as interações com outros nutrientes que possam alterar as propriedades microbiológicas, e, portanto, os fluxos de N-N₂O no solo. No Capítulo I foram avaliadas as emissões de N-N₂O em dois sistemas agrícolas (LC -Lavoura contínua e ILP - sistema de integração lavoura-pecuária), sob dois níveis de fertilização com fósforo e potássio (F1- fertilização de manutenção, com metade da dose P e K; e F2- fertilização corretiva, dose recomendada de P e K). A fertilização diferenciada de P e K ocorreu entre 1991 e 2013; após esse período, todos os sistemas de produção receberam a mesma fertilização com P e K. Os fluxos de N-N₂O foram avaliados durante duas safras agrícolas: 2015/2016 e 2016/2017. As propriedades edáficas (NO₃⁻; NH₄⁺ e EPSA - espaço de poros cheios de água), climáticas (temperatura do ar e precipitação diária) e químicas do solo também foram determinadas. Os fluxos diários foram analisados por meio do MIXED do SAS (Statistical Analysis System v 9.4), considerando blocos e amostras (aninhados nos níveis de fertilidade) como efeitos aleatórios. Os fluxos diários foram submetidos a uma análise de variância como medidas repetidas em uma comparação pareada diária (p <0,05), respectivamente. Os maiores picos de N-N₂O ocorreram no final do ciclo das duas safras de soja. Na entressafra, 60% dos picos estavam abaixo de 5,00 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. No sistema LC as emissões foram maiores, independentemente do nível de fertilidade. A adubação corretiva (F2) aumentou a emissão de N-N₂O em relação à aplicação da dose de manutenção, independente do manejo. No capítulo II, os mesmos sistemas de produção foram estudados, com o objetivo de avaliar o efeito de dois sistemas de produção (LC - Lavoura contínua e ILP - sistema de integração lavoura-pecuária) e dois níveis de fertilização com fósforo e potássio (F1 e F2), nos atributos químicos e microbiológicos do solo e suas relações com os fluxos acumulados de N-N₂O em duas safras de soja. Os fluxos de N-N₂O foram medidos durante dois anos agrícolas, usando quatro câmaras estáticas/tratamento, de novembro de 2015 a julho de 2017. Foram realizadas coletas de solo na camada de 0-10 cm, na floração da soja, em 2016 e 2017 e foram avaliados os atributos químicos e bioquímicos do solo (carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo, carbono e N total do solo, carbono orgânico e N total da fração particulada do solo, N disponível, frações húmicas do carbono orgânico e enzimas do solo (β-glucosidade, arilsulfatase e fosfatase ácida). A emissão acumulada de N-N₂O mostrou diferenças significativas entre os sistemas de manejo (P <0,05). A adubação fosfatada e potássica diferenciada em anos anteriores promoveram a maior entrada de carbono no solo e pode ter contribuído para alterar seus atributos microbiológicos. Não houve alteração das frações húmicas nos sistemas de produção, nos dois anos de avaliação. A emissão acumulada de N-N₂O mostrou diferenças significativas entre os sistemas de manejo do solo, somente na primeira safra de soja. A adubação fosfatada e potássica diferenciada em anos anteriores podem ter promovido a maior entrada de carbono no solo e ter alterado seus atributos microbiológicos. Os sistemas de produção ILP-F1 e ILP-F2 foram mais correlacionados com a atividade enzimática do solo (Aryl, Phos e β-Gluc), CP e MAC nos dois anos de avaliação. A arilsulfatase e a fosfatase que estão relacionados inversamente a emissão de N-N₂O, e isso foi observado no ILP.

Palavras-chave: emissões de gases de efeito estufa, sistemas integrados, plantio direto, enzimas do solo, mitigação de GEE, biomassa microbiana

ABSTRACT

No-tillage, based on rotations between pastures and tropical grasses as cover crops, has been used in Brazil as an alternative to sustainable intensification in agricultural systems. The diversity of crops in the crop-livestock integration systems (ILP) results in increases in the labile soil reservoir, the microbial biomass of the soil, and these systems are related to better soil quality, obtained through rotation, succession or intercropping. cultures. Consequently, the ILP has a greater capacity for mitigating greenhouse gases. Although flows of N-N₂O are related to nitrogen fertilization, there is little information about interactions with other nutrients that can alter microbiological properties, and, therefore, N-N₂O flows in the soil. In Chapter I, N-N₂O emissions were evaluated in two agricultural systems (LC - Continuous washing and ILP - crop-livestock integration system), under two levels of phosphate and potassium fertilization (F1- maintenance fertilization, with half the dose P and K, and F2 - corrective fertilization, recommended dose of P and K). Differentiated fertilization of P and K occurred between 1991 and 2013; after that period, all production systems received the same fertilization with P and K. N-N₂O flows were evaluated during two agricultural seasons: 2015/2016 and 2016/2017. The soil properties (NO₃; NH₄ + and EPSA - pore filled with water), climatic (air temperature and daily precipitation) and chemical properties of the soil were also determined. The daily flows were analyzed using the MIXED of the SAS (Statistical Analysis System v 9.4), considering blocks and samples (nested in fertility levels) as random effects. The daily flows were subjected to an analysis of variance as repeated measures in a daily paired comparison ($p < 0.05$), respectively. The highest peaks of N-N₂O occurred at the end of the cycle of the two soybean crops. In the off-season, 60% of the peaks were below 5.00 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. In the LC system, emissions were higher, regardless of fertility level. Corrective fertilization (F2) increased the emission of N-N₂O in relation to the application of the maintenance dose, regardless of management. In chapter II, the same production systems were studied, with the objective of evaluating the effect of two production systems (LC - continuous crop and ILP - crop-livestock integration system) and two levels of fertilization with phosphate and potassium (F1 and F2), the chemical and microbiological attributes of the soil and their relationship with the accumulated flows of N-N₂O in two soybean crops. N-N₂O flows were measured over two agricultural years, using four static chambers / treatment, from November 2015 to July 2017. Soil collections were performed in the 0-10 cm layer, in the flowering of soybeans, in 2016 and 2017 and the chemical and biochemical attributes of the soil (carbon and nitrogen of the soil microbial biomass, carbon and total N of the soil, organic carbon and total N of the particulate fraction of the soil, available N, humic fractions of the organic carbon and enzymes of the soil) were evaluated soil (β -glucosity, arylsulfatase and acid phosphatase). The cumulative emission of N-N₂O showed significant differences between the management systems ($P < 0.05$). in the soil and may have contributed to alter its microbiological attributes. There was no change in the humic fractions in the production systems in the two years of evaluation. The accumulated N-N₂O emission showed significant differences between the s soil management systems, only in the first soybean crop. The phosphate and potassium fertilization differentiated in previous years may have promoted the greatest entry of carbon in the soil and altered its microbiological attributes. The ILP-F1 and ILP-F2 production systems were more correlated with soil enzymatic activity (Aryl, Phos and β -Gluc), CP and MAC in the two years of evaluation. Arisulfatase and phosphatase which are inversely related to N-N₂O emission, and this was observed in the ILP.

Keyword: greenhouse gas emissions, integrated systems, no-tillage, soil enzymes, GHG mitigation, microbial biomass

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1:** Localização da área de estudo no Cerrado Brasileiro.....46
- Figura 2:** Precipitação, temperatura do ar e umidade relativa do ar na área experimental de 1978 a 2017..... 46
- Figura 3:** Representação esquemática da precipitação e temperatura ambiente na área experimental na EMBRAPA-Cerrados (Planaltina-DF), entre 2015-2017 e os sistemas de produção estudados que estavam todos na fase de cultura nos dois anos de avaliação. ILP – integração lavoura-pecuária; LC-Lavoura contínua de culturas anuais, durante o período de amostragem de fluxo de N₂O nos sistemas de produção. As setas vermelhas indicam o início de cada ano agrícola do ano agrícola. Nos sistemas ILP e LC, foram feitas duas fertilizações de P e K (F1 e F2).....48
- Figura 4:** Fluxos diários médios de N-N₂O de Novembro de 2015 a outubro de 2016 (1º ano agrícola) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Nitrato (N-NO₃⁻) e amônio no solo (N-NH₄⁺) no solo em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Espaço preenchido com água (EPSA) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. O asterisco indica diferenças significativas (p <0,05)..... 54
- Figura 5:** Fluxos diários médios de N₂O de novembro de 2016 a julho de 2017 (segundo ano agrícola) (2º ano agrícola) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Nitrato (N-NO₃⁻) e amônio no solo (N-NH₄⁺) no solo em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Espaço preenchido com água (EPSA) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. O asterisco indica diferenças significativas (p <0,05)..... 55
- Figura 6** Produção de resíduos vegetais (Mg ha⁻¹) no final do ciclo da soja na safra 2015/2016. LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP-Integração lavoura-pecuária. F1 e F2: Níveis de fertilização de P e K. F1- Fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas por letras diferentes para sistema de manejo e fertilização, diferem entre si pelo teste de Tukey (p< 0,05).....58
- Figura 7:** Emissão cumulativa de N-N₂O (kg N ha⁻¹) de acordo com A. Primeiro ano de cultivo; (17/11/15 a 14/10/16) B. Segundo ano de cultivo (04/11/16 a 25/02/17) e C. Emissão acumulada de N-N₂O durante todo o período de avaliação, em 603 dias (17/11/15 a 25/07/17). Sistema de Manejo - LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP-Integração lavoura-pecuária. Níveis de fertilização de P e K-F1: fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas da mesma letra minúscula para sistema de manejo e maiúscula para fertilização, não diferem entre si pelo teste de Tukey (p> 0,05)..... 60
- Figura 8:** Emissão cumulativa de N₂O (kg N ha⁻¹) de acordo com A. Soja (17/11/15 a 23/03/16), B. Entressafra (01/04/16 a 14/10/16), C. Soja (04/11/16 a 21/02/17) e D. Sorgo (08/03/17 a 25/07/17) – Sistema de Manejo - LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP-Integração lavoura-pecuária. Níveis de fertilização de P e K-F1: fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas da mesma letra minúscula para sistema de manejo (p>0,05) e maiúscula para fertilização (p>0,10), não diferem entre si pelo teste de Tukey..... 61
- Figura 9:** Análise de componentes principais de todos os atributos do solo em diferentes sistemas de uso da terra de acordo com os sistemas de uso da terra; Sistema de Manejo - LC: Lavoura Contínua; ILP- Integração lavoura-pecuária; F1: Fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. Probabilidade de agrupamento por teste de

permutação. Fluxos de óxido nitroso de N₂O, Al-alumínio, Ca: cálcio, K-potássio, P-fósforo, MO-matéria orgânica, NO₃⁻ - nitrato e NH₄⁺-amônio, EPSA - Espaço poroso preenchido por água..... 63

CAPÍTULO II

Figura 1: Representação esquemática da área experimental durante o período de 2015-2017 a Planaltina, DF, Brasil..... 85

Figura 2: Precipitação e temperatura do ar na área experimental entre 2015 e 2017. 92

Figura 3. Atividade enzimática na floração da soja em 2016 (negrito) e 2017 (cinza). A. fosfatase ácida, B. β-glucosidase e C. arilsulfatase, em diferentes sistemas de produção. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K Médias seguidas pela mesma letra em cada ano, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0.05$)..... 98

Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) dos atributos do solo e emissões acumulativas de N₂O. **A.** Ciclo da soja (17/11/15 a 23/03/16) e **B.** Ciclo da soja (04/11/16 até 21/02/17). LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K..... 99

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Histórico da descrição gerencial das áreas estudadas.....	47
Tabela 2. Quantidade de fertilizantes aplicados no período de 1991 a 2013 no experimento de campo.	49
Tabela 3. Atributos químicos do solo sob diferentes manejos e fertilização de P e K	58
Tabela 4. Emissão acumulada de óxido nitroso em função da produtividade das culturas nos diferentes sistemas de manejo do solo.....	62

CAPÍTULO II

Tabela 1. História dos sistemas de cultivo utilizados em 26 anos de experimentos e aporte de carbono antes da amostragem do solo	86
Tabela 2. Análise química do solo na camada de 0-10 cm, na área experimental.....	87
Tabela 3. Carbono total (CT), carbono da fração particulada (CP) e carbono associado aos minerais (MAC) em solo sob diferentes sistemas de produção.....	93
Tabela 4. Nitrogênio total (NT), nitrogênio da fração particulada (NP), nitrogênio associado aos minerais (NAM) e nitrogênio disponível (ND), em solo sob diferentes sistemas de produção.....	94
Tabela 5. Ácido fúlvico (AC-FULV), ácido húmico (AC-HUM) e humina (HUM) em solo sob diferentes sistemas de manejo.	95
Tabela 6. Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana, (NBM), quociente microbiano de carbono (qMIC) e quociente microbiano de nitrogênio (qMIN) em solo sob diferentes sistemas de produção.....	96
Tabela 7. Fluxos cumulativos de N ₂ O durante o ciclo da soja em 2015/2016 e soja 2016/2017, sob diferentes sistemas de produção.	97

LISTA DE SIGLAS

ARYL-ARISULFATASE

AC-FUL-ÁCIDO FÚLVICO

AC-HUM - ÁCIDO HÚMICO

β -GLU- β -GLUCOSIDASE

C – CARBONO

CBM - CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA

CT -CARBONO TOTAL

CP-CARBONO PARTICULADO

GEE - GASES DE EFEITO ESTUFA

HUM - HUMINA

ILP -INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA

K-POTASSIO

LC- LAVOURA CONTÍNUA EM PLANTIO DIRETO

MAC-CARBONO ASSOCIADO AOS MINERAIS

N -NITROGÊNIO

NAM- NITROGÊNIO ASSOCIADO AOS MINERAIS

NBM -NITROGÊNIO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

ND- NITROGÊNIO DISPONÍVEL

NP -NITROGÊNIO PARTICULADO

NT- NITROGÊNIO TOTAL

N₂O -ÓXIDO NITROSO

P-FÓSFORO

PHOS- FOSFATASE

q_{MIC}-CARBONO QUOCIENTE MICROBIANO

q_{MIN}-NITROGÊNIO QUOCIENTE MICROBIANO

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 CERRADO BRASILEIRO E AGROPECUÁRIA	17
3.2 INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA	19
3.3 GASES DO EFEITO ESTUFA NA AGRICULTURA	21
3.4 DINÂMICA DO ÓXIDO NITROSO (N₂O)	22
3.4.1 FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO	22
3.5 INDICADORES MICROBIOLÓGICOS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO	25
3.5.1 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA	25
3.5.2 ENZIMAS DO SOLO	26
3.6 REFERÊNCIAS:	29
CAPÍTULO 1	40
ABSTRACT	41
RESUMO	42
4.1 INTRODUÇÃO	43
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	45
4.2.1 LOCAL DO EXPERIMENTO	45
4.2.2 ÁREA EXPERIMENTAL	46
4.2.3 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DE N-N ₂ O	50
4.2.4 COVARIÁVEIS EDÁFICAS, CLIMÁTICAS E RESÍDUOS VEGETAIS	51
4.2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	52
4.3 RESULTADOS	53
4.3.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS (PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA MÉDIA DIÁRIA)	53
4.3.2 FLUXOS DE N ₂ O	53
4.3.3 COVARIÁVEIS E PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO	57

4.3.4	<i>EMISSÕES DE N-N₂O PARA OS SISTEMAS E NÍVEIS DE FERTILIDADE</i>	59
4.3.5	<i>ANÁLISE PCA</i>	63
4.4	DISCUSSÃO	64
4.4.1	<i>N-N₂O E EMISSÕES CUMULATIVAS</i>	64
4.4.2	<i>COVARIÁVEIS DE N₂O</i>	67
4.4.3	<i>RELAÇÃO ENTRE PROPRIEDADES DO SOLO E EMISSÕES DE N₂O</i>	70
4.5	CONCLUSÃO	71
4.6	REFERÊNCIAS	72
	CAPÍTULO 2	79
	ABSTRACT	80
	RESUMO	81
5.1	INTRODUÇÃO	82
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	84
5.2.1.	<i>ÁREA DE ESTUDO</i>	84
5.2.2	<i>AVALIAÇÃO DOS FLUXOS DE N₂O</i>	88
5.2.3	<i>ANÁLISES DE SOLO</i>	88
a.	<i>Carbono total e nitrogênio total do solo</i>	89
b.	<i>Carbono e nitrogênio particulado do solo</i>	89
c.	<i>Nitrogênio e carbono da biomassa microbiana</i>	89
d.	<i>Fracionamento químico de carbono</i>	90
e.	<i>Nitrogênio Disponível do solo</i>	91
f.	<i>Enzimas do solo</i>	91
5.2.4	<i>ANÁLISE ESTATÍSTICA</i>	91
5.3	RESULTADOS	92
5.3.1	<i>EFEITO DOS SISTEMAS DE USO DO SOLO NO CARBONO E NITROGÊNIO TOTAL</i>	92
5.3.2	<i>CARBONO E NITROGÊNIO DA BIOMASSA</i>	95
5.3.3	<i>EMISSÕES CUMULATIVAS DE N₂O E ENZIMA DO SOLO</i>	96
5.4	DISCUSSÃO	100
5.4.1	<i>CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO</i>	100
5.4.2	<i>CARBONO E NITROGÊNIO DA BIOMASSA MICROBIANA</i>	102
5.4.3	<i>EMISSÕES CUMULATIVA E ENZIMAS DO SOLO</i>	104
5.4.4	<i>RELAÇÃO ENTRE ATRIBUTO DO SOLO, ENZIMAS E EMISSÕES DE N₂O</i>	105
5.5	CONCLUSÕES:	106
5.6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da produção agrícola ocorreu devido ao avanço tecnológico, que favoreceu a incorporação ao processo produtivo do Cerrado, devido ao relevo plano, ao baixo custo e maior produtividade por área, além do desenvolvimento da infraestrutura e crédito agrícola subsidiado.

A região do Cerrado teve aumento de produção, principalmente relacionada à ampliação das áreas cultivadas (BEUCHLE et al., 2015; MUELLER et al., 2018) e, com a expansão agrícola e a mudança do uso da terra houve um aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE), que é um dos principais problemas ambientais na atualidade, no contexto das mudanças climáticas globais (STRASSBURG et al., 2014). Dentre os GEE, o óxido nitroso (N_2O) possui maior importância nos sistemas agrícolas, pois 70% das emissões globais desse gás de efeito estufa originam-se das alterações da dinâmica do nitrogênio no solo em sistemas de produção. Além disso, o óxido nitroso possui um alto potencial de aquecimento, 265 vezes maior que o CO_2 e um longo período de permanência na atmosfera, de aproximadamente 120 anos (USSIRI; LAL 2013).

Um sistema de produção é considerado sustentável e eficiente quando é ambientalmente adequado e economicamente viável. Neste contexto, o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) tem se mostrado uma estratégia adequada a esse contexto, pois promove a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, principalmente, pela deposição de palhada na superfície do solo e pela reciclagem de raízes da pastagem (BAYER et al., 2011; AVELINO et.al., 2019).

A melhoria da qualidade do solo em função do maior aporte de matéria orgânica quando a pastagem está presente de forma vigorosa, seria de se esperar que a atividade biológica respondesse diretamente a esse estímulo (SOUZA et al., 2010; WANI et al 2017). Assim, o grau de fertilidade do solo está associado a maior vigor da pastagem, espera-se maior atividade biológica, o que resultaria em maior reciclagem de N e potencialmente haveria maiores emissões de $N-N_2O$ como pode ser observado Sato et al 2017; 2019.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desse trabalho foi avaliar a relação entre fluxos de N-N₂O e indicadores microbiológicos do solo em diferentes manejo e histórico de fertilidade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

✓ Avaliar o efeito dos sistemas de manejo e do histórico de fertilização de P e K nos fluxos de N-N₂O do solo.

✓ Relacionar o manejo anterior da fertilização de P e K com os indicadores químicos e microbiológicos do solo.

✓ Relacionar as emissões de N-N₂O com os atributos químicos do solo, a biomassa microbiana e as enzimas do solo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Cerrado brasileiro e agropecuária

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, com área de aproximadamente 205 milhões de hectares (SANO et al., 2009). Esse bioma também apresenta acentuada biodiversidade (BUSTAMANTE et al., 2012). As altitudes do bioma variam de 500 a 1350 m. O clima é classificado como Aw (clima tropical úmido) conforme Köppen com invernos secos de abril a setembro e verões chuvosos e quentes entre outubro e março. A precipitação anual varia de 900 a 1400 mm e as temperaturas de 22 a 27° C (ALVARES et al., 2014).

Os solos predominantes dessa região são os Latossolos, que são intemperizados e profundos, possuem boas condições físicas devido seu enriquecimento por óxidos de

ferro e alumínio, que dão aspecto maciço e poroso ao solo, favorecendo a mecanização (RESENDE et al., 2012).

Nas últimas décadas, quase um milhão de km² foram convertidos em áreas agrícolas (LAPOLA et al., 2014; BONANOMI et al., 2019). Atualmente, do total desmatado do bioma, 600.840 km² (29,46%) são ocupados por pastagens cultivadas e 238.416 km² (11,69%) ocupados por agricultura anual e perene (BONANOMI et al., 2019).

Segundo levantamento do MAPA, em menos de 30 anos o Brasil transformou-se em um dos maiores produtores/exportadores do mundo, sendo atualmente o segundo maior produtor mundial de soja e o terceiro de milho (KLINK;MACHADO, 2005; MMA, 2020).

Entretanto, a elevada pressão sobre o ambiente devido as atividades agropecuárias, em especial aquelas baseadas na monocultura, provocaram a erosão e a perda da fertilidade dos solos, o assoreamento dos cursos d'água, a poluição do solo e da água e a emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelo desmatamento e manejo inadequado do solo (VILELA et al., 2012; REKOW, 2019). Com essa crescente exploração das terras agricultáveis e a preocupação com a degradação do bioma, a comunidade científica busca sistemas de manejo inovadores para otimizar a produção de culturas, resguardando a biodiversidade (RESCK et al., 2008; KAZEMI et al., 2018).

O Brasil instituiu a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC) por meio da Lei nº 12.187/2009, que define o compromisso nacional voluntário de ações de mitigação, com o objetivo de reduzir as emissões de GEE entre 36,1% e 38,9%, em relação as emissões projetadas até 2020 (MOTTA, 2011). Adicionalmente, para reduzir as emissões do setor agropecuário, o Brasil implementou o Plano ABC – Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Segundo Fernandes et al. (2019), os alvos do Plano ABC são a recuperação de pastagens, ações de redução do desmatamento, adoção do sistema de plantio direto e o aumento da fixação biológica de nitrogênio. As regiões que mais entraram nesse programa são a região Centro-Oeste, juntamente com os estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Paraná que são responsáveis por 65% das emissões de GEE. Os Sistema Plantio Direto e a Integração Lavoura-Pecuária são alternativas sustentáveis de produção e estão dentro do Plano ABC, como alternativa de mitigação (REIS et al., 2016), no qual foi proposto no acordo de Paris reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos

níveis de 2005, em 2025, com uma contribuição indicativa subsequente de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 43% abaixo dos níveis de 2005, em 2030(BRASIL,2015).

3.2 Integração lavoura-pecuária

Sistemas de produção que visam a sustentabilidade de uso do solo vem sendo estudados e cada vez mais implantados em toda a região do Cerrado, como o plantio direto e a integração lavoura-pecuária. O preparo do solo é uma prática que afeta diferentes variáveis do solo, pois atua diretamente sobre sua estrutura (MATOS et al., 2008; SILVA et al., 2018).

O uso inadequado do revolvimento das camadas superficiais para incorporação de fertilizantes e corretivos, associado ao monocultivo de soja, trouxeram sérios problemas ao solo como a erosão hídrica, alteração dos atributos físicos, químicos e biológicos, e também a redução de carbono orgânico do solo (CARNEIRO et al., 2009; FERREIRA et al., 2016; DUFOUR et al., 2019). Com a finalidade de controlar a erosão hídrica do solo, o Plantio direto foi introduzido no Brasil na década de 1970, e se baseava no revolvimento do solo apenas na linha de semeadura e no acúmulo de palhada na superfície, reduzindo assim os efeitos danosos do preparo convencional (ROSCOE et al., 2006; BENINCASA et al., 2017).

Sistemas diversificados, como sistemas integração lavoura-pecuária, promovem interações ecológicas no espaço e tempo entre os sistemas componentes (por exemplo, culturas, pastagens e animais) e permite que os agricultores reduzam o uso de insumos e rotações diversificadas de culturas (RYSCHAWY et al., 2017). Desde as primeiras ações de transferência, a adoção integração lavoura-pecuária (ILP) vem sendo ampliada em áreas comerciais, em especial sob sistema de plantio direto (REIS et al., 2016).

No Cerrado, o foco da ILP está na sucessão, consorciação e rotação das culturas e na recuperação de solos e pastagens degradadas (VILELA et al., 2012). Esse sistema visa incrementar a produção de palhada em quantidade e qualidade e a alternância de espécies vegetais com a criação animal, ocupando o mesmo espaço físico, tornando o sistema mais diversificado e complexo (CORDEIRO et al., 2015; BENINCASA et al., 2017).

Foi demonstrado em alguns trabalhos (BELL et al., 2014; de MORAES et al., 2014; CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017, 2019) que a incorporação ao solo de gramíneas forrageiras, aumenta a produção de soja, milho e arroz cultivados em subsequência, bem como a produtividade animal. A integração entre lavoura com forragem pode melhorar os teores de carbono orgânico do solo (COS), que oferece múltiplos co-benefícios, como o acúmulo e retenção de N e P no solo (CARVALHO et al., 2010; GARRETT et al., 2017). O teor de N e P do estrume dos animais em sistema ILP pode contribuir para a redução das perdas desses nutrientes (ROTZ et al., 2010).

No bioma Cerrado, vários sistemas ILP são caracterizados de acordo com o perfil e os objetivos de cada estabelecimento agrícola (CORDEIRO et al., 2015). Três modalidades de ILP se destacam: fazendas de pecuária, em que culturas de grãos (arroz, soja, milho e/ou sorgo) são introduzidas ou consorciadas em áreas de pastagens para recuperar a produtividade de pastos; fazendas especializadas em lavouras de grãos, que utilizam as gramíneas forrageiras para melhorar a cobertura de solo em sistema plantio direto e na entressafra, para uso de forragem na alimentação de bovinos (“safrinha de boi”); e fazendas que sistematicamente adotam a rotação de pasto e lavoura para intensificar o uso da terra e se beneficiar do sinergismo entre as duas atividades (CREWS et al., 2016).

Em razão desses benefícios potenciais, a integração lavoura-pecuária e a lavoura foram incluídas entre as tecnologias que compõem os compromissos voluntários de redução de emissões de GEE assumidos pelo Brasil na COP-15, que resultaram na criação do Plano ABC. Além da implantação do Plano ABC, foram implantadas ações voltadas a oferecer incentivos econômicos e financiamento aos produtores por meio do Programa ABC, que é uma linha de crédito instituída no Plano Agrícola e Pecuário (MAPA, 2018). Na modalidade ILP, o Programa ABC financia investimentos destinados a projetos de implantação e melhoramento de sistemas de integração lavoura-pecuária, pecuária-floresta ou lavoura-pecuária-floresta e de sistemas agrofloretais (MMA, 2019). No final da safra 2015/2016, os dados mostraram que a oferta de crédito rural vem crescendo de maneira consistente no Brasil desde 1995, iniciando com menos de 20 milhões evoluindo para aproximadamente 160 milhões em 2015 (MMA, 2019). O Brasil comprometeu-se a reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025, com uma contribuição indicativa subsequente de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 43% abaixo dos níveis de 2005, em 2030 (BRASIL, 2015).

3.3 Gases do efeito estufa na agricultura

As boas práticas agrícolas, ao mesmo tempo que promovem a mitigação dos GEE, podem aumentar os teores de matéria orgânica no solo (CARVALHO et al., 2017), melhorando as propriedades químicas e biológicas do solo (COSER et al., 2016), o que aumenta a sustentabilidade dos sistemas produtivos e, desta forma evita a necessidade de expansão da agricultura para novas áreas. Portanto, os sistemas de manejo que buscam o aumento da produtividade e o melhor aproveitamento das áreas produtoras podem evitar a expansão da agricultura e pecuária em áreas de preservação (VASCONCELOS et al., 2018).

A mudança de uso da terra, como por exemplo a conversão de áreas com vegetação nativa em pastos ou sistemas de produção de grãos e fibras, são os principais responsáveis pela emissão de GEE, tanto pela queima de fitomassa vegetal como pela mineralização do MOS do solo (LORENZ; LAL, 2018).

Os problemas climáticos em nível mundial têm suscitado uma série de eventos e discussões internacionais sobre os rumos e o futuro das atividades produtivas e econômicas e seus impactos sobre a sustentabilidade ambiental do planeta e de seus recursos naturais (GHELLER et al., 2019). Uma das principais questões levantadas é o processo de aquecimento do planeta, em função das altas taxas de emissões de gases do efeito estufa. Isso tem levado os países a ratificarem acordos internacionais, que preveem o controle e reduções de emissões destes gases (VASCONCELOS et al., 2018).

Em vista do exposto acima, os sistemas agrícolas assumem um importante papel na emissão e absorção de gases de efeito estufa, e são responsáveis por um quinto do incremento anual de gases com potencial de aquecimento na atmosfera (IPCC, 2018). Dentre os gases de efeito estufa, os que tem sua emissão mais influenciada pela agricultura são o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (MOSIER et al., 2004; GALIC et al., 2020). Segundo o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPLC), se as emissões de GEE continuarem crescendo às atuais taxas é de se esperar um acréscimo na temperatura de até 10°C até o fim desse século, resultando em uma elevação de até 82 cm no nível do mar (IPLC, 2014).

Dentre os GEE, o N₂O é o que possui maior importância para os sistemas agrícolas, uma vez que 70% das emissões globais desse gás se originam com a dinâmica

de N do solo (USSIR; LAL, 2013). No Brasil, dentre as emissões de óxido nitroso na agropecuária, observa-se que as emissões diretas dos solos agrícolas, por meio do esterco de animais em pastagem, uso de fertilizantes sintéticos, incorporação de resíduos agrícolas e áreas de cultivos orgânicos, representam 59% das emissões totais (MCTI, 2018). Dessas, 33% das emissões são representadas pela emissão de animais em pastagem, 10% pelos resíduos agrícolas e 9% pela aplicação de fertilizantes sintéticos (MCTI, 2018). Com a problemática do aquecimento global evidencia-se o papel potencial da agricultura em atuar como sumidouro de GEE, contribuindo para mitigar o aquecimento da atmosfera. Ações e pesquisas devem ser intensificadas visando identificar atividades e práticas com potencial de mitigação, além de quantificar as emissões de GEE de diferentes agroecossistemas (VASCONCELOS et al., 2018).

3.4 Dinâmica do óxido nitroso (N₂O)

3.4.1 Fluxos de óxido nitroso

O óxido nitroso (N₂O) é um gás que possui meia vida na atmosfera por mais de 120 anos. Este gás é capaz de absorver a radiação infravermelha e retransmiti-lo sob a forma de energia térmica com um potencial de aquecimento de 265 vezes maior do que o CO₂ (VASCONCELOS et al., 2018). O N₂O está relacionado com a depleção da camada de ozônio (O₃) na estratosfera, que protege a biosfera dos efeitos perigosos da radiação ultravioleta. Se a concentração de N₂O aumentasse o dobro da sua concentração atual, provocaria uma redução de aproximadamente 10% na camada de O₃ e aumentaria a radiação ultravioleta no planeta em 20% (MOSIER et al., 2004; GALIC et al., 2020).

Além do manejo do solo e das culturas, os fluxos de N₂O estão diretamente associados à disponibilidade de N no solo. Diferentes fontes de adubos nitrogenados possuem comportamentos diferenciados no solo, resultando em maior ou menor fluxo de N₂O. Recentemente, alguns trabalhos têm demonstrado o efeito de doses e fontes de nitrogênio na emissão de N₂O em grandes culturas, como o milho (CARVALHO et al., 2006; AGUILERA et al., 2013).

A emissão de N₂O ocorre por meio de processos de nitrificação e desnitrificação. No primeiro caso ocorre em ambientes aerados, onde as bactérias quimioautotróficas

oxidam o amônio e produzem N_2O (BATEMAN; BAGGS, 2005; LAW et. al., 2012; GALIC et al., 2020). Contudo, é a desnitrificação que mais contribui para a emissão desse gás, por meio de bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas (AITA; GIACOMINI, 2007), sendo essa atividade controlada por uma série de fatores, como disponibilidade de nitrogênio e carbono, concentração de oxigênio, pH e temperatura no solo (BAGGS; PHILIPPOT, 2010).

Em geral, os fertilizantes amoniacais aumentam as emissões de N_2O mais lentamente do que os nítricos, porque as fontes nítricas podem ser desnitrificadas imediatamente, enquanto as fontes amoniacais ainda precisam ser nitrificadas antes da desnitrificação (CARVALHO et al., 2006; SIGNOR; CERRI, 2013).

Os fertilizantes nitrogenados aplicados no solo basicamente são compostos por NH_4^+ e NO_3^- . O NH_4^+ proveniente do fertilizante nitrogenado passa pelo processo de nitrificação e posteriormente, desnitrificação e o NO_3^- proveniente do fertilizante nitrogenado, passa pelo processo de desnitrificação (CAMERON et al., 2013). A nitrificação e a desnitrificação são os processos que dão origem aos fluxos de N_2O e estes são dependentes da disponibilidade de nitrogênio no solo. Já a produção de N_2O proveniente de fertilizantes nitrogenados no solo não ultrapassam 1% do total aplicado ao solo (CRUTZEN et al., 2008; SMITH, 2017).

A aeração, temperatura e umidade do solo são de grande importância para os processos de nitrificação e desnitrificação, já que eles determinam o ritmo da atividade dos microrganismos. A temperatura do solo influencia a fisiologia das bactérias desnitrificantes com o aquecimento do ambiente, elevando as taxas metabólicas, produzindo mais N_2O até um ótimo de temperatura, que varia de 25 a 35 °C, sendo registradas nessa faixa de temperatura as maiores taxas de atividade microbiana (BRAKER et al., 2010; ESCUER-GATIUS et al., 2020). Sob temperaturas amenas, a taxa de conversão de N é baixa, e vai aumentando à medida que a temperatura é elevada (LIU et al., 2011). Entretanto, alguns trabalhos como os de Akiyama e Tsuruta (2003), Santos et al. (2016) e Sato et al (2017) observaram que não há relação específica entre aumento de temperatura e emissão de N- N_2O . Por outro lado, em outros estudos foram obtidas relação direta entre o aumento de temperatura e maiores emissões de N_2O (WANG et al., 2014). No trabalho de Santos et al. (2016), sob condições do Cerrado, concluiu-se que as emissões de N- N_2O são resultantes do efeito combinado de temperatura e umidade do solo, além do espaço poroso saturado por água e o teor de N mineral no solo.

A umidade do solo é importante no processo de desnitrificação porque controla o transporte de oxigênio e o escape de gases como NO, N₂O e N₂ (BAGGS; PHILIPPOT, 2010). Em solos bem drenados, essa condição pode ter um efeito menos relevante quanto à produção de N₂O do solo (CARVALHO et al., 2014). Sabe-se que nos solos com saturação dos poros inferior a 60-50%, os fluxos de N₂O são bastante baixos; os maiores fluxos são observados em condição de saturação dos poros próxima a 80-85% (JANTALIA et al., 2008). Em geral, quanto maior a umidade do solo, maiores serão as emissões de N₂O, devido à influência do conteúdo de água na atividade microbiana (LUO et al., 2010; MENÉNDEZ et al., 2012; SIGNOR; CERRI, 2013). E a difusão de N₂O do solo para a atmosfera aumenta logo após a chuva ou eventos de irrigação, retornando a valores normais após três dias, conforme observado por Carvalho et al. (2006) e Pareja-Sánchez et al. (2020).

A aeração tem relação estreita com a umidade do solo. Quanto maior for o espaço poroso saturado por água (EPSA), menor será o espaço de poros preenchidos por ar, favorecendo o processo de desnitrificação. O EPSA tem relação direta com as reações de nitrificação e desnitrificação (MOSIER et al., 2004), devido à alta umidade do solo, onde a difusividade é baixa e a aeração é pobre, uma parte do NO é reduzido a N₂O antes de escapar do solo (DAVIDSON et al., 2006). O aumento de emissões de N₂O após períodos chuvosos é reportado em outros trabalhos devido ao aumento do EPSA, favorecendo a atividade desnitrificante, induzida pela redução da difusão de O₂ no solo (JANTALIA et al., 2008; METAY et al., 2011; MARTINS et al., 2015; PAREJA-SÁNCHEZ et al., 2020).

Na região dos Cerrados, os solos são bastante intemperizados e possuem boa drenagem, com menores emissões de N₂O. Estudos recentes realizados em áreas experimentais em Brasília e Goiânia têm mostrado que as emissões de N-N₂O do solo são muito baixas, quase sempre abaixo do limite de detecção, o que poderia estar relacionado à baixa saturação dos poros com água (CARVALHO et al., 2006; METAY et al., 2011; GONZATTO et al., 2013; MEURER et al., 2016). Mesmo em áreas sob plantio direto, Ruser et al. (2006) observaram baixos fluxos de N₂O com saturação do espaço poroso com águas superiores a 50%.

3.5 Indicadores microbiológicos e emissão de óxido nitroso

Os microorganismos do solo, são sensíveis às variações ambientais, sendo, portanto, bons bioindicadores de qualidade do solo (AVIDANO et al., 2005; DIGNAC et al., 2017). Dentre os indicadores biológicos que refletem a ação dos microorganismos do solo pode-se destacar a respiração basal, ou atividade microbiana, que é definida como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO₂ é produzido e possui uma estreita relação com o estado fisiológico da célula microbiana e é influenciada por diversos fatores do solo, como: umidade, temperatura e estrutura (SILVA et al., 2012).

Os sistemas de produção podem alterar a dinâmica dos atributos do solo (COSER et al., 2016). Em geral, solos não perturbados como em áreas sob cerrado nativo, o carbono da biomassa microbiana e o quociente microbiano do solo apresentam maiores valores que em áreas sob ILP, inclusive em camadas mais profundas do solo (OLIVEIRA et al., 2016). O quociente microbiano, e o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo são os atributos microbiológicos mais adequados para diferenciar os sistemas de produção avaliados, pois qMic reflete o percentual de reserva do carbono orgânico total no solo, e em áreas com menor biomassa microbiana apresentam baixos valores de quociente microbiano, indicando menor reserva de compostos orgânicos nessas áreas e altos índices de qMic indicam que a matéria orgânica do solo é ativa e está sujeita a ser decomposta pela microbiota do solo (CARNEIRO et al., 2009).

3.5.1 Carbono da biomassa microbiana

A biomassa microbiana do solo (BMS) é a fração viva e mais ativa da matéria orgânica do solo, constituída principalmente por fungos e bactérias (KASCHUK et al., 2009) e, considera-se que as bactérias e os fungos são responsáveis por cerca de 90% da BMS (TÓTOLA; CHAER, 2002). A BMS possui participação direta na dinâmica da matéria orgânica do solo, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (ROSCOE et al., 2006), apesar da concentração representar entre 1% a 5% do carbono orgânico total do solo. Além disso, os microorganismos participam nos processos de biorremediação de poluentes e metais pesados (REIS JR; MENDES, 2007; REDFERN et al., 2019).

As determinações da biomassa microbiana não fornecem indicações sobre a atividade dos microorganismos do solo, ou seja, podem ocorrer casos em que os solos apresentem elevadas quantidades de biomassa microbiana inativa e vice-versa

(NANNIPIERI et al., 2017). Assim, os parâmetros que medem a atividade microbiana ganham importância, dentre eles a respiração basal, representada pela quantidade de CO₂ liberada pela respiração dos microorganismos (também conhecida como C prontamente mineralizável) geralmente expressa em µg de CO₂. g⁻¹ dia⁻¹. Esta depende do estado fisiológico das células e é influenciada por diferentes fatores, tais como: umidade, temperatura e disponibilidade de nutrientes (MENDES; REIS JR., 2004).

As alterações do CBM podem ocorrer pelo preparo do solo (PEREZ et al., 2004) em função da disponibilidade e acesso ao substrato de carbono pelos microorganismos e/ou pelas variações nos padrões metabólicos, ou ainda pelas alterações na composição das comunidades microbianas, causadas pelo preparo do solo e pela espécie vegetal (ALVAREZ et al., 1995).

Uma maior aeração e incorporação de resíduos orgânicos, devido ao revolvimento e mobilização do solo, como no preparo convencional, a princípio pode elevar a MBC, mas com o passar do tempo, pode ter efeitos desfavoráveis em seus teores (PEREZ et al., 2004). O sistema de plantio direto (SPD) proporciona condições favoráveis para o desenvolvimento dos microorganismos na camada superficial do solo, devido ao não revolvimento do solo e a deposição de resíduos vegetais na superfície do solo (SANTOS et al., 2019; SOARES et al., 2019). Sousa et al., (2020) ao avaliarem o impacto dos sistemas de uso da terra observaram que o sistema plantio direto e a ILP melhoraram o desempenho da microbiota do solo em comparação com o sistema convencional. E a rotação de leguminosas e gramíneas precedidas por pastagens estimula a atividade enzimática e estoques de carbono biomassa.

3.5.2 Enzimas do solo

A atividade enzimática do solo é o resultado do somatório da atividade enzimática dos organismos vivos (plantas, microorganismos e animais) e das enzimas abiônicas (enzimas associadas à fração não-viva) que se acumulam no solo protegidas da ação de proteases através da adsorção em partículas de argila e na matéria orgânica (MENDES et al., 2016).

As enzimas do solo participam das reações metabólicas intercelulares, responsáveis pelo funcionamento e pela manutenção dos seres vivos e também desempenham papel fundamental, atuando como catalisadoras de várias reações que resultam na decomposição de resíduos orgânicos (ligninases, celulases, proteases,

glucosidases, galactosidases), ciclagem de nutrientes (fosfatases, amidases, urease, sulfatase), formação da matéria orgânica e da estrutura do solo (MENDES; VIVALDI, 2001; MENDES et al., 2016).

Para McDaniel et al. (2013), as enzimas do solo são consideradas os gargalos nos processos de ciclagem de nutrientes, como o ciclo do carbono e a disponibilidade de nutrientes para as culturas. Uma análise da atividade enzimática pode fornecer informações da diversidade funcional da microbiota do solo e, conseqüentemente, a qualidade do solo (DICK; BURNS, 2012) e é muito influenciada por variações ambientais, como o manejo do solo, pH, temperatura, precipitação, composição da microbiota e outros.

Existem várias enzimas utilizadas como indicadoras de qualidade do solo, como: β -glicosidase, fosfatase ácida e arilsulfatase (MENDES et al., 2016). A β -glicosidase é uma enzima amplamente estudada e bem conhecida na história das enzimas do solo. É uma das enzimas mais comuns encontradas no solo, tem papel fundamental na hidrólise de celobiose, atuando na etapa final de degradação da celulose, liberando como produto a glicose, que é uma importante fonte de energia para os microrganismos (PATHAN et al., 2017). As glicosidases são importantes no fornecimento de C e fontes de energia lábil para manter a vida microbiana em solos e sedimentos, uma vez que eles catalisam a hidrólise de oligossacarídeos e liberam monossacarídeos. Evangelista et al. (2012) observaram maiores níveis de atividade da β -glicosidase em sistema de produção orgânico sem revolvimento do solo, indicando maior ciclagem da matéria orgânica em relação aos outros sistemas. Em geral, a atividade desta enzima no solo é relativamente estável e tem baixa sazonalidade, porque pode ser ligada e protegida nos colóides do solo (MOSCATELLI et al., 2012; BATISTA et al., 2018). Devido à proteção nos solos, a β -glicosidase parece ser menos afetada pelas mudanças ambientais, exceto os teores de matéria orgânica do solo. Assim, monitorar as variações da atividade de β -glicosidase pode auxiliar no entendimento do ciclo do carbono (MENDES et al., 2016).

De modo geral, as maiores atividades de enzimas como a celulase e β -glicosidases estão relacionadas diretamente com o maior teor de C na camada superficial em solo sob plantio direto (BATISTA et al., 2018). Isso corrobora com o resultado de Falcão et al. (2013), em um trabalho que comparou uma produção sob o sistema convencional e uma sob sistema orgânico. A atividade da enzima β -glicosidase não diferiu, significativamente, entre os sistemas, à profundidade de 0-10 cm, mas diferiu na camada de 20-30 cm, sendo maior no sistema orgânico.

A fosfatase é uma enzima que catalisa a hidrólise de ésteres de fosfatos, liberando fosfato solúvel, a partir do P orgânico, tendo papel importante no ciclo do fósforo. As fosfatases são amplamente estudadas e aplicadas como indicadores do potencial de mineralização de P orgânico e da disponibilidade de P nos solos / sedimentos, uma vez que a atividade está relacionada às condições do solo e às poluições ambientais antrópicas (HUANG et al., 2012). Devido à deficiência de P em muitos ecossistemas, a enzima fosfatase desempenha um papel crucial na hidrólise dos fosfomonômeros e, em alguns casos, nos fosfodiésteres e na liberação de P inorgânico assimilável para microrganismos e plantas (HOU et al., 2000; BATISTA et al., 2018). As fosfatases são secretadas pelas raízes de plantas e por microrganismos. A fosfatase é dividida em fosfatase ácida e alcalina; a fosfatase ácida ocorre na maioria dos organismos, enquanto a fosfatase alcalina ocorre somente nos microrganismos (HOU et al., 2000). A atividade das fosfatases é fortemente influenciada pelos teores de fósforo no solo, de pH, temperatura, pelo conteúdo de matéria orgânica e outros, sendo que a fosfatase ácida é predominante em solos ácidos e a alcalina em solos alcalinos (CASALI et al., 2016). O processo é catalisado pelas enzimas fosfatases extracelulares e periplásmicas, que são secretadas por muitas plantas e microrganismos do solo em resposta à necessidade de P, ou depois da mineralização as células microbianas (CALDERON et al., 2016).

A atividade das enzimas fosfatases pode ser inibida pela aplicação de fertilizantes fosfatados. Como no sistema de plantio direto, o revolvimento do solo é restrito à linha de semeadura e a faixa de atuação do fertilizante, mais restrita; assim, o efeito na atividade enzimática é menor que no plantio convencional (PEIXOTO et al., 2010).

A arissulfatase é constituída por um grupo de enzimas que catalisam a hidrólise de ésteres de sulfatos orgânicos, mineralizados em SO_4^{2-} ; são secretadas por bactérias como uma resposta à limitação de enxofre no solo (TÓTOLA et al., 2002). É detectada em plantas, microrganismos e animais e considerada responsável por parte da ciclagem do S nos solos, atuando na mineralização do S orgânico para a forma absorvida pelas plantas (BALOTA et al., 2013). A ocorrência dessas enzimas em diferentes sistemas de produção está frequentemente correlacionada positivamente com a biomassa microbiana (KLOSE; TABATABAI, 1999; BATISTA et al., 2018). Grande parte do S na superfície dos solos está presente na forma de éster sulfato (sulfato orgânico), sugerindo que a arissulfatase pode ter importante papel no processo de mineralização do

S orgânico do solo (TABATABAI, 1994). A arilsulfatase tem grande expressão no sistema ILP, devido provavelmente a alta densidade de plantas principalmente na fase pastagem, conseqüentemente alta produção de biomassa e com isso produziria maiores quantidades de substrato para o crescimento microbiano e produção de enzimas (BATISTA et al., 2018).

O carbono orgânico, a partir de resíduos vegetais, constitui o principal reservatório de ésteres de sulfato, que são os substratos para este grupo de enzimas (BALOTA et al., 2011). Essas características foram observadas por Silva et al. (2015) cujo objetivo foi o de avaliar o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade enzimática no solo, em sistema de integração lavoura-pecuária submetida a diferentes intensidades de pastejo e uma área sem pastejo. Entre as enzimas avaliadas somente a arilsulfatase e celulase foram sensíveis para avaliar o manejo ILP, indicando que a maior atividade enzimática está tipicamente relacionada concentrações orgânicas de carbono.

É essencial se obter valores de referência dos atributos bioquímicos do solo que permitam sua melhor interpretação, para isso foi desenvolvida por Lopes et al. (2013a, 2013b, 2018), elaboraram uma tabela que relaciona os atributos microbiológicos e a matéria orgânica do solo. Foram estabelecidos níveis críticos para carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal, e atividade das enzimas β -glicosidase e celulase (do ciclo Carbono), fosfatase ácida (do ciclo fosforo) e arilsulfatase (ciclo do enxofre). Todos os atributos microbiológicos foram correlacionados positivamente com os teores de MOS, o que possibilitou a delimitação de classes de suficiência para cada um destes atributos do solo.

O ciclo dos nutrientes é mediado pelas enzimas, do tipo a β -glicosidase (carbono), fosfatasas (fosforo) e arilsulfatase (enxofre) (ROLDÁN et al., 2003), o que demonstra a importância do estudo dessas enzimas no processo de ciclagem de nutrientes em todas as esferas. O desafio, atualmente, é entender o impacto gerado pelos diferentes sistemas de manejo sobre o funcionamento biológico do solo e a influência na emissão de óxido nítrico.

3.6 REFERÊNCIAS:

AITA, C., GIACOMINI, S. J., & HÜBNER, A. P. (2007). **Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto.** Pesquisa agropecuária brasileira, 42(1), 94-102.

AGUILERA, E., LASSALETTA, L., SANZ-COBENA, A., GARNIER, J., & VALLEJO, A. (2013). **The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems.** A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 164, 32-52.

ALVARENGA, R. C.; SILVA, V. P. DA; GONTIJO NETO, M. M; VIANA, M. C.M.; VILELA, L. **Sistema Integração Lavoura-Pecuária-Floresta :Condicionamento do solo e intensificação da produção de lavouras.** Informe Agropecuário, v.31, p.59-67, 2010.

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., & SPAROVEK, G. (2013). **Köppen's climate classification map for Brazil.** *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. *Journal of Environmental Quality*, v. 32, n. 2, p. 423-431, 2003.

AVIDANO, L., GAMALERO, E., COSSA, G. P., & CARRARO, E. (2005). **Characterization of soil health in an Italian polluted site by using microorganisms as bioindicators.** *Applied Soil Ecology*, 30(1), 21-33.

AVELINO, ACD, DE FARIA, DA, DE OLIVEIRA, LD, TERZI, BG, CONTRERAS FILHO, AS, AFONSO, MF, ... & ROSSI, M. (2019). **Fitonematóides em sistemas integrados de criação e pecuária de regiões tropicais.** *Jornal da Agricultura Experimental Internacional*, 1-13.

BAGGS, E.M., PHILIPPOT, L. **Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide.** In: *Nitrous Oxide and Climate Change*, Smith, K (Ed.). Earthscan, London, p.4-35. 2010.

BRAKER, G.; SCHWARZ, J.; CONRAD, R. **Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities.** *Fems Microbiology Ecology*, v. 73, p. 134- 148, 2010.

Brasil. **Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para a consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima.** 10 p. 2015. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC_portugues.pdf. Acesso em: 16 ago. 2016.

BALOTA, E.L., MACHINESKI, O., TRUBER, P.V. AND AULER, P.A.M., 2011. **Effect of tillage systems and permanent groundcover intercropped with orange trees on soil enzyme activities.** *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 54(2), pp.221-228.

BALOTA, E.L., NOGUEIRA, M.A., MENDES, I.C., HUNGRIA, M., FAGOTTI, D.S.L., MELO, G.M.P., SOUZA, R.C. AND MELO, W.J. **Enzimas e seu papel na qualidade do solo. Tópicos em Ciência do Solo,** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 8, pp.189-249. 2013.

BATISTA, E. R., ZANCHI, C. S., FERREIRA, D. A., SANTIAGO, F. D. A., PINTO, F. A., SANTOS, J. D., ... & CARNEIRO, M. A. C. (2018). **Atributos biológicos do solo em sistema integrado de produção agropecuária.** *Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão, Copiart*, 71-90

BAYER, C., AMADO, T.J.C., TORNQUIST, C.G., CERRI, C.E.P., DIECKOW, J., ZANATTA, J.A., NICOLOSO, R.S. AND CARVALHO, P.C.F. **Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista.** *Tópicos em ciência do solo.* Viçosa, MG, n.7, p.55-118.2011.

- BENINCASA, P., TOSTI, G., GUIDULCI, M., FARNESELLI, M., & TEI, F. (2017). **Crop rotation as a system approach for soil fertility management in vegetables.** In *Advances in Research on Fertilization Management of Vegetable Crops* (pp. 115-148). Springer, Cham.
- BEUCHLE, R., GRELCHI, R.C., SHIMABUKURO, Y.E., SELIGER, R., EVA, H.D., SANO, E., ACHARD, F. **Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach.** *Applied Geography*, v. 58, n°3, p. 116-127. 2015.
- BONANOMI, J., TORTATO, F. R., RAPHAEL DE SOUZA, R. G., PENHA, J. M., BUENO, A. S., & PERES, C. A. (2019). **Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome.** *Perspectives in ecology and conservation*, 17(1), 26-31.
- BUSTAMANTE, M.M.C; NARDOTO, G.B; PINTO, A.S; RESENDE, JCF, TAKAHASHI, F.S.C & VIEIRA, LCG. **Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems.** *Braz. J. Biol.*, vol. 72, n°. 3, p. 655-671.2012.
- CAMERON, K. C., DI, H. J., MOIR, J. L. **Nitrogen losses from the soil/plant system: a review.** *Annals of Applied Biology*, v. 162, p. 145-173, 2013.
- CALDERON, F. J., NIELSEN, D., ACOSTA-MARTINEZ, V., VIGIL, M. F., & DREW, L. Y. O. N. (2016). **Cover crop and irrigation effects on soil microbial communities and enzymes in semiarid agroecosystems of the Central Great Plains of North America.** *Pedosphere*, 26(2), 192-205.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. **Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 147-157, 2009.
- CARVALHO M. T. M., MADARI, B. E., LEAL, W. G. O., COSTA, A. R., MACHADO P. L. O. A., SILVEIRA, P. M., MOREIRA, J. A. A., HEINEMANN, A. B. **Nitrogen fluxes from irrigated common-bean as affected by mulching and mineral fertilization.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 48, n. 5, p. 478-486, 202.
- CARVALHO, A.M.de; BUSTAMANTE, M.M.C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA; VIVALDI, L. J.; SOUZA, D.M. **Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, p. 679-685, 2006.
- CARVALHO, J.L.N., RAULCI, G.S., FRAZÃO, L.A., CERRI, C.E.P., BERNOUX, M. AND CERRI, C.C. **Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*.v. 183, pp.167-175.2014.
- CARVALHO, PC, ANGHINONI, I., DE MORAES, A., DE SOUZA, ED, SULC, RM, LANG, CR, FLORES, JPC, LOPES, MLT, DA SILVA, JLS, CONTE, O. E DE LIMA WESP, C **Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 88, n.2, p.259-273.2010.
- CARVALHO, A. M., DE OLIVEIRA, W. R. D., RAMOS, M. L. G., COSER, T. R., DE OLIVEIRA, A. D., PULROLNIK, K., ... & MARCHÃO, R. L. (2017). **Soil N₂O**

- fluxes in integrated production systems**, continuous pasture and Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1), 69-83.
- CASALI, C.A., TIECHER, T., KAMINSKI, J., SANTOS, D.R.D., CALEGARI, A. AND PILCIN, R. Benefícios do uso de plantas de cobertura de solo na ciclagem de fósforo. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água [recurso eletrônico]**. Cap. 2, p. 23-33. 2016.
- CREWS, T. E., BLESCH, J., CULMAN, S. W., HAYES, R. C., JENSEN, E. S., MACK, M. C., ... & SCHIPANSKI, M. E. (2016). **Going where no grains have gone before: From early to mid-suLcession**. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223, 223-238.
- CORDEIRO, L. A. M., VILELA, L., MARCHÃO, R. L., KLUTHCOUSKI, J., & MARTHA JUNIOR, G. B. (2015). **Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo**. Embrapa Cerrados-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- SANTOS COSKUN, D., BRITTO, D. T., SHI, W., & KRONZUCKER, H. J. (2017). Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nature Plants*, 3(6), 1-10.
- DAVIDSON, E. A., JANSSENS, I. A., LUO Y. **On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q10**. *Global Change Biology*, v. 12, p 154–164, 2006.
- DICK, R.P. & BURNS, R.G. **A brief history of soil enzymology research**. In: **DICK, R.P., ed. Methods of soil enzymology**. Madison, Soil Science Society of America, p.1-19.2012.
- DIGNAC, M. F., DERRIEN, D., BARRÉ, P., BAROT, S., CÉCILLON, L., CHENU, C., ... & HEDDE, M. (2017). **Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review**. *Agronomy for sustainable development*, 37(2), 14.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, p. 3-21. (SSSA Special publication, 35). 1994.
- DUFOUR, F. (2019). **Opportunities and Challenges for Environmental Sustainability: A Socioeconomic and Political Analysis**. Fritz Dufour.
- ESCUER-GATIUS, J., SHANSKIY, M., SOOSAAR, K., ASTOVER, A., & RAAVE, H. (2020). **High-Temperature Hay Biochar Application into Soil Increases N₂O Fluxes**. *Agronomy*, 10(1), 109.
- EVANGELISTA, C.R., PARTELLI, F.L., DE BRITO FERREIRA, E.P. AND CORRECHEL, V. **Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás** Enzymatic activity of soil under organic and conventional management in the culture of sugar cane in Goiás. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, 33(4), pp.1251-1262.2012.
- FALCÃO, J. V., LACERDA, M. P. C., DE CARVALHO MENDES, I., LEÃO, T. P., & DO CARMO, F. F. (2013). **Qualidade do solo cultivado com morangueiro sob manejo convencional e orgânico**. *Pesquisa Agropecuária Tropical*.
- FERNANDES, T., INOUE, M. H., & FERNANDES, T. (2019). **Low Carbon Agriculture Plan (ABC): a bibliometric review focused on the state of Mato Grosso, Brazil**. *Research, Society and Development*, 8(8), 44881253.

GARRETT, R. D., NILES, M. T., GIL, J. D., GAUDIN, A., CHAPLIN-KRAMER, R., ASSMANN, A., ... & DYNES, R. (2017). **Social and ecological analysis of commercial integrated crop livestock systems: Current knowledge and remaining uncertainty**. *Agricultural Systems*, 155, 136-146.

GALIC, M., MESIC, M., & ZGORELEC, Z. (2020). **Influence of Organic and Mineral Fertilization on Soil Greenhouse Gas Emissions**. A Review. *Agricultura e Conspectus Scientificus*, 85(1), 1-8.

GHELLER, D. G., GAZOLLA, M., & MARINI, M. J. (2019). **POLÍTICAS PÚBLICAS DE MITIGAÇÃO DA EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA AGRICULTURA: UMA ANÁLISE DO PROGRAMA ABC**. Informe Gepec, 23(1), 93-111.

GONZATTO, R., MIOLA, E.C.C., DONEDA, A., PUJOL, S.B., AITA, C. AND GIACOMINI, S.J. **AMMONIA volatilization and nitrous oxide emissions following soil application of pig slurry in corn**. *Ciência Rural*, v.43, nº9, pp.1590-1596.2013.

HUANG, L., GAO, X., LIU, M., DU, G., GUO, J. AND NTAKIRUTIMANA, T. **Correlation among soil microorganisms, soil enzyme activities, and removal rates of pollutants in three constructed wetlands purifying micro-polluted river water**. *Ecological Engineering*, 46, pp.98-106.2012.

HOU, A. X., CHEN, G. X., WANG, Z. P., VAN CLEEMPUT, O., & PATRICK, W. H. (2000). **Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes**. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), 2180-2186.

HUANG, J., HU, B., QI, K., CHEN, W., PANG, X., BAO, W., TIAN, G. (2016). **Effects of phosphorus addition on soil microbial biomass and community composition in a subalpine spruce plantation**. *European Journal of Soil Biology*, 72, 35-41.

IGUCHI, M., HIMEDA, Y., MANAKA, Y., MATSUOKA, K. & KAWANAMI, H. (2016). **Sistema contínuo simples de produção e separação de hidrogênio de alta pressão e ácido fórmico sob temperaturas moderadas**. *Chem Cat Chem*, 8 (5), 886-890.

IPLC 2018. **Intergovernmental Panel. on Climate Change. Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. 2013. Disponível em: . Acesso em: 30 fev. 2014.

IPLC 2014. **Intergovernmental Panel. on Climate Change. Summary for Policymakers**. In: *Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Eds. PICHSMADRUGA, O. R.; SOKONA, Y.; FARAHANI, E.; KADNER, S.; SEYBOTH, K.; ADLER, A.; BAUM, I.; BRUNNER, S.; EICKEMEIER, P.; KRIEMANN, B.; SAVOLAINEN, J.; SCHLOMER, S.; VON STECHOW, C.; ZWICKEL, T.; MINX, J. C. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. **Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v.82, p.161-173, 2008.

KAZEMI, H., KLUG, H. E KAMKAR, B. (2018). **Novos serviços e papéis da biodiversidade nos agroecossistemas modernos: uma revisão**. *Indicadores Ecológicos*, 93, 1126-1135.

- KLOSE, S., & TABATABAI, M. A. (2000). **Urease activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems**. *Biology and fertility of soils*, 31(3-4), 191-199.
- LAPOLA, DM, MARTINELLI, LA, PERES, CA, OMETTO, JP, FERREIRA, ME, NOBRE, CA, AGUIAR, APD, BUSTAMANTE, MM, CARDOSO, MF, COSTA, MH E JOLY, CA. **Transição Pervasiva do sistema de uso da terra brasileira. Mudanças climáticas** *Nature*, v.4, n°1, pp.27-35.2014.
- LAW, Y., YE, L., PAN, Y., & YUAN, Z. (2012). **Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes**. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1593), 1265-1277.
- LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. **Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions**. *Agriculture Ecosystems and Environment*, v. 190, p. 104-111, 2014.
- LIU, C.; WANG, K.; MENG, S.; ZHENG, X.; ZHOU, Z.; HAN, S.; CHEN, D.; YANG, Z. **Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China**. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 140, n. 1-2, p. 226-233, 2011.
- LOPES, A. A. de C.; SOUSA, D. M. G. de; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B. dos; GOEDERT, W. J.; MENDES, I de C. **Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon**. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 2, p. 461-472, 2013.
- LOPES, A. A., SOUSA, D. M. G., DOS REIS, F. B., FIGUEIREDO, C. C., MALAQUIAS, J. V., SOUZA, L. M., & CARVALHO MENDES, I. (2018). **Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil**. *Geoderma Regional*, 12, 72–82. doi:10.1016/j.geodrs.2018.01.003
- LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide from intensively grazed pasture: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n. 136, p. 282-291, 2010.
- MARTINS MR, JANTALIA CP, POLIDORO JC, BATISTA JN, ALVES BJR, BODDEY RM, URQUIAGA S. **Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil**. *Soil Till Res.*V151, p.75-81.2015
- MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Plano Agrícola e Pecuário 2018-2019**. Brasília, DF: Secretaria de Política Agrícola/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2020. 48 p
- MENDES C, I., DE SOUSA, D.M.G. AND DOS REIS JUNIOR, F.B. **Indicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo**. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 32(1/2), pp.191-209.2016.
- MENDES, I.C, DOS REIS-JUNIOR, F. B., HUNGRIA, M., FERNANDES, M. F., CHAER, G. M., MERCANTE, F. M., ZILLI, J. É. **Microbiologia do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. estado da arte e aplicações na agropecuária**, V.219.2011.
- MENDES, I. D. C., & VIVALDI, L. (2001). **Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob mata de galeria na região do DF**. *Conservação e recuperação da biodiversidade das matas de galeria do bioma Cerrado*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 665-687.

- MENÉNDEZ, E.; BARRENA, I.; SETIEN, I.; GONZÁLEZ-MURUA, C.; ESTAVILLO, J. M. **Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions.** *Soil Biology & Biochemistry*, v. 53, p. 82-89, 2012.
- MENDONÇA, V.Z.D., MELLO, L.M.M.D., ANDREOTTI, M., PEREIRA, F.C.B.L., LIMA, R.C., VALÉRIO FILHO, W.V. AND YANO, É.H. **Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras e milho em sucessão com soja em região de cerrados.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p.251-259.2013.
- METAY A, CHAPUIS-LADRY L, FINDELING A, OLIVERD R, ALVES JA, MOREIRA C. **Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices.** *Agr Ecosyst Environ* v140, p.255–263.2011.
- MEURER, K. H., FRANKO, U., STANGE, C. F., DALLA ROSA, J., MADARI, B. E., & JUNGKUNST, H. F. (2016). **Direct nitrous oxide (N₂O) fluxes from soils under different land use in Brazil—a critical review.** *Environmental Research Letters*, 11(2), 023001.
- MCDANIEL MD, TIEMANN LK, GRANDY AS. **Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? a meta-analysis.** *Ecol Appl*. 24:560–570, 2014.
- MCTI - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação.** 2018. Disponível em: Acesso em: 26 fev. 2019.
- MORAES, A. de; CARVALHO, P.C. de F.; LUSTOSA, S.B.C.; LANG, C.R.; DEISS, L. **Research on integrated crop-livestock systems in Brazil.** *Revista Ciência Agronômica*, v.45, p.1024-1031, 2014.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** Lavras: UFLA, 2006.
- MOSCATELLI, M.C., LAGOMARSINO, A., GARZILLO, A.M.V., PIGNATARO, A. AND GREGO, S., 2012. **β-Glucosidase kinetic parameters as indicators of soil quality under conventional and organic cropping systems applying two analytical approaches.** *Ecological Indicators*, 13(1), pp.322-327.
- MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT L., KING J.; PALM C. **Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms.** *Environment, Development and Sustainability* v. 6, p. 11–49, 2004.
- MOYSÉS, A. E DA SILVA, E.R. **Ocupação e urbanização dos Cerrados do Centro-Oeste e a formação de uma Rede urbana concentrada e desigual.** *Anais: Encontros Nacionais da ANPUR*, v.12, n 5, p.40-42.2007.
- MOTTA, R. S. (2011). **A política nacional sobre mudança do clima: aspectos regulatórios e de governança.** *Mudança do clima no brasil*, 31.
- MUELLER, LC; & MUELLER, B. (2018). **Do atraso ao poder agrícola global: a transição da agricultura brasileira.** *Em Desenvolvimento agrícola na periferia mundial* (pp. 389-412). Palgrave Macmillan, Cham.
- MUELLER, N. D., WEST, P. C., GERBER, J. S., MACDONALD, G. K., POLASKY, S., FOLEY, J. A. **A tradeoff frontier for global nitrogen use and cereal production.** *Environmental Research Letters*, v. 9, n 5, p.40-42, 2012.

- MMA. Ministério do Meio Ambiente. PPCerrado - Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas do Cerrado. 2019. Disponível em: Acesso em: 22 fev. 2020.
- NANNIPIERI, P., ASCHER, J., CELCHERINI, M. T., LANDI, L., PIETRAMELLARA, G., & RENELLA, G. (2017). **Microbial diversity and soil functions**. *European Journal of Soil Science*, 68(1), 12-26.
- OLIVEIRA, W. R. D. D., RAMOS, M. L. G., CARVALHO, A. M. D., COSER, T. R., SILVA, A. M. M., LACERDA, M. M., ... & PULROLNIK, K. (2016). **Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native cerrado**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(9), 1501-1510.
- TÓTOLA, M. R., & CHAER, G. M. (2002). **Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos**. *Tópicos em ciência do solo*, 2(3), 195-276.
- LORENZ, K., & LAL, R. (2018). **Carbon Sequestration in Cropland Soils**. In *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems* (pp. 137-173). Springer, Cham.
- PAREJA-SÁNCHEZ, E., CANTERO-MARTÍNEZ, C., ÁLVARO-FUENTES, J., & PLAZA-BONILLA, D. (2020). **Impact of tillage and N fertilization rate on soil N₂O emissions in irrigated maize in a Mediterranean agroecosystem**. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287, 106687.
- PEIXOTO, R.S.; CHAER, G.M.; FRANCO, N.; REIS JÚNIOR, F.B.; MENDES, I.C. & ROSADO, A.S. **A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado**. *Antonie Leeuwenhoek*, 98: 403-413, 2010.
- PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. **USDA-ARS GRACEnet Project Protocols Chapter 3**. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. Sampling Protocols, USDA-ARS, Fort Collins, CO, p.39, 2010.
- PEREZ, K. S. S., RAMOS, M. L. G., & MCMANUS, C. (2004). **Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(6), 567-573.
- PROSSER, JI, HINK, L., GUBRY - RANGIN, C. & NICOL, GW (2020). **Produção de óxido nitroso por oxidantes de amônia: Diversidade fisiológica, diferenciação de nicho e estratégias potenciais de mitigação**. *Global Change Biology*, 26 (1), 103-118.
- QUILPHANO, C.; MARANÓN, T. **Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils**. *Biology and Fertility of Soils*, Berlin, v. 35, n. 2, p. 102-107, 2002.
- RADA N. **Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle**. *Food Policy* v.38.p.146–155.,2013.
- REDFERN, L. K., GARDNER, C. M., HODZIC, E., FERGUSON, P. L., HSU-KIM, H., & GUNSCH, C. K. (2019). **A new framework for approaching precision bioremediation of PAH contaminated soils**. *Journal of hazardous materials*, 378, 120859.
- REKOW, L. (2019). **Socio-Ecological Implications of Soy in the Brazilian Cerrado**. *Challenges in Sustainability*, 7(1), 7-29.
- REIS, J. C. D., DE ARAGÃO RIBEIRO RODRIGUES, R., CONCEIÇÃO, M. C. G. D., & MARTINS, C. M. S. (2016). **Integração Lavoura-Pecuária-Floresta no Brasil: uma estratégia de agricultura sustentável baseada nos conceitos da Green Economy Initiative**. *Sustainability in Debate/Sustentabilidade em Debate*, 7(1).
- RESCK, D. V. S., FERREIRA, E. A. B., FIGUEIREDO, C. D., & ZINN, Y. L. (2008). **Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado**. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*, 2, 359-417.

- RESENDE, T. M., DE MORAES, E. R., FRANCO, F. O., ARRUDA, E. M., ARAÚJO, J. R., DA SILVA SANTOS, D., ... & RIBEIRO, B. T. (2012). **Avaliação física do solo em áreas sob diferentes usos com adição de dejetos animais no bioma cerrado**. *Bioscience Journal*, 28(1).
- REYS, P., CAMARGO, M. G. G., GROMBONE-GUARATINI, M. T., TEIXEIRA, A. P., ASSIS, M. A., MORELLATO, L. P. C. **Estrutura e composição florística de um Cerrado sensu stricto e sua importância para propostas de restauração ecológica**. *Hoehnea*, v. 40, n. 3, p. 449-464, 2013.
- ROLDÁN, A., CARAVACA, F., HERNÁNDEZ, M. T., GARCIA, C., SÁNCHEZ-BRITO, C., VELÁSQUEZ, M., & TISCARENO, M. (2003). **No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico)**. *Soil and Tillage Research*, 72(1), 65-73.
- ROTZ, C. A., MONTES, F., & CHIANESE, D. S. (2010). **The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment**. *Journal of dairy science*, 93(3), 1266-1282.
- RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J.C. **Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting**. *Soil Biology and Biochemistry*, v.38, p.263-274, 2006.
- RYSCHAWY, J., MARTIN, G., MORAINÉ, M., DURU, M., & THEROND, O. (2017). **Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models?** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1), 5-20.
- SANO, E. E., ROSA, R., BRITO, J. L. S., FERREIRA, L. G., & BEZERRA, H. D. S. (2009). **Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM+**. *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE, Natal*, 1199-1206.
- SANTOS, I. L.; OLIVEIRA, A. D.; FIGUEREIDO, C. C.; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS JÚNIOR, J. D. G.; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M. **Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado Agriculture**, *Ecosystems and Environment*, v. 233, p.111–120, 2016.
- SIGNOR, D., CERRI, C.E.P. **Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review**. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, V.43, n.3, p.322-338.2013.
- SATO, J. H., DE CARVALHO, A. M., DE FIGUEIREDO, C. C., COSER, T. R., DE SOUSA, T. R., VILELA, L., & MARCHAO, R. L. (2017). **Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1), 55-68.
- SATO, J. H., DE FIGUEIREDO, C. C., MARCHÃO, R. L., DE OLIVEIRA, A. D., VILELA, L., DELVICO, F. M., ... & DE CARVALHO, A. M. (2019). **-Understanding the relations between soil organic matter fractions and N₂O emissions in a long-term integrated crop–livestock system**. *European Journal of Soil Science*, 70(6), 1183-1196.
- SILVA, A. M. M., RAMOS, M. L. G., NASCIMENTO, R. S. D. M. P., SILVA, A. D. N., SILVA, S. B., CARDOSO, E. J. B. N., & PAULA, A. M. D. (2019). **Soil quality indicators under management systems in a Quilombola community in the Brazilian Cerrado**. *Scientia Agricola*, 76(6), 518-526.

- SILVA, A. S. D., COLOZZI FILHO, A., NAKATANI, A. S., ALVES, S. J., ANDRADE, D. D. S., & GUIMARÃES, M. D. F. (2015). **Microbial characteristics of soils under an integrated crop-livestock system.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(1), 40-48.
- SILVA, M. S. C., DA SILVA, E. M. R., PEREIRA, M. G., DA SILVA, C. F. **Estoque de serapilheira e atividade microbiana em solo sob sistemas agroflorestais.** *Floresta e Ambiente*, v.19, n°4, p.431-441.2012.
- SMITH, P. **Malthus is still wrong: we can feed a world of 9-10 billion, but only by reducing food demand.** *Proceedings of the Nutrition Society*, v.74, p.187-190, 2017.
- SOARES, D.S., RAMOS, M.L.G., MARCHÃO, R.L., MACIEL, G.A., OLIVEIRA, A.D., MALAQUIAS, J.M., CARVALHO, A.M., 2019. **How diversity of crop residues in long-term no-tillage systems affect chemical and microbiological soil properties.** *Soil and Tillage Research*, 194, 104316. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104316>, 2019
- SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. **Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010.
- STRASSBURG, B.B.N.; LATAWIEC, A.E.; BARIONI, L.G.; NOBRE, C.A.; da SILVA, V.P.; VALENTIM, J.F., VIANA, M.; ASSAD, E. D. **When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil.** *Global Environmental Change*, v.28, n°4, p. 84–97. 2014.
- TABATABAI, M.A. **Soil enzymes.** In: Weaver, R.W.; Angle, S.; Bottomley, P.S.; Bezdicek, D.; Smith, S.; Tabatabai, A.; Wollum, A. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties.* Inc. Madison: Soil Science Society of America. 1994. p. 778-833.
- TIRLONE, C.; VITORINO, A. C. T.; BERGAMIN, A. C.; SOUZA, L. C. F. **Physical properties and parte-size fractions of soil organic matter in crop-livestock integration.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1299-1309, 2012.
- TÓTOLA MR, CHAER GM (2002). **Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos.** In: Alvarez V., V.H.; Schaefer, C.E.G.R.; Barros, N.F.; Mello, J.W.V. & Costa, L.M., eds. *Tópicos em ciência do solo.* Viçosa, MG, Sociedade Bras. De Ciênc. do Solo pp.196-275.
- USSIRI, D., LAL, R. **Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation.** Springer Dordrecht, Rotterdam, Netherlands. p 378, 2013.
- VASCONCELOS, A. L. S., PIRES, I. C., FERRÃO, G. E., & NETO, M. S. (2019). **Agricultura e gases de efeito estufa-estudos de casos no Brasil.** *Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas*, 10(2).
- VILELA, L., MARTHA JUNIOR, G.B., MACEDO, M.C.M., MARCHÃO, R.L., GUIMARAES JUNIOR, R., PULROLNIK, K. AND MACIEL, G.A.. **Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, V.46, n°10, p.1127-1138.2012.
- WACHENDORF, C.; JOERGENSEN. N. **Mid-term tracing of 15N derived from urine and dung in soil microbial biomass.** *Biology and Fertility of Soils*, v, 47, n. 1, p. 147-155, 2011.

WANG, J.; SONG, C.; ZHANG, J.; WANG, L.; ZHU, X.; SHI, F. **Temperature sensitivity of soil carbon mineralization and nitrous oxide emission in different ecosystems along a mountain wetland-forest ecotone in the continuous permafrost of Northeast China.** *Catena*, n. 121, p. 110-118, 2014.

WANI, AS, WANI, MA, SHEIKH, AA, & CHAND, S. (2017). **Indicadores microbiológicos com potencial para avaliar a qualidade do solo.** *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6 (2), 831-839.

ZAEHLE, S., CIAIS, P., FRIEND, A.D., PRIEUR, V. **Carbon benefits of anthropogenic reactive nitrogen offset by nitrous oxide emissions.** *Nat. Geosci.* V. 4, p.601–605.2011.

CAPÍTULO 1
**FLUXOS DE N₂O EM SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA E LAVOURA CONTINUA SOB DOIS NÍVEIS DE P E
K**

ABSTRACT

The integrated systems present the most efficient use of macronutrients due to the rotation, succession or consortium of cultures and, consequently, they present greater capacity to mitigate greenhouse gases, mainly nitrous oxide (N₂O). N₂O flows are directly related to nitrogen fertilization; however, little information is available on the interactions between N₂O flows in the soil and other macronutrients. The objective of this work was to evaluate N₂O emissions in two agricultural systems (LC - Continuous crop and ILP - integrated crop-livestock system) with two levels of historical fertilization with phosphate and potassium (F1 - maintenance fertilization of P and K and F2 - corrective fertilization of P and K) adopted since the beginning of the experiment in 1991. N₂O flows were measured during two agricultural years, 2015/2016 and 2016/2017. The soil properties (NO₃⁻; NH₄⁺; EPSA - porous space saturated with water), climatic (air temperature and daily precipitation) and chemical properties were also measured. The daily flows were subjected to an analysis of variance as repeated measures in a daily paired comparison (F value; p <0.05), respectively. The highest peaks of N₂O occurred at the end of the day for the two soybean crops. In the off-season, 60% of the peaks were below 5.00 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. The LC system emissions were higher, regardless of the level of fertility. Corrective fertilization (F2) increased the emission of N-N₂O in relation to the application of maintenance dose regardless of management.

Keywords: Brazilian Cerrado; greenhouse gas emissions; low carbon agriculture; oxisols

RESUMO

Os sistemas integrados apresentam o uso mais eficiente de macronutrientes devido à rotação, sucessão ou consórcio de culturas e, conseqüentemente, apresentam maior capacidade de mitigação de gases de efeito estufa, principalmente óxido nitroso (N₂O). Os fluxos de N₂O estão relacionados à fertilização nitrogenada diretamente; no entanto, há pouca informação disponível sobre as interações entre os fluxos de N₂O no solo e outros macronutrientes. O objetivo deste trabalho foi avaliar as emissões de N₂O em dois sistemas agrícolas (LC - Lavoura contínua e ILP - sistema integrado lavoura-pecuária) com dois níveis de histórico fertilização com fósforo e potássio (F1- fertilização de manutenção de P e K e F2- fertilização corretiva de P e K) adotados desde o início do experimento em 1991. Os fluxos de N₂O foram medidos durante dois anos agrícolas, 2015/2016 e 2016/2017. As propriedades edáficas (NO₃⁻; NH₄⁺; EPSA - espaço poroso saturado por água), climáticas (temperatura do ar e precipitação diária) e químicas do solo também foram medidas. Os fluxos diários foram submetidos a uma análise de variância como medidas repetidas em uma comparação pareada diária (valor F; p < 0,05), respectivamente. Os maiores picos de N-N₂O ocorreram no final das duas culturas de soja. Na entressafra, 60% dos picos estavam abaixo de 5,00 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. No sistema LC as emissões foram maiores, independentemente do nível de fertilidade. A adubação corretiva (F2) aumentou a emissão de N-N₂O em relação à aplicação de dose de manutenção, independente do manejo.

Palavras-chave: Cerrado brasileiro; emissão de gases de efeito estufa; agricultura de baixo carbono; latossolos

4.1 INTRODUÇÃO

Entre os gases de efeito estufa (GEE), o óxido nitroso (N_2O) contribui para 6% da radiação com potencial de aquecimento global (GWP), sendo 265 vezes maior que o CO_2 e com meia-vida de 120 anos (CLAIS et al., 2013). A emissão de N_2O a partir de resíduos agrícolas foi estimada em 0,4 Tg N por ano, usando o fator de emissão padrão do IPCC de 1,25% do resíduo de N aplicado como N- N_2O (ROELANDT et al., 2005). As emissões de N- N_2O resultam dos processos de nitrificação e desnitrificação, e seus fluxos são intensificados com o aumento do uso de fertilizantes, principalmente os nitrogenados (RAD, 2015).

O Brasil é um dos maiores produtores de alimentos do mundo e representa 12% da produção global de grãos, promovendo a intensificação sustentável e a mudanças no uso da terra (USDA, 2018). O setor agrícola brasileiro responde por 31% das emissões de CO_2 eq na atmosfera no Brasil. Além disso, 54,85% das emissões diretas de N_2O ocorrem devido ao uso de fertilizantes e manejo de resíduos agrícolas (SIRENE, 2018).

A região do Cerrado, localizada no Centro-Oeste, com mais de 2 milhões de km^2 , é a mais importante região agrícola do Brasil. Nas últimas quatro décadas, quase um milhão de km^2 ou 50% da área total do Cerrado, foram convertidos em áreas agrícolas (BEUCHLE et al., 2015). A rápida expansão agrícola do Cerrado provocou mudanças substanciais nos ciclos biogeoquímicos (CRUVINEL et al., 2011), especialmente na dinâmica de N e P (BUSTAMANTE et al., 2012). Essa rápida expansão da fronteira agrícola foi acompanhada por altos investimentos em fertilidade do solo. Os solos do cerrado eram anteriormente considerados pobres e impróprios para o cultivo, mas atualmente apresentam maior fertilidade devido à correção do solo e fertilização adequada (RODRIGUES et al., 2016; WITHERS et al., 2018). Em geral, os solos sob vegetação nativa de Cerrado apresentam baixas emissões de N- N_2O , ao contrário de sistemas agrícolas cujo uso intensivo de nitrogênio, combinado ao preparo do solo, implica em potenciais aumentos dos fluxos de N_2O (SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017; 2019).

Considerando os compromissos internacionais do governo brasileiro relacionados à redução de GEE pelo setor agrícola, há esforços para usar uma gestão mais sustentável, com aumento da produção por intensificação sustentável e redução de impactos ambientais (SÁ et al., 2017). Os sistemas integrados de produção agrícola, baseados nas rotações entre pastagens e culturas (ILP), associados a sistemas de plantio

direto, mostram que há maior diversificação de espécies vegetais e ciclagem de nutrientes, maior capacidade de acumular C do solo e mitigar gases de efeito estufa (GEE), principalmente N-N₂O (SATO et al., 2019). Além disso, o sistema ILP é uma das estratégias para aumentar a qualidade do solo obtida por rotação, sucessão ou consórcio com gramíneas tropicais como culturas de cobertura (SALTON et al., 2013; SOARES et al., 2019). As emissões de N-N₂O precisam ser melhor compreendidas nos modernos sistemas agrícolas do Cerrado, considerando as alterações da fertilidade do solo que ocorrem no solo, após 30 anos de expansão agrícola.

O fósforo (P) desempenha um papel fundamental na produtividade agrícola e, geralmente, sua disponibilidade é deficiente em solos tropicais, exigindo a aplicação de altas doses de fertilizantes fosfatados (RODRIGUES et al., 2016). Além disso, nos latossolos argilosos brasileiros, ocorre alta capacidade de ligação ao fósforo devido aos efeitos da acidez e altos níveis de óxidos de ferro e alumínio (OLIVEIRA et al., 2018).

Estudos demonstraram que a dinâmica do nitrogênio é fortemente afetada pela quantidade de fósforo (P) no solo, especialmente sob alta disponibilidade de nitrogênio (N) (BAHR et al., 2015). A biodisponibilidade do fósforo, principalmente das frações de fósforo orgânico (Po), está associada à quantidade e qualidade dos resíduos das culturas adicionados ao solo nas rotações, consórcio e manejo do solo, como nos sistemas integrados de criação e pecuária. (CARVALHO et al., 2014; EBERHARDT et al., 2017; RODRIGUES et al., 2016).

Plantas com alta capacidade de fixação de nitrogênio e com decomposição mais rápida, como espécies leguminosas (CARVALHO et al., 2012), têm sido utilizadas em sistemas integrados por apresentarem alta eficiência da ciclagem de N e biodisponibilidade de P (CARVALHO et al., 2014). A fertilização residual de *Urochloa decumbens* contribui mais para a produtividade da soja do que a aplicação de P semeadura (EBERHARDT et al., 2017). Este resultado demonstra que a fertilização corretiva e precoce da *Urochloa decumbens* pode ser uma estratégia para melhorar a ciclagem de nutrientes devido à biodisponibilidade de P associado com rotação de pastagem.

Vários estudos mostraram que as emissões de N-N₂O estão relacionadas diretamente à adubação nitrogenada (SATO et al., 2017; CARVALHO et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018; CAMPANHA et al., 2019). No entanto, existem poucas informações sobre o impacto de outros nutrientes no solo nos fluxos de N-N₂O. A disponibilidade de P pode estar associada à dinâmica do N do solo (CHEN et al., 2017).

Martinson et al. (2013) e Baral et al. (2013) observaram que a adição de P em solo com alta disponibilidade N aumentou a taxa de transformação de N e os níveis de NO_3^- no solo e, conseqüentemente, aumentou os fluxos de N- N_2O .

Vários estudos foram realizados no Cerrado (CARVALHO et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018; SATO et al., 2019) para avaliar os fluxos de N_2O sob diferentes sistemas agrícolas, mas não se sabe a relação entre N_2O e o status de fertilidade do solo. A intensificação sustentável observada em sistemas agrícolas em integração lavoura-pecuária leva uma melhor ciclagem de nutrientes, o que pode explicar menores emissões nesses sistemas (SANTOS et al., 2016; SATO et al., 2017; CARVALHO et al., 2017). Assim, é necessário elucidar o efeito da intensificação de sistemas agrícolas baseados na produção agropecuária em sistemas de integração e plantio direto envolvendo o manejo da fertilização com fosfato e potássio nas emissões de N_2O .

A hipótese do trabalho é que em sistemas agrícolas de intensificação sustentável e a fertilização com P e K do solo, podem influenciar os fluxos de N- N_2O . Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as emissões de N_2O em dois sistemas agrícolas contrastantes (LC - Lavoura contínua e ILP - sistema integrado lavoura-pecuária) com dois histórico diferentes de adubação fosfatada e potássica (F1- fertilização de manutenção de P e K e F2- fertilização corretiva de P e K) adotados desde o início do experimento, em 1991 até 2013.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 *Local do experimento*

O estudo foi realizado em Planaltina, Distrito Federal, Brasil, em uma área experimental da Embrapa Cerrados (15°39 'S e 47°103 44 'W) com altitude de 1.200 m e 2-3% de inclinação (Figura 1). A estação chuvosa em a região se estende de outubro a abril, com uma precipitação média anual de 1.400 mm (Figura 2). O solo é classificado como um Latossolo típico, com 611 g kg^{-1} de argila, 80 g kg^{-1} de silte e 309 g kg^{-1} de areia. A composição mineral do horizonte diagnóstico (Bw) é de 500 g kg^{-1} gipsita, 180 g kg^{-1} goetita, 140 g kg^{-1} de caulinita, 70 g kg^{-1} de hematita e 100 g kg^{-1} de quartzo e outros minerais.

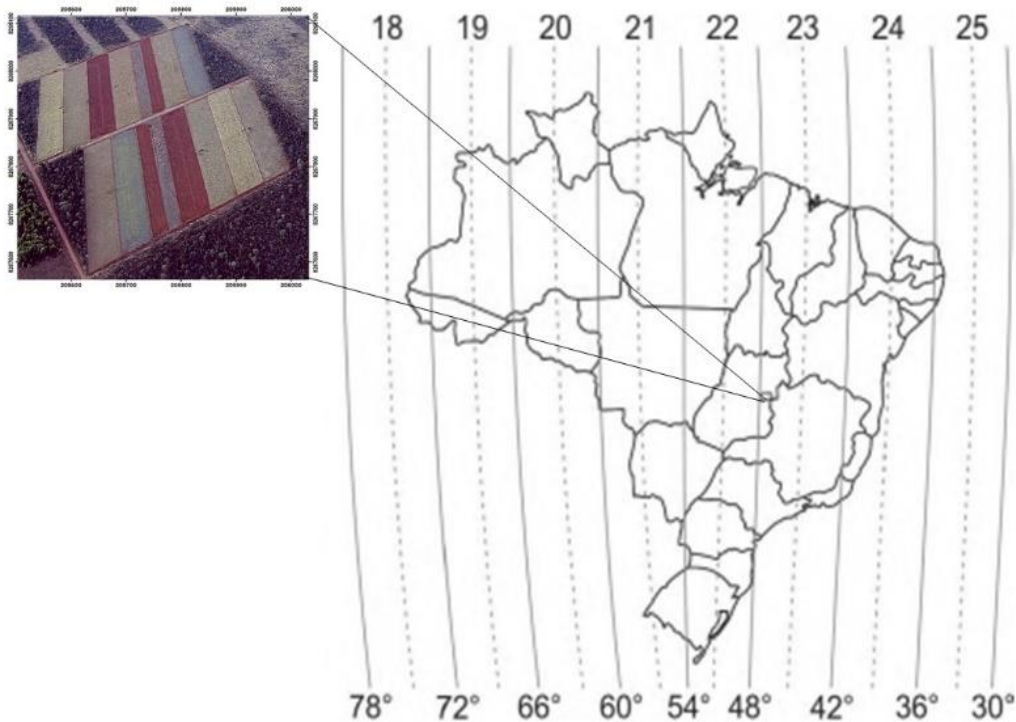


Figura 1: Localização da área de estudo no Cerrado Brasileiro.

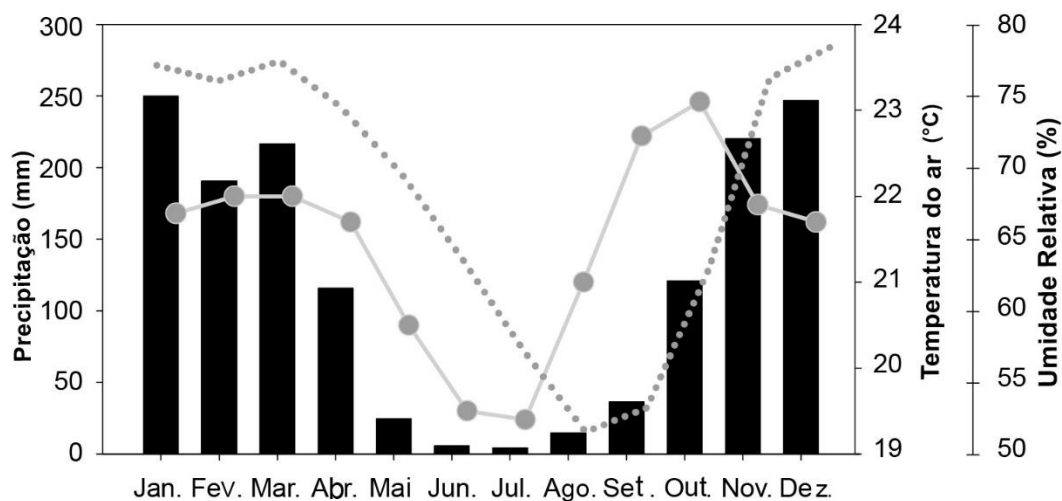


Figura 2: Precipitação, temperatura do ar e umidade relativa do ar na área experimental de 1978 a 2017.

4.2.2 Área experimental

O experimento de longo prazo baseado em rotações entre culturas e pastagens foi iniciado em 1991, com parcelas com dimensões de 40 m × 50 m (2.000 m²) dispostos em esquema fatorial 2x2 com quatro repetições. Os fatores são caracterizados pela

interação entre sistemas agrícolas e níveis de fertilidade do solo. Os sistemas de cultivo utilizados foram: 1. Lavoura contínuo com fertilização de manutenção de P e K (LC-F1); 2. Lavoura contínuo com fertilização corretiva de P e K (LC-F2); 3. Integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K (ILP-F1); 4. Integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K (ILP-F2). A fertilização diferenciada entre os sistemas de produção foi realizada entre 1991 e 2013. O histórico do experimento é apresentado na Tabela 1 e sua localização na Figura 3. A quantidade total de fertilizantes aplicados na área experimental desde 1991 é mostrada na Tabela 2. No sistema lavoura-pecuária (4 anos de rotação entre pastagens), nenhuma fertilização foi feita na fase de pastagem.

Tabela 1. Histórico da descrição gerencial das áreas estudadas.

Símbolo	Descrição
ILPF1	Preparo do solo com arado de disco nos três primeiros anos e rotação anual de grãos (soja, milho, arroz ou sorgo) (1991-1993). A partir do quarto ano (1994), o sistema de plantio direto foi introduzido e foi estabelecida uma rotação entre culturas e pastagens (3 estações com pastagens e 3 estações com colheitas anuais). Este procedimento foi realizado por 26 anos. Durante a fase de pastagem, foi introduzido gado com taxa de lotação de uma ou duas UA por hectare para manter o suprimento de forragem entre 8-10kg por 100 kg de peso do animal. A quantidade total de corretivo de solo e fertilização entre 1991 e 2013 foi: calagem - 5 Mg ha ⁻¹ , gessagem - 7 Mg ha ⁻¹ , N - 365 kg ha ⁻¹ , P - 510 kg ha ⁻¹ , K - 682 kg ha ⁻¹ . Em novembro de 2015, a soja foi plantada e colhida em fevereiro de 2016. Em março de 2016 (entressafra), <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã foi plantada em sucessão, mas não germinou. Em novembro de 2016, a soja foi plantada novamente e colhida em fevereiro. Em março de 2017, na safrinha, foi plantado <i>Sorghum bicolor</i> consorciado com <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã. Os fluxos de N ₂ O foram avaliados durante dois anos agrícolas nos períodos 2015/2016 e 2016/2017 e na safrinha, totalizando 78 dias de amostragem de N ₂ O.
ILPF2	Preparo do solo com arado de disco nos três primeiros anos e rotação anual de grãos (soja, milho, arroz ou sorgo) (1991-1993). A partir do quarto ano (1994), o sistema de plantio direto foi introduzido e foi estabelecida uma rotação entre culturas e pastagens (3 estações com pastagens e 3 estações com colheitas anuais). Este procedimento foi realizado por 26 anos. Durante a fase de pastagem, foi introduzido gado com taxa de lotação de uma ou duas UA por hectare para manter o suprimento de forragem entre 8-10 kg por 100 kg de peso do animal. A quantidade total de corretivo de solo e fertilização entre 1991 e 2013 foi: calagem - 4,3 Mg ha ⁻¹ , gessagem - 11 Mg ha ⁻¹ , N - 545 kg ha ⁻¹ , P - 923 kg ha ⁻¹ , K - 1395 kg ha ⁻¹ . Em novembro de 2015, a soja foi plantada e colhida em fevereiro de 2016. Em março de 2016 (entressafra), <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã foi plantada em sucessão, mas não germinou. Em novembro de 2016, a soja foi plantada novamente e colhida em fevereiro. Em março de 2017, na safrinha, foi plantado <i>Sorghum bicolor</i> consorciado com <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã. Os fluxos de N ₂ O foram avaliados durante dois anos agrícolas nos períodos 2015/2016 e 2016/2017 e na safrinha, totalizando 78 dias de amostragem de N ₂ O.
LCF1	Preparo do solo com arado de disco nos três primeiros anos e rotação anual de grãos (soja, milho, arroz ou sorgo) (1991-1993). A partir do quarto ano (1994), o sistema de plantio direto foi introduzido o cultivo contínuo de culturas anuais, sem a entrada de animais. Foram utilizadas as culturas de milho, soja e sorgo em rotação e este procedimento foi feito por 26 anos. A quantidade total de corretivo de solo e fertilização entre 1991 e 2013 foi: calagem - 5 Mg ha ⁻¹ , gessagem - 7 Mg ha ⁻¹ , N - 365 kg ha ⁻¹ , P - 510 kg ha ⁻¹ , K - 682 kg ha ⁻¹ . Em novembro de 2015, a soja foi plantada e colhida em fevereiro de 2016. Em março de 2016 (entressafra), <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã foi plantada em sucessão, mas não germinou. Em novembro de 2016, a soja foi plantada novamente e colhida em fevereiro. Em março de 2017, na safrinha, foi plantado <i>Sorghum bicolor</i> consorciado com <i>Urochloa brizantha</i> BRS Piatã. Os fluxos de N ₂ O foram avaliados durante dois anos agrícolas nos períodos 2015/2016 e 2016/2017 e na safrinha, totalizando 78 dias de amostragem de N ₂ O.

LCF2 Preparo do solo com arado de disco nos três primeiros anos e rotação anual de grãos (soja, milho, arroz ou sorgo) (1991-1993). A partir do quarto ano (1994), o sistema de plantio direto foi introduzido o cultivo contínuo de culturas anuais. Foram utilizadas as culturas de milho, soja e sorgo em rotação e este procedimento foi feito por 26 anos. A quantidade total de corretivo de solo e fertilização entre 1991 e 2013 foi: calagem – 4,3 Mg ha⁻¹, gessagem - 11 Mg ha⁻¹, N - 545 kg ha⁻¹, P - 923 kg ha⁻¹, K - 1395 kg ha⁻¹. Em novembro de 2015, a soja foi plantada e colhida em fevereiro de 2016. Em março de 2016 (entressafra), *Urochloa brizantha* BRS Piatã foi plantada em sucessão, mas não germinou. Em novembro de 2016, a soja foi plantada novamente e colhida em fevereiro de 2017. Em março de 2017, na safrinha, foi plantado *Sorghum bicolor* consorciado com *Urochloa brizantha* BRS Piatã. Os fluxos de N₂O foram avaliados durante dois anos agrícolas nos períodos 2015/2016 e 2016/2017 e na safrinha, totalizando 78 dias de amostragem de N₂O.

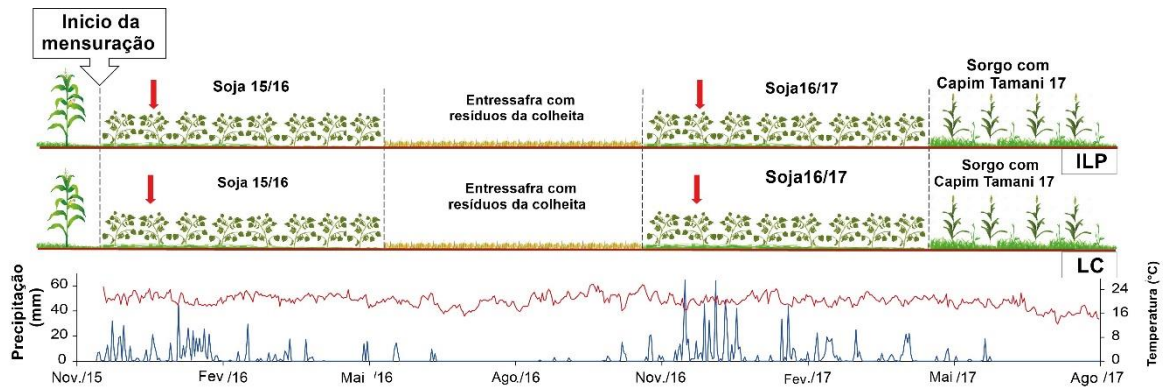


Figura 3: Representação esquemática da precipitação e temperatura ambiente na área experimental na EMBRAPA-Cerrados (Planaltina-DF), entre 2015-2017 e os sistemas de produção estudados que estavam todos na fase de cultura nos dois anos de avaliação. ILP – integração lavoura-pecuária; LC-Lavoura contínua de culturas anuais, durante o período de amostragem de fluxo de N₂O nos sistemas de produção. As setas vermelhas indicam o início de cada ano agrícola. Nos sistemas ILP e LC, foram realizadas duas fertilizações de P e K (F1- fertilização de manutenção de P e K e F2- fertilização corretiva de P e k).

Tabela 2. Quantidade de fertilizantes aplicados no período de 1991 a 2013 no experimento de campo.

Sistema de manejo	Gesso/ Mg ha^{-1b}	Calcáři/ Mg ha^{-1a}	N	P₂O₅/ kg ha⁻¹	K₂O/ kg ha⁻¹
F1: Fertilização de manutenção					
Lavoura contínua (LC)	1,5	7,13	263	981	769
Integração lavoura-pecuária (ILP)	1,5	7,13	134	591	430
F2: Fertilização corretiva					
Lavoura contínua (LC)	4,3	10,6	443	1892	1581
Integração lavoura-pecuária (ILP)	4,3	10,6	240	1154	963

^a= Calcáři dolomítico

^b= Teor de umidade - 22.6%

O período de avaliação dos fluxos de N-N₂O iniciou na safra 2015/2016. A soja BRS 8180 RR foi semeada em 15 de novembro de 2015, com um ciclo de 126 dias. A adubação da soja nas duas safras consistiu em 400 kg ha⁻¹ da formulação NPK (0:20:20), 115 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 100 kg ha⁻¹ de K₂O. Sementes de soja foram inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* (1x10⁹ UFC g⁻¹ de inoculante) na dose de 200g por 50 kg de sementes nas duas safras. A soja foi colhida em 27 de março de 2016. Após a colheita de soja, na entressafra de 2016, os sistemas foram plantados com capim Tamani (*Panicum maximum*) e a adubação consistiu de 15 kg ha⁻¹ de P₂O₅, mas em nenhum tratamento as sementes germinaram.

Na safra 2016/2017, a soja NS 7200 RR foi plantada em 4 de novembro 2016, com ciclo de 98 dias. No mesmo dia da colheita da soja, em 24 de fevereiro de 2017, foi plantado *Sorghum bicolor* AG 1080 consorciado com *Urochloa brizantha* BRS Piatã, como segunda safra em sucessão. A adubação consistiu de 90 kg ha⁻¹ de NPK (4:30:12), 10 kg N ha⁻¹, 50 kg ha⁻¹ P₂O₅ e 30 kg ha⁻¹ K₂O.

No final da primeira safra de soja (2015/2016) foram coletados os resíduos vegetais na superfície do solo com amostradores de ferro (0,38m x 0,58 m). As amostras dos resíduos vegetais foram secas em estufa a 65^oC até peso constante. Os dados foram transformados em Mg por hectare.

4.2.3 Amostragem e análise de N-N₂O

Para cada avaliação dos fluxos de N₂O, duas câmaras foram instaladas por parcela e uma parcela adjacente do Cerrado nativo, que é caracterizado como savana típica e foi utilizada como referência para as emissões de N₂O. A avaliação dos fluxos de N₂O foi realizada durante dois anos agrícolas (2015/2016 e 2016/2017), totalizando 78 dias de amostragem de N-N₂O.

Os fluxos de N-N₂O foram medidos com câmaras estáticas fechadas, conforme metodologia descrita em Sato et al. (2017). Duas câmaras estáticas foram colocadas em cada parcela, uma na linha de plantio e outra na entrelinha. Depois que as plantas cresceram até uma altura de 20 cm, todas as câmaras foram colocadas nas entrelinhas de soja em cada parcela.

As amostras de ar foram coletadas aos 0, 15 e 30 minutos, e a temperatura de cada câmara foi determinada para cada tempo de amostragem. Isso foi realizado entre as 8h30 e às 10h30, de acordo com Alves et al. (2012). As amostras foram coletadas em seringas de 60 ml de polipropileno e imediatamente transferidos 20 ml para vials pré-evacuados. As temperaturas do solo (a 5 cm) e da câmara foram determinadas com termômetros digitais durante a coleta do gás. Houve intensificação na amostragem por três dias consecutivos, após eventos de chuva e fertilização nitrogenada, para outros períodos as avaliações foram semanais. Durante a estação seca, as avaliações foram realizadas quinzenalmente.

A concentração de N₂O foi determinada por cromatografia gasosa (Thermo Scientific Model Trace 1310, Milão, Itália), com coluna preenchida com Porapak Q e 32 e um detector de elétrons, de acordo com a metodologia descrita em Sato et al. (2017). As taxas de emissão de N₂O (FN₂O) foram calculadas de acordo com a seguinte equação:

$$FN_{2O} = (\delta C / \delta t) \times (V/A) \times (M / V_m) \quad (1)$$

Onde $\delta C / \delta t$ é a mudança na concentração de N₂O na câmara durante o intervalo de incubação; V e A são o volume da câmara e a área coberta do solo, respectivamente; M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molecular em cada temperatura da amostra.

Os fluxos de N-N₂O foram determinados calculando-se a inclinação de regressão linear da concentração de N-N₂O em função do tempo de amostragem (Livingston e Hutchinson, 1995).

Os fluxos acumulados de N-N₂O em cada parcela foram estimados pela área trapezoidal integrada do fluxo diário de N-N₂O pelo tempo, assumindo que os fluxos variam linearmente entre as medidas (BAYER et al., 2015). A curva de integração foi realizada usando o Sigmaplot® Version 10 software (Systat Software Inc., Chicago, EUA, 2007). Os valores das emissões acumuladas por rendimento dos grãos (mg N₂O m⁻² kg⁻¹ grãos) foram calculados como sendo a razão entre os valores acumulados por cultura e as produções em grãos (com 13% de umidade) ou massa seca de cada cultura

4.2.4 *Covariáveis edáficas, climáticas e resíduos vegetais*

Durante o período de amostragem do fluxo de N-N₂O, 48 amostras de solo foram coletadas na camada de 0-10 cm, para determinar os teores de nitrato, amônio e umidade gravimétrica, principalmente após a fertilização com nitrogênio e eventos de chuva na Figura 3. Amostras de solo foram coletadas com um trado holandês em dois pontos ao redor de cada câmara. O teor de água no solo foi determinado pelo método gravimétrico, após secagem das amostras de solo a 105°C por 48 horas.

Com base nos resultados de umidade do solo, (EPSA) de cada avaliação, para determinar o nível de anoxia na camada 0-10 cm de profundidade, pela equação 2, descrita por Paul e Clark (1996):

$$EPSA = (\Theta \times (DS / DA) \times 100) - (DS / DP) \quad (2)$$

em que: EPSA é o espaço poroso saturado por água (%); Θ é a umidade gravimétrica do solo (g. g⁻¹); DS é a densidade do solo (g. cm⁻³); DA é a densidade da água (1,0 g.cm³) e DP é a densidade de partícula (2,65 g. cm⁻³).

As concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram analisadas com um Lachat Quikchem FIA (Lachat Instruments, 5600 Lindburg Drive, Loveland CO 80539 EUA), após extração com KCl 1 mol L⁻¹. A temperatura média do ar e a precipitação diária foram obtidas na Estação Meteorológica da Embrapa Cerrados, próxima à área experimental.

As propriedades químicas do solo (Al; Ca; H + Al; pH; K; P e MOS) em cada área foram obtidas por amostras de solo coletadas na fase de floração da soja nas profundidades de 0,00-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m, em Janeiro de 2016. A amostragem do solo foi realizada nas entrelinhas, com dez subamostras por parcela.

A coleta de resíduos vegetais foi realizada após a colheita da soja em março de 2016 e foram realizadas por meio de retângulos de (0,38m x 0,58m), que foram arremessados aleatoriamente nas parcelas experimentais. Os resíduos vegetais foram secos em estufa de ventilação forçada a 65°C por três dias, até alcançarem o peso constante. Após esse período, as amostras foram retiradas da estufa e pesadas para obtenção do peso do material (massa seca - Mg/ha).

4.2.4 *Análise Estatística*

O teste de normalidade dos resíduos foi verificado pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias foi feita pelo teste de Levene. Os fluxos diários de N₂O foram analisados como medidas repetidas em uma comparação pareada ($F < 0,05$).

As emissões acumuladas de N₂O e as propriedades químicas do solo foram analisadas como um desenho experimental fatorial 2 x 2 (uso da terra x níveis de fertilidade). Nesta etapa, foi utilizado o MIXED do SAS (Statistical Analysis System v 9.4), considerando blocos e amostras (aninhados nos níveis de fertilidade) como efeitos aleatórios.

Uma análise de componente principal (PCA) foi realizada usando o programa R (versão 3.4.0, R Core Team) e foi aplicada a um conjunto de dados com 16 linhas que compreendem sistemas de cultivo, níveis de fertilidade, e repetições e 11 colunas compreendendo as emissões cumulativas de N₂O e propriedades do solo (NH₄⁺; NO₃⁻, EPSA; Al; Ca; H + Al; K; MO; pH e P).

A análise de PCA permite identificar a contribuição dos atributos do solo e das emissões acumuladas de N-N₂O. Além da correlação das variáveis do PCA, uma análise discriminante, baseada no teste de permutação de Monte Carlo, foi aplicada para comparar as distâncias matemáticas entre amostras de sistemas agrícolas e níveis de fertilidade.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Condições climáticas (precipitação e temperatura média diária)

A temperatura média diária no período de medição do N₂O foi de 23,5° C. A precipitação total de novembro de 2015 a julho de 2017 foi de 1827 mm (Figura. 3). Do total de chuvas, 88% ocorreram na estação chuvosa e 12% durante a estação seca nos dois anos (Figura. 3).

No primeiro ano, durante a safra 2015/2016, a precipitação foi de 637,3 mm, ao longo dos 156 dias referente ao ciclo da soja. Nos 186 dias de entressafra, a precipitação total foi de 184 mm. Logo após a colheita da soja, não houve precipitação, o que não favoreceu a germinação de *Urochloa brizantha* cv BRS Piatã.

No segundo ano, durante a safra 2016/2017, a precipitação total foi de 791 mm (o que representa 24% a mais quando comparada a safra 2015/2016), por um período de 98 dias. Na entressafra, com sorgo consorciado com *U. brizantha*, a precipitação foi de 164 mm em 120 dias.

4.3.2 Fluxos de N₂O

Não foram obtidas interações significativas entre os sistemas de manejo (LC e ILP) e os níveis de fertilização (F1 e F2) durante dois anos de avaliações para todas as variáveis analisadas. Os picos mais altos de N₂O foram observados após a semeadura das culturas no final do ciclo da soja e após a adubação nitrogenada com sorgo (Figuras 4 e 5). As emissões médias de N₂O durante todo o período de avaliação (603 dias) dos sistemas de cultivo foram 20,26 µg de N-N₂O m⁻² h⁻¹ para o ILP e 23,86 µg de N-N₂O m⁻² h⁻¹ para o LC sistema (Figuras 4 e 5).

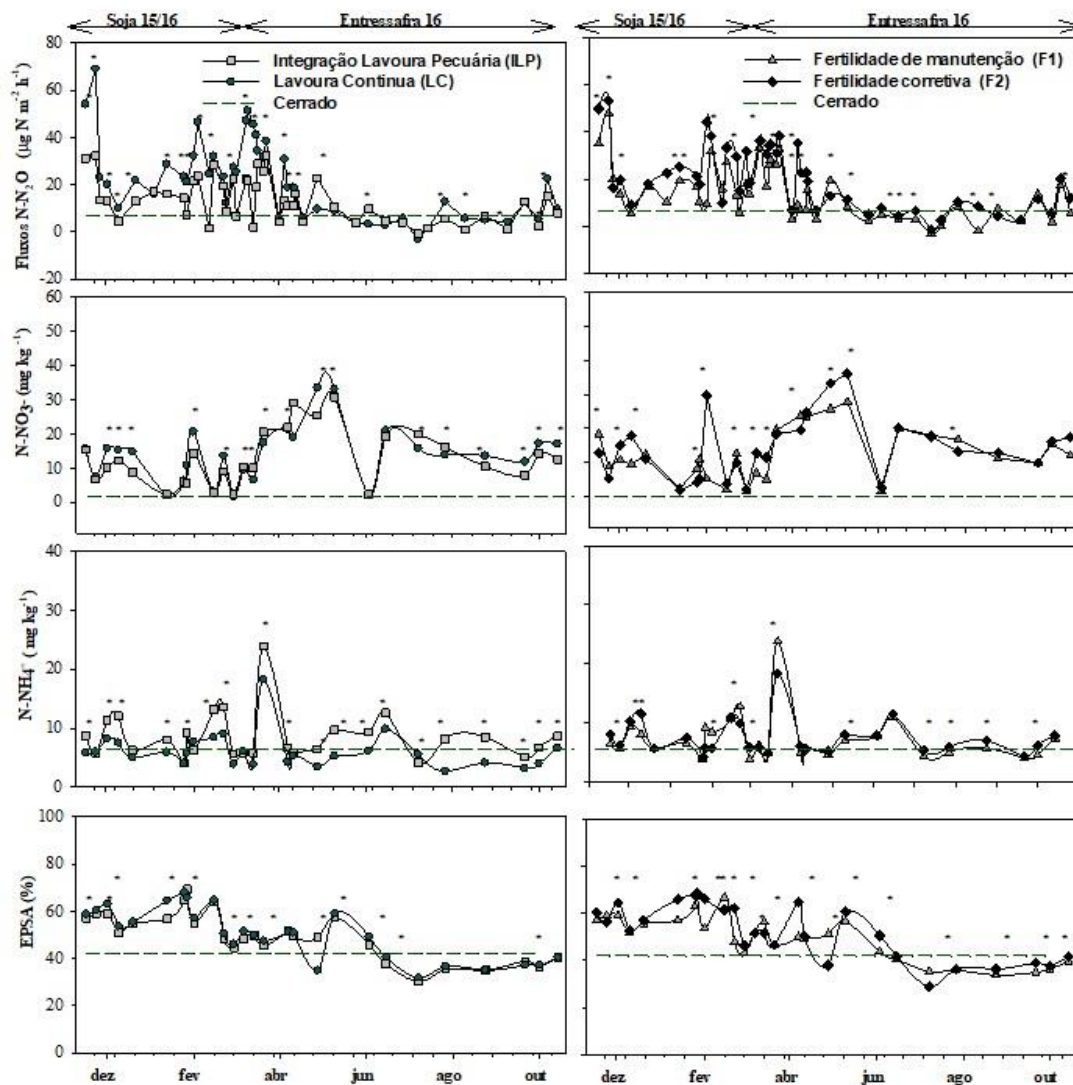


Figura 4: Fluxos diários médios de $N-N_2O$ de Novembro de 2015 a outubro de 2016 (1º ano agrícola) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio no solo ($N-NH_4^+$) no solo em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Espaço preenchido com água (EPSA) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. O asterisco indica diferenças significativas ($p < 0,05$).

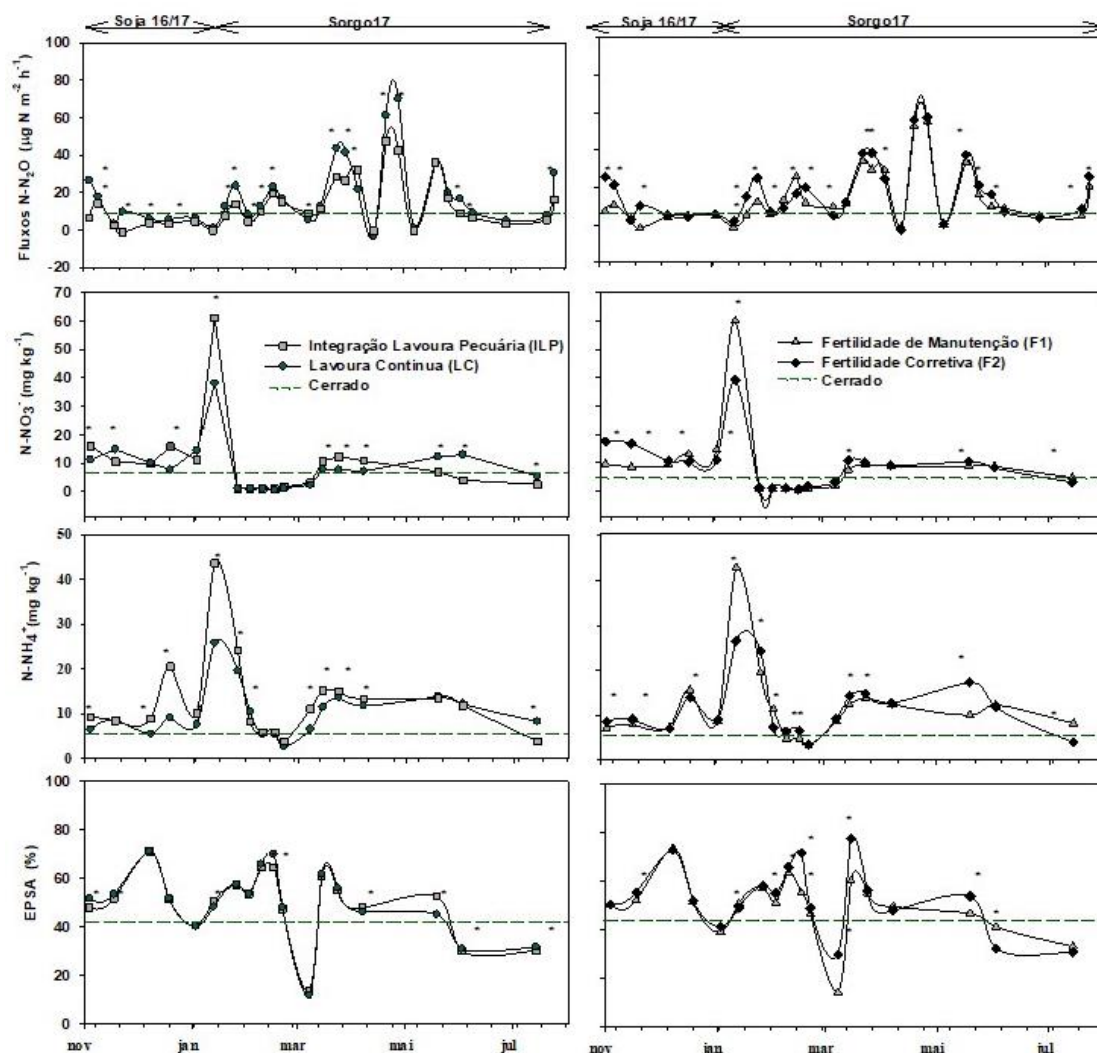


Figura 5: Fluxos diários médios de N_2O de novembro de 2016 a julho de 2017 (segundo ano agrícola) (2º ano agrícola) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio no solo ($N-NH_4^+$) no solo em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. Espaço preenchido com água (EPSA) em diferentes sistemas de manejo, e diferentes níveis de fertilização com P e K. O asterisco indica diferenças significativas ($p < 0,05$).

A emissão média de $N-N_2O$ durante a safra de soja em 2015/2016 foi de 17,89 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ no sistema ILP e 32,96 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ no sistema LC (Figura 4A), enquanto a emissão média de N_2O na safra 2016/2017 foi de 7,49 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ no ILP e 12,45 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ no LC (Figura 5).

Em relação à fertilidade do solo (F1 e F2), o F2 apresentou picos de emissão mais altos (em média, emissão 35% maior) quando comparado ao F1, durante todo o período de avaliação ($P < 0,05$). Os valores médios dos fluxos diários de N_2O (considerando os anos estudados) foram de 14,12 e 19,38 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ para F1 e F2, respectivamente. A emissão média de N_2O na colheita da soja em 2016 foi de

21,27 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ em F1 e 28,65 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ em F2, enquanto na safra de 2017, foi de 7,63 em F1 e de 12,25 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ em F2 (Figuras 4 e 5). A vegetação nativa (área de referência) apresentou os menores fluxos diários de N_2O durante o período de avaliação (média de 6,12 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$).

Os manejos ILP e LC (Figuras. 4 e 5) diferiram para a maioria das avaliações, assim como F1 e F2 nos dois anos de avaliação. Os picos mais altos de $\text{N-N}_2\text{O}$ ocorreram no final do ciclo da soja em ambos períodos de avaliação (soja 2015/16 - LC: 51,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, ILP: 32,52 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, F1: 36,84 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, F2: 38,87 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ e soja 2016/17 - LC: 23,24 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, ILP: 19,52 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, F1: 20,04 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, F2: 25,87 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$) Os fluxos de N_2O do solo em ambos os sistemas de cultivo foram seis vezes superiores aos fluxos na área sob o cerrado nativo (figuras 4 e 5).

Os picos de $\text{N-N}_2\text{O}$ no LC nos dois anos ocorreram, principalmente, no primeiro dia após o plantio e no final do ciclo da soja (Figuras. 4 e 5). Os picos mais altos na primeira safra foram em LC e F2, 36,89 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ e 51,30 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$, respectivamente, e 21,91 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ e 23,75 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ para a segunda safra, respectivamente. No final do ILP na soja, os maiores picos de $\text{N-N}_2\text{O}$ (2015/16 e 2016/17) foram observados antes da colheita em LC e F2 ($P < 0,05$). As maiores emissões em LC foram 38,46 e 23,24 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$, respectivamente, nas safras 2015/16 e 2016/17 (soja). Para o nível de fertilidade, as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ atingiram 38,51 e 20,04 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ na F2, em 2015/16 e 2016/17, respectivamente.

O pico diário mais alto da safra de soja 2015/2016 (Figura 4) foi de 69 $\mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ no primeiro ano e coincidiu com o período após o plantio no LC, associado à ocorrência de chuvas no dia anterior (superior a 30 mm) e condições edáficas (N mineral $> 10\text{ mg kg}^{-1}$ solo), principalmente como NO_3^- e $\text{EPSA} > 43\%$). Para o ILP, o pico mais alto ocorreu no final do ciclo da soja (23/março/2016), que foi de 32,5 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$, três dias antes da colheita, em condições de N-mineral (NH_4^+ e NO_3^-) $> 20\text{ mg kg}^{-1}$ solo, o predomínio de NH_4^+ e $\text{EPSA} > 50\%$ (Figura 4). Esses valores dos fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ para ILP são 53% menores quando comparado ao maior LC.

Os fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ durante o ciclo de sorgo apresentaram valores médios de 17,86 $\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ no ILP, 23,47 $\mu\text{g Nm}^{-2}\text{h}^{-1}$ no LC, 19,95 $\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ em F1 e 21,38 $\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ no F2. Após a fertilização de N em cobertura no sorgo, picos de $\text{N-N}_2\text{O}$ foram observados, com valores máximos de 70,27 $\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ no LC (Figura 5) e 57,53

mg N m⁻²h⁻¹ para F2. Ao longo do ciclo do sorgo, as emissões de N-N₂O foram semelhantes à área de referência (solo do Cerrado).

4.3.3 *Covariáveis e propriedades químicas do solo*

Durante a avaliação dos fluxos de N-N₂O, o espaço poroso preenchido por água (EPSA) variou de 11% a 70% (Figuras 4 e 5). As maiores médias foram observadas em LC (70%) e F2 (73%) (P <0,05), bem como coincidiram com os fluxos de N-N₂O mais altos (Figuras 4 e 5). Em todo o período de coleta do solo, cerca de 24% e 20% dos valores de EPSA em ILP e F1, respectivamente, foram superiores a 60%, enquanto LC e F2 apresentaram 35% de valores de EPSA > 60%.

O teor de nitrogênio mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) variou ao longo do período avaliado (Figuras 4 e 5). Os mais altos teores de nitrogênio mineral foram observados após a semeadura, ao final do ciclo da soja e também na adubação nitrogenada em cobertura no ciclo do sorgo. N-NO₃⁻ no LC foi até 3 vezes superior aos obtidos no solo do Cerrado. Na soja, os maiores teores de N-mineral (N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺) ocorreram no início da senescência da planta, com valores mais altos nas parcelas de ILP (61,34 mg kg⁻¹) e F2 (53,04 mg kg⁻¹) no mesmo período. Para o N-NH₄⁺, os valores mais altos foram em ILP (23,87 mg kg⁻¹) e F1 (23,81 mg kg⁻¹) (Figuras 4 e 5). Durante a estação seca (abril-julho), houve pequenas variações no N-NH₄⁺, os maiores teores foram para ILP (4,12 mg kg⁻¹) e F1 (13,3 mg kg⁻¹). Os níveis mais altos de N-NO₃⁻ também estavam em ILP (61,11 mg kg⁻¹) e F2 (53,04 mg kg⁻¹) (Figuras 4 e 5).

Após a adubação de cobertura de sorgo com N (10/maio/2017) (Figura 5), os teores de N-NO₃⁻ no solo aumentaram de 3 mg kg⁻¹ para 7 mg kg⁻¹ (ILP), de 3 mg kg⁻¹ a 12 mg kg⁻¹ (LC), de 2 mg kg⁻¹ a 9 mg kg⁻¹ (F1) e de 3 mg kg⁻¹ a 8,5 mg kg⁻¹ (F2). Os teores de N-NH₄⁺ aumentaram de 2,8 mg kg⁻¹ para 13 mg kg⁻¹ (LC), de 3,8 mg kg⁻¹ para 13 mg kg⁻¹ (ILP), de 3 mg kg⁻¹ a 12 mg kg⁻¹ (F1) e de 3,4 mg kg⁻¹ a 13 mg kg⁻¹ (F2).

Não houve interações entre os sistemas de manejo (LC e ILP) e os níveis de fertilização (F1 e F2) para todos os atributos químicos analisados. Mas houve diferença significativa nos atributos químicos do solo entre os sistemas de manejo e os níveis de fertilização de P e K (Tabela 3). Na camada de 0 a 10 cm, o conteúdo de fósforo foi mais do que o dobro em ILP (13,09 g kg⁻¹) comparado ao LC (5,82 g kg⁻¹). Entretanto, nas camadas 10-20 e 20-30 cm, os teores de fósforo foram maiores no LC (P <0,05) que no ILP, com valores de 8,77 e 2,96 g kg⁻¹ e 2,51 e 0,95, respectivamente. Quanto ao

conteúdo de potássio (K), houve diferenças entre a fertilidade (F1 e F2), com o maior conteúdo em F2 ($P < 0,05$) nas camadas de 0-10 cm, 10-20 e 20-30 cm, com valores de 154,4, 64,12 e 42,37 g kg⁻¹, respectivamente. O cálcio apresentou maiores valores em F2 apenas na camada 10-20 cm ($P < 0,05$). Na camada de 0-10 cm, o teor de matéria orgânica (MO) foi maior ($P < 0,05$) em LC (4,32 g kg⁻¹) em relação ao ILP (3,68 g kg⁻¹).

Tabela 3. Análise química do solo sob integração lavoura pecuária e lavoura contínua e fertilização diferenciada de P e K, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm.

Manejo do solo	Al / cmolc. dm ⁻³	Ca / cmolc. dm ⁻³	H+ Al / cmolc. dm ⁻³	pH / (H ₂ O)	K / g kg ⁻¹	P / g kg ⁻¹	MO / g kg ⁻¹
0-10							
LC	0,032a	4,78a	3,42a	5,82a	125,1a	5,82b	4,32a
ILP	0,030a	4,46a	3,71a	5,44a	138,8a	13,09a	3,70b
F1	0,038A	5,45A	4,057A	5,50A	109,6B	10,85A	3,92A
F2	0,024A	3,81B	3,07B	5,53A	154,4A	8,06A	4,08A
F _{value} ^a							
LSD (p ≤ 0,05)	0,028	0,55	0,59	0,100	20,55	7,49	0,39
SE	0,01	0,24	0,26	0,044	9,08	3,31	0,176
10-20							
LC	0,41a	1,68a	5,78a	5,51b	64,00a	8,7 a	2,27b
ILP	0,22b	1,08a	5,20a	5,66a	54,25b	2,95b	2,86a
F1	0,45A	1,93A	5,82A	5,55A	51,12B	5,62 A	2,40A
F2	0,17B	0,84B	5,16A	5,65A	64,12A	6,10A	2,71A
F _{value} ^a							
LSD (p ≤ 0,05)	0,0975	0,644	0,779	0,1355	9,450	3,7969	0,4442
SE	0,043	0,2885	0,344	0,0599	4,177	1,678	0,1964
20-30							
LC	0,453a	0,87a	7,255a	5,28b	39,00a	2,5 a	2,24a
ILP	0,253b	0,56a	5,044b	5,56a	33,25a	0,94b	2,28a
F1	0,402A	0,95A	7,253A	5,36A	29,87B	1,53 A	2,22a
F2	0,303A	0,48B	5,43B	5,47A	42,37A	1,91A	2,3A
F _{value} ^a							
LSD (p ≤ 0,05)	0,113	0,400	0,456	0,1608	8,827	0,4521	0,196
SE	0,050	0,176	0,201	0,071	3,902	0,1999	0,168

Sistema de manejo - **LC**: Lavoura contínua; **ILP** Integração lavoura-pecuária; **F1**: Fertilização de manutenção; **F2**: Fertilização corretiva. LSD: diferença mínima significativa; SE: desvio padrão.

*valor de F com 3 e 12 graus de liberdade para uso do solo e efeito residual, respectivamente. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas (F1 e F2) e minúsculas (LC e ILP) para cada atributo do solo, não diferem entre si, pelo teste LSD (p < 0,05).

A quantidade de resíduos vegetais que permaneceram na superfície do solo na safra 2015/2016 foi maior em F2 (6,98 Mg ha⁻¹) que F1 (6,11 Mg ha⁻¹) (P <0,05) e em relação ao manejo o ILP (6,87 Mg ha⁻¹) foi maior que LC (6,23 Mg ha⁻¹) (P < 0,05) (Figura 6).

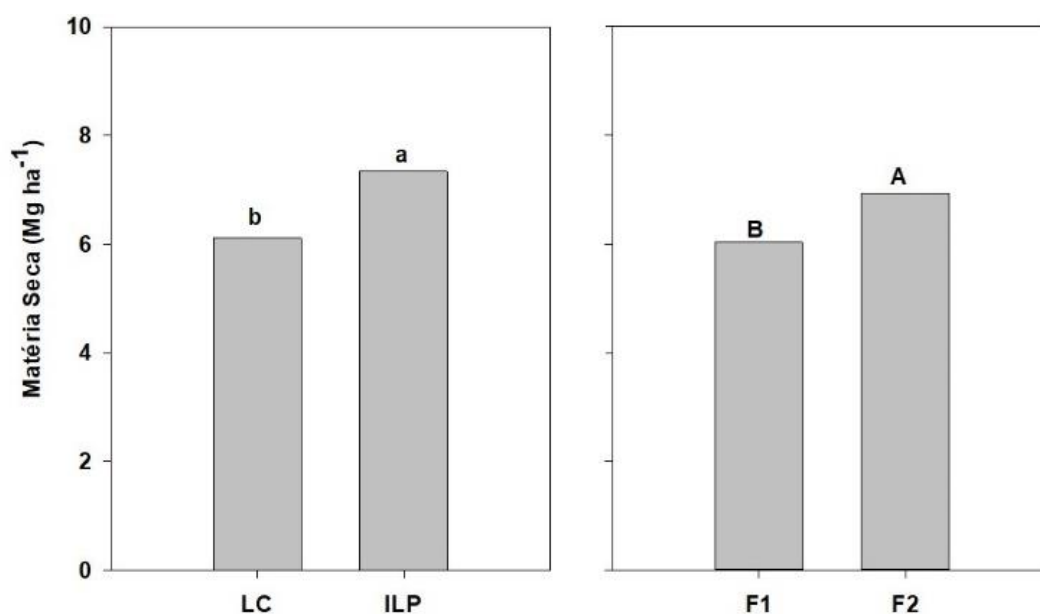


Figura 6. Produção de resíduos vegetais (Mg ha⁻¹) no final do ciclo da soja na safra 2015/2016. LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP-Integração lavoura-pecuária. F1 e F2: Níveis de fertilização de P e K. F1- Fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas por letras diferentes para sistema de manejo e fertilização, diferem entre si pelo teste de Tukey (p < 0,05).

4.3.4 Emissões de N-N₂O para os sistemas e níveis de fertilidade

As Figuras 7 (A, B e C) mostra as emissões acumuladas de N-N₂O em kg N ha⁻¹ durante 603 dias e durante as safras (2015/2016) e (2016/2017). No primeiro ano da safra (2015/2016) (Figura 7), a emissão cumulativa de N-N₂O não diferiu significativamente entre os sistemas de manejo (LC e ILP < 0,66 kg N-N₂O ha⁻¹), mas diferiram entre os níveis de fertilidade, F2 (0,65 kg N-N₂O ha⁻¹) e F1 (0,57 kg N-N₂O ha⁻¹) (P <0,05).

Na segunda safra (2016/2017) (Figura 7B), a emissão acumulada de N-N₂O não diferiu significativamente entre os sistemas de manejo (LC e ILP <0,56 kg N-N₂O ha⁻¹), mas foi obtida diferença significativa (P <0,05) entre os níveis de fertilidade, sendo F2 (0,67 kg N-N₂O ha⁻¹) > F1 (0,54 kg N-N₂O ha⁻¹). A safra 2015/2016 apresentou

emissões cumulativas de N-N₂O, 30% maiores para LC e F2 do que a safra 2016/2017 (Figuras. 7B e 7C).

O sistema com Lavoura contínua (LC) promoveu maior emissão de N-N₂O (Figura 7C). Nesse período, o LC acumulou 2,20 kg de N-N₂O ha⁻¹ e ILP acumulou 1,28 kg de N-N₂O ha⁻¹ (P <0,05). Para níveis de fertilidade, as emissões acumuladas de N-N₂O em F2 (2,08 kg de N-N₂O ha⁻¹) foram maiores do que em F1 (1,38 kg N-N₂O ha⁻¹) (P <0,05) (Figura. 7C).

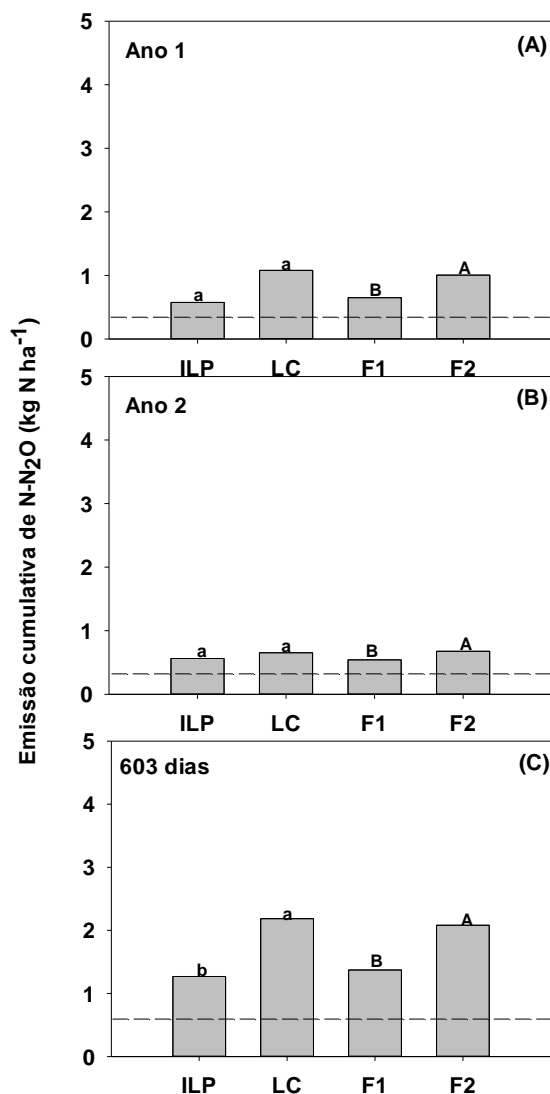


Figura 7: Emissão cumulativa de N-N₂O (kg N ha⁻¹) de acordo com A. Primeiro ano de cultivo; (17/11/15 a 14/10/16) B. Segundo ano de cultivo (04/11/16 a 25/02/17) e C. Emissão acumulada de N-N₂O durante todo o período de avaliação, em 603 dias (17/11/15 a 25/07/17). Sistema de Manejo - LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP- Integração lavoura-pecuária. Níveis de fertilização de P e K-F1: fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas da mesma letra minúscula para sistema de manejo e maiúscula para fertilização, não diferem entre si pelo teste de Tukey (p > 0,05).

Para a emissão acumulada de N-N₂O durante o ciclo da soja (2015/2016) (Figura. 8), durante os 126 dias, houve diferenças entre os sistemas de manejo do solo (P <0,05) e níveis de fertilidade (P <0,05): LC (0,78 kg N-N₂O ha⁻¹) > ILP (0,44 N₂O kg ha⁻¹) e F2 (0,68 N₂O kg ha⁻¹) > F1 (0,54 N₂O kg ha⁻¹).

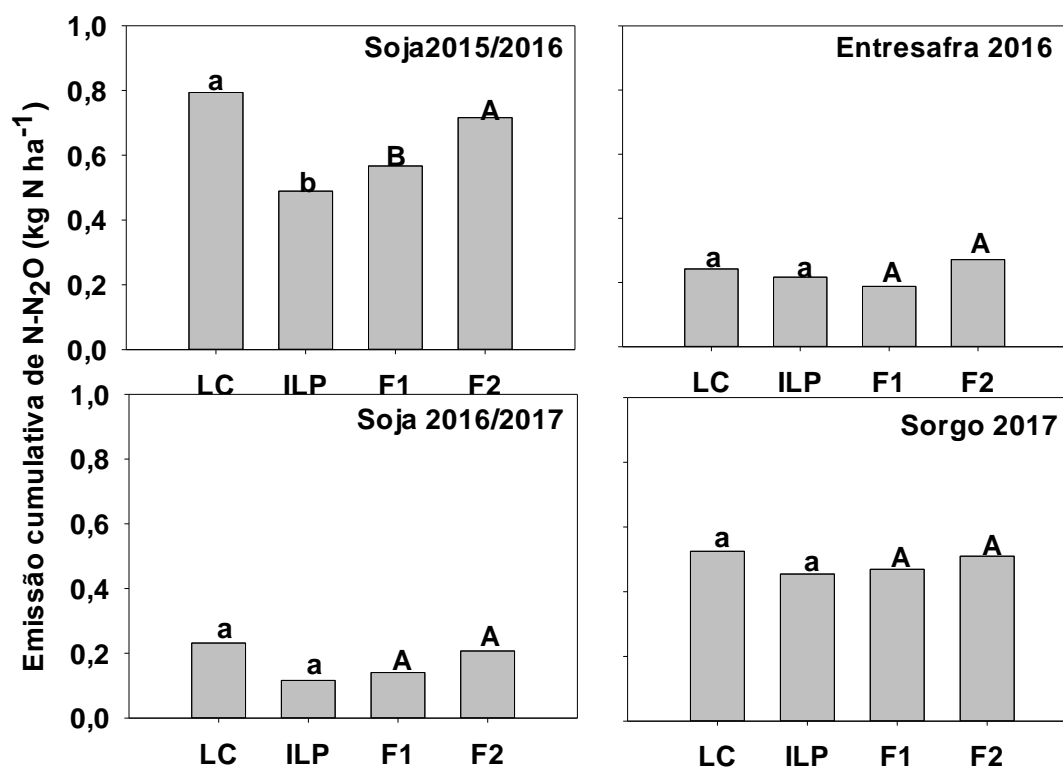


Figura 8: Emissão cumulativa de N-N₂O (kg N ha⁻¹) de acordo com A. Soja (17/11/15 a 23/03/16), B. Entressafra (01/04/16 a 14/10/16), C. Soja (04/11/16 a 21/02/17) e D. Sorgo (08/03/17 a 25/07/17) – Sistema de Manejo - LC: Lavoura contínua de cultura anual; ILP-Integração lavoura-pecuária. Níveis de fertilização de P e K-F1: fertilização de manutenção; F2: Fertilização corretiva. As médias seguidas da mesma letra minúscula para sistema de manejo (p>0,05) e maiúscula para fertilização (p>0,10), não diferem entre si pelo teste de Tukey.

No período de entressafra (2016), não houve diferenças significativas entre os sistemas de manejo e a fertilidade do solo (Figura 8B) (LC: 0,15 kg ha⁻¹, ILP: 0,13 kg ha⁻¹, F1: 0,11 kg ha⁻¹ e F2: 0,18 kg ha⁻¹ de N₂O). Além disso, durante o ciclo da soja (2016/2017) (Fig. 8C) e do sorgo (2017) (Figura 8D), não houve diferenças significativas entre os sistemas de manejo do solo e os níveis de fertilidade (soja: LC

0,19 kg ha⁻¹, ILP 0,18 kg ha⁻¹, F1 0,14 kg ha⁻¹ e F2 0,20 kg ha⁻¹ de N₂O e sorgo: LC 0,46 kg ha⁻¹, ILP 0,42 kg ha⁻¹, F1 0,41 kg ha⁻¹ e F2 0,47 kg ha⁻¹N-N₂O) (Figura. 8C e D).

As emissões acumuladas por unidade de produto em cada sistema de manejo, com rotações e intervalos de cultivos são apresentadas na Tabela 4. Os sistemas de manejo sob LC e F2 foram o que mais acumularam por emissões por unidade de produto na soja 2015/2016 (221 e 197 mg N-N₂O m⁻² kg⁻¹, respectivamente), enquanto que no sorgo, o manejo sob LC e F1 foram o que mais acumularam emissões por unidade de produto, mas já na soja cultivada na safra 2016/2017 não houve diferença significativa (P<0.05). A soja 2015/2016 teve um valor emissão por rendimento 5 vezes maior no LC que a soja 2016/2017 e o sorgo foi 8 vezes maior que no manejo LC a soja 16/17.

Tabela 4. Emissão acumulada de óxido nitroso em função da produtividade das culturas nos diferentes sistemas de manejo do solo.

Manejo do solo	Emissão cumulativa (mg N ₂ O m ⁻²)	Produtividade (Kg/m ⁻²)	Emissões por rendimento (mg N-N ₂ O m ⁻² kg ⁻¹)
Soja 15/16			
LC	0,79 A	3565 A	221,84 A
ILP	0,49 B	3405 A	130,82 B
F1	0,57 b	3556 a	155,19 b
F2	0,72 a	3415 a	197,47 a
Soja 16/17			
LC	0,23 A	4025 B	43,64 A
ILP	0,12 A	4195 A	26,84 A
F1	0,14 a	3910 b	29,79 a
F2	0,21 a	4310 a	40,69 a
Sorgo 17			
LC	0,52 A	2428 B	345,37 A
ILP	0,45 A	4966 A	89,09 B
F1	0,47 a	3689 a	230,93 a
F2	0,51 a	3705 a	203,52 b

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Sistema de manejo - **LC**: Lavoura contínua; **ILP** Integração lavoura-pecuária; **F1**: Fertilização de manutenção; **F2**: Fertilização corretiva.

4.3.5 Análise PCA

A análise do PCA dos atributos do solo na camada de 0-10 cm e das emissões cumulativas de N-N₂O (Figura. 9) demonstrou que os dois primeiros componentes principais explicaram aproximadamente 53% da variação total: PC1 (29,47%) e PC2 (23,3%). O PC1 distinguiu principalmente sistemas agrícolas com um gradiente de fertilidade do solo (Ca, K, P e pH) com autovalores positivos e parâmetros de acidez (Al e H + Al), com autovalores negativos. O PC2 está relacionado principalmente às emissões e covariáveis de gradientes de N-N₂O (N₂O, MO, EPSA e NH₄⁺) com autovalores positivos e NO₃⁻, com autovalores negativos. As coordenadas dos sistemas agrícolas plotadas na análise discriminante mostram um agrupamento oposto entre sistemas agrícolas e níveis de fertilidade (Figura 9). O eixo 2 separou o ILP do LC, este último com maiores emissões de N₂O (Figura 8A) e o eixo 1 distinguiu F1 do F2.

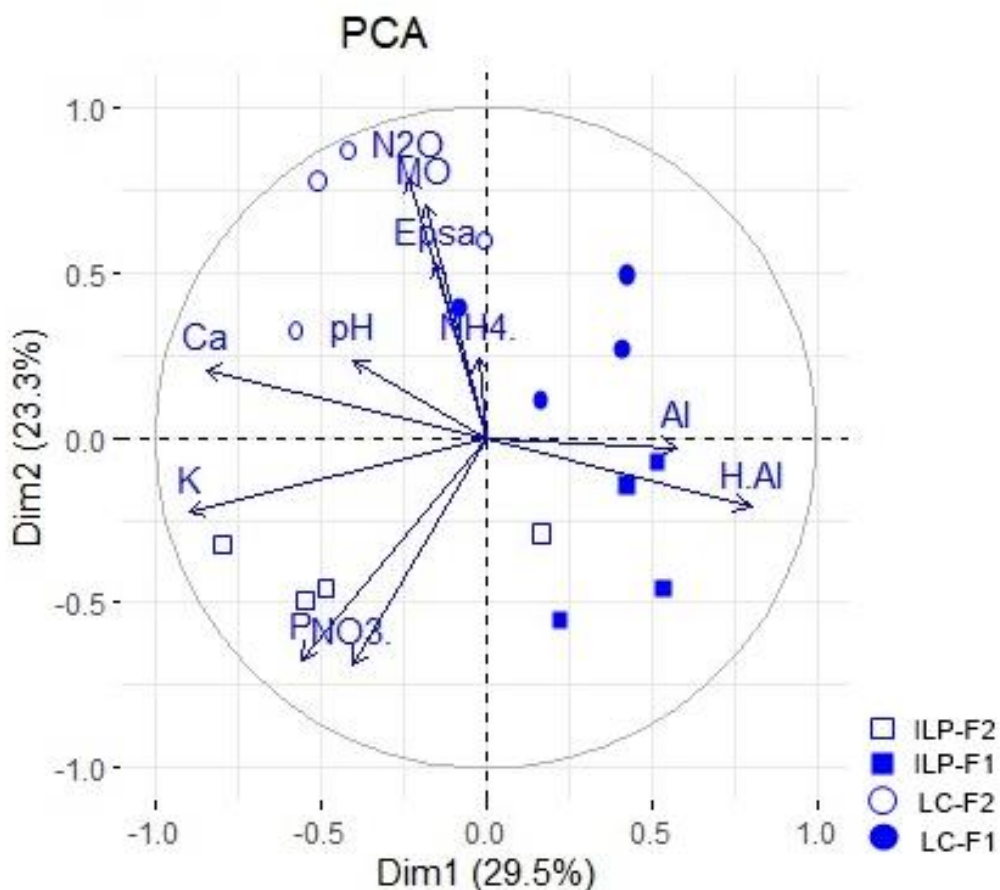


Figura 9: Análise de componentes principais de todos os atributos do solo em diferentes sistemas de uso da terra de acordo com os sistemas de uso da terra; Sistema de Manejo - **LC:** Lavoura Contínua; **ILP-** Integração lavoura-pecuária; **F1:** Fertilização de manutenção; **F2:** Fertilização corretiva. Probabilidade de agrupamento por teste de permutação. Fluxos de óxido nitroso de N₂O, Al-alumínio, Ca: cálcio, K-potássio, P-

fósforo, MO-matéria orgânica, NO_3^- - nitrato e NH_4^+ -amônio, EPSA - Espaço poroso preenchido por água.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 *N-N₂O e emissões cumulativas*

O estudo foi baseado em rotações de culturas e sistema de integração lavoura-pecuária, a partir de experimento de longo prazo com uma descrição detalhada dos fluxos de N-N₂O em sistemas de produção e manejo da fertilização de P e K, além da contribuição das covariáveis para as emissões de N-N₂O. Os fluxos diários de N-N₂O obtidos no presente trabalho corroboram com os resultados obtidos por vários autores em sistemas integrados no Cerrado (CARVALHO et al., 2006; SANTOS et al., 2008; SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017), mas acrescenta à discussão a importância dos sistemas de cultivo e o manejo da fertilidade do solo. O sistema de cultivo LC e o nível de fertilidade F2 resultaram em maiores emissões médias de N-N₂O durante o período de avaliação (Figuras. 4 e 5), embora a aplicação de diferentes doses de fósforo e potássio tenha ocorrido entre 1995 e 2013 e as avaliações de N-N₂O foram feitas entre 2015 e 2017. É possível observar a influência do efeito residual da adubação com P e K, que alterou significativamente a produção de resíduos vegetais das culturas, contribuindo para o aumento dos fluxos de N-N₂O (Figura 6), principalmente na safra de soja 2015/2016.

Na camada de 0 a 10 cm, o teor de fósforo foi o dobro no ILP (13,09 g kg⁻¹) comparado ao LC (5,82 g kg⁻¹). No F2, o teor de potássio no solo (K) foi de 154,4 g kg⁻¹, enquanto no F1 foi de 109,6 g kg⁻¹ contribuíram para a quantidade de resíduos de culturas remanescentes na superfície do solo na safra 2015/2016, que foi maior em F2 (6,98 Mg ha⁻¹) que F1 (6,11 Mg ha⁻¹) (P < 0,05). O teor de MO foi menor ILP isso pode influenciar nas emissões em função de menor fonte de C para desnitrificação

Esse efeito indireto da fertilidade no aumento da produção de biomassa no sistema provavelmente contribuiu para as maiores emissões acumuladas de N-N₂O no nível de fertilidade F2 refletiu diretamente na taxa de emissão por produção da soja de 2015/16. Além disso, o F2 e o LC apresentaram maiores valores taxas de emissão por produto, podendo esse resultado estar associado a uma decomposição mais rápida dos resíduos culturais, decorrentes de baixos valores da razão C/N, da qualidade dos resíduos e a forma manejo (TEIXEIRA et al., 2011).

O sistema de cultivo LC resultou em maiores emissões médias de N-N₂O durante o período de avaliação, provavelmente devido ao maior acúmulo de resíduos vegetais na camada de 0 a 10 cm, expresso em maior teor de matéria orgânica (MO) (P <0,05) em LC (4,32 g kg⁻¹) em relação ao ILP (3,68 g kg⁻¹) nesta camada, principalmente na pós-colheita.

Os maiores picos de N-N₂O ocorreram no final do ILP da soja, provavelmente devido à senescência das plantas, decomposição de nódulos e resíduos de culturas, com baixa relação C/N (15:1), favorecendo a mineralização dos resíduos e aumento da disponibilidade de nitrato no solo (CARVALHO et al., 2014; SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017). Além disso, o ciclo da soja é relativamente curto quando comparado a outras culturas, como o milho, e sua colheita ocorre com uma presença significativa de chuva, o que favorece as emissões de N₂O (SANTOS et al., 2016). No período de entressafra no Cerrado, os valores de precipitação são baixos (Figura 2). Uma das estratégias utilizadas para cobrir o solo é o plantio de gramíneas com sistema radicular muito eficiente em absorver água de camadas mais profundas, além da tolerância à seca (SCHOO et al., 2017). No entanto, no presente estudo, devido à baixa precipitação (≈184 mm em seis meses), a entressafra de 2016 não forneceu as condições necessárias para a germinação da forrageira *Panicum maximum* cv. BRS Tamani.

Embora a precipitação (184 mm) seja suficiente durante a entressafra, períodos secos foram observados historicamente, principalmente em janeiro e fevereiro de 2016 (SILVA et al., 2017), que afetaram o período reprodutivo das culturas e o rendimento das culturas. A irregularidade das chuvas promove o “efeito Birch” (JARVIS et al., 2007) e devido ao aumento da umidade do solo, após um período sem chuva que, associado ao aumento da atividade microbiana e presença de N, promove altos picos temporários de N-N₂O. A irregularidade de precipitação ocorreu em março de 2016 (perto da colheita da soja) e março de 2017 (depois do plantio do sorgo). Essa condição também foi observada por Carvalho et al. (2017) e Sato et al. (2017) em sistemas integrados de produção no Cerrado.

O plantio de pastagens durante a entressafra pode alterar os fluxos de N-N₂O. A inserção do sorgo em 2017 no sistema de cultivo resultou em duas vezes mais fluxos de N-N₂O em relação à área de pousio, na entressafra de 2016, devido à falha na germinação da forrageira pela falta de chuva (Figura 5). Essa diferença também foi observada por Nogueira et al. (2016), que atribuíram as emissões de N-N₂O à

fertilização nitrogenada e aos resíduos vegetais das culturas na superfície do solo. A menor emissão de N-N₂O no ILP sugere maior eficiência da ciclagem de nutrientes dos sistemas integrados (PIVA et al., 2014).

O cultivo de leguminosas tem o potencial de promover incrementos de N orgânico e mineral no solo e reduzem as emissões de N-N₂O nas culturas de cereais, como foi demonstrado em alguns estudos (MIGLIORATI et al., 2015; MIELENZ et al., 2016). Para níveis de fertilidade, os resultados do tratamento F2 com maiores valores de emissão em relação aos F1 sugerem que a aplicação de K e P durante os anos de 1995 a 2013 pode ter influenciado a dinâmica de N nos anos de 2015 a 2017. No entanto, esse processo dependerá da disponibilidade de nitrogênio, conforme observado por Chen et al. (2017).

Em relação ao N-N₂O acumulado durante todo o período de avaliação (Figura 7C), sugere-se que o sistema ILP é mitigador de N-N₂O. Resultados semelhantes também foram observados por Buller et al. (2014), Carvalho et al. (2017) e Sato et al. (2017), em que o sistema de integração lavoura-pecuária apresentou N-N₂O menores emissões acumuladas.

A fertilidade diferenciada de P e K (F1 e F2) por 22 anos alterou as emissões acumuladas de N-N₂O, avaliadas após três anos de doses semelhantes desses nutrientes (entre 2014 e 2016), o histórico pode ter modificado características físicas do solo que proporcionaram melhores respostas do sistema e modificando a ação de microrganismos do solo e a produção de biomassa vegetal (SOARES et al., 2019), e essa dinâmica refletiu nos fluxos de N-N₂O. Esses resultados estão de acordo com os apresentados por Angst et al. (2014). Além disso, o histórico de aplicação P e K ao solo (F1 e F2) por vários anos, também influenciou a quantidade de resíduos vegetais produzidos (CARVALHO et al., 2014), com F2 produzindo 6,98 Mg ha⁻¹ e em F1, foram produzidos 6,11 Mg ha⁻¹ (p <0,05) (figura 6).

O solo cultivado com soja na safra 2015/2016 apresentou maior emissão cumulativa de N-N₂O (P <0,05) no LC e F2 (Figura. 7A). Esses resultados podem estar associados à decomposição dos nódulos e raízes da soja, ricos em N e pelo histórico de fertilização com fosfato (MORI et al., 2016; LIU; ZANG, 2018). Na comparação por sistemas, o ILP diminuiu 1,2 kg de N-N₂O ha⁻¹ quando comparado ao LC para o período avaliado de 603 dias. Além disso, a produção de matéria seca mostrou que, apesar do ILP produzir maior biomassa vegetal, foi o sistema de produção com menor emissão de N-N₂O, o que pode estar relacionado com o histórico da área experimental (Tabela 1),

com cultivos anteriores de gramíneas que possuem alta relação C/N, o que promove decomposição mais lenta dos resíduos vegetais. No sistema F2 houve a maior produção de biomassa vegetal e, devido à maior fertilização fosfatada entre 1991 e 2013, contribuiu para o aumento do carbono da biomassa microbiana do solo (vide capítulo 2) devido aos maiores teores de P, assim como observado por Huang et al., (2016) e a biomassa microbiana está associada às maiores emissões de N-N₂O (CARVALHO et al., 2017).

4.4.2 *Covariáveis de N₂O*

A umidade do solo, expressa pelo EPSA e o teor de N mineral são variáveis que contribuem para o aumento das emissões de N-N₂O (BAYER et al., 2015). Os níveis de EPSA variaram de 45% a 77,5%, indicando indiretamente que a baixa tensão de oxigênio no solo está associada a maiores emissões de N-N₂O (Figuras 4 e 5). As maiores emissões de N-N₂O ocorreram em valores EPSA acima de 50% e diferem do modelo proposto por Davidson (1992), que estabelece emissões de N-N₂O com EPSA acima de 60%. Possivelmente, devido à intensificação dos sistemas de produção e ao histórico que pode ter modificado as características físicas do solo o que proporcionaram valores de EPSA > 60%, que não resultaram em altos fluxos de N₂O.

Normalmente, em baixa tensão de oxigênio, a nitrificação é incompleta e a desnitrificação pode predominar e contribuir para a produção de N-N₂O, o que resultaria em fluxos mais altos quando associados ao EPSA > 60% (DAVIDSON, 1992). A faixa de 60% a 70% EPSA promoveram condições favoráveis para nitrificação e desnitrificação, coincidindo com a alta disponibilidade de N mineral (em média > 25 mg kg⁻¹) devido à fertilização com nitrogênio, sistemas de cultivo e intensificação do sistema de cultivo. Para EPSA acima de 60%, a difusão restrita de O₂ permite desnitrificação completa, e o N-N₂O é reduzido para N₂ (VELDKAMP et al., 1998; WOLF; RUSSOW, 2000).

No presente trabalho, valores de EPSA > 60% não refletiram nos picos de N-N₂O (<7 µg m⁻²h⁻¹ de N-N₂O). Assumindo-se que a produção de N-N₂O seja devido, principalmente à nitrificação com EPSA até 60%. No entanto, alguns estudos, tanto nos trópicos (VELDKAMP et al., 1998) quanto em clima temperado (DOBBIE et al., 1999) relatam maiores emissões de N-N₂O para valores de EPSA entre 75-85% (MOGGE et al., 1998; RUSER et al., 1998). A maior média do EPSA no CC comparada à ILP

encontrada neste estudo foi semelhante à obtido por Zanatta et al. (2011) em diferentes tipos de manejo do solo (preparo convencional, plantio direto e plantio direto em integração lavoura-pecuária) em um Latossolo Vermelho distrófico, no qual o efeito combinado da disponibilidade de N e EPSA (acima de 60%) levaram ao aumento dos picos de N₂O.

Alguns estudos já estabeleceram a relação entre as emissões de N-N₂O e o N mineral do solo (ZHU et al., 2004; SANTOS et al., 2016; SATO et al., 2017; CARVALHO et al., 2017). O ILP (2007) considera que a maioria dos efeitos antropogênicos nas emissões de N-N₂O está relacionada a atividades agrícolas e sugere um fator de emissão de 1% (variando de 0,3 a 3%) da quantidade de nitrogênio, incluindo fertilizantes orgânicos e minerais. No período seco, devido à baixa umidade do solo, a difusão de N-N₂O da atmosfera para o solo aumenta, com disponibilidade limitada de N inorgânico, e o N-N₂O atmosférico é reduzido a N₂ por bactérias desnitrificantes, diminuindo assim as emissões de N-N₂O (USSIRI; LAL, 2012; BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; CARVALHO et al., 2017). Na estação chuvosa, as emissões são maiores porque há um aumento de umidade no solo que, associada a resíduos de plantas de culturas anteriores e ao manejo do solo, pode promover maiores emissões de N-N₂O do solo para a atmosfera (SANTOS et al., 2016).

As emissões de N-N₂O no sistema ILP foram menores em relação ao Lavoura contínua, apesar de apresentar maiores teores de nitrato no solo. Por outro lado, em vários estudos tem-se obtido menores teores de N-NO₃⁻ no solo, devido à capacidade das raízes de *Brachiaria* sp de liberar inibidores da nitrificação biológica que bloqueiam as vias enzimáticas de *Nitrosomonas* (BODDEY et al., 2004; SUBBARAO et al., 2015, SATO et al., 2017). Entretanto, no presente estudo, diferentemente dos dados obtidos por Sato et al. (2017), que avaliaram os níveis de nitrato e amônio nessa mesma área experimental, mas sob forrageiras e pastejo de animais, os autores obtiveram menores teores de nitrato no solo (3 mg kg⁻¹).

Os sistemas integrados de produção sob plantio direto promovem maior ciclagem de nutrientes, pois os resíduos vegetais estão presentes na superfície do solo liberam nitrogênio, em que se estima-se que 60% a 70% deste nutriente sejam reciclados e absorvidos pelas plantas na próxima safra (LOSS et al., 2011). No ILP, há uma maior contribuição de resíduos culturais (SOARES et al., 2019) em relação à cultura contínua (LC), tanto na superfície do solo quanto no perfil do solo pelas raízes (ABRAHAM et al., 2008; MORAES et al., 2014). Os sistemas integrados de lavoura-pecuária (ILP) têm

menores emissões de N-N₂O quando comparados a outros sistemas de produção (CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017). Os resíduos culturais estimulam significativamente as emissões de N-N₂O (PUGESGAARD et al., 2017), as características dos resíduos vegetais que se acumulam na superfície do solo, como a razão C:N e seu grau de resistência a decomposição, influenciam o potencial que esses resíduos vegetais em favorecer as emissões de N₂O. Essas características regulam a ciclagem de nutrientes no solo e, conseqüentemente, a liberação de nitrogênio (LI et al., 2015). O manejo ILP há uma maior contribuição de aporte de resíduos culturais em relação à cultura contínua, tanto em superfície quanto no perfil do solo e, em função das características desses resíduos culturais e dos atributos do solo em sistemas ILP, as emissões de N₂O são menores quando comparadas a outros sistemas de produção (FACCIO CARVALHO et al 2010).Shan eYan (2013) e Chen et al. (2013), que estudaram por meio de uma metanálise os impactos dos resíduos nas emissões de N₂O do solo em relação aos atributos do solo e do resíduo e relataram interações opostas entre os resíduos culturais e a aplicação de fertilizantes nitrogenados, sugerindo que outros aspectos da qualidade dos resíduos das culturas, como C mineralizável, também deveria ser considerado como uma covariável que influencia as emissões de N-N₂O do solo para a atmosfera.

Para os níveis de fertilidade (F1 e F2), os teores de K foram maiores em F2 e ILP (P <0,05) (Tabela 3). Apesar da quantidade de K absorvida pelas plantas ser alta, sua remoção pelos grãos é relativamente pequena ($\pm 20\%$) e seu conteúdo da palha retorna ao solo via ciclagem biogeoquímica, sendo intensificado com práticas de manejo (FERREIRA et al., 2011).

Os níveis de P no solo foram semelhantes em F1 e F2 (P > 0,05), e K foram maiores em F2 (P <0,05) (Tabela 3) na camada de 0-10 cm. Em F2, o N-N₂O acumulado durante todo o período de avaliação foi maior (Figura. 7A), indicando influência da aplicação de K nos fluxos de N-N₂O, mesmo que a aplicação diferencial de fertilizantes (P e K) tenha ocorrido em anos anteriores. Chen et al. (2017) também obtiveram resultados semelhantes, mostrando que a adição de P não resultou em um efeito significativo na emissão cumulativa de N-N₂O. Possivelmente, os níveis diferentes de aplicação de P não promoveram mudanças nos níveis de P do solo devido as características mineralógicas desse solo (SHARMA SN, PRASAD,2003; JANEGITZ et al 2016).

Alguns estudos relatam efeitos opostos aos observados aqui, com a adição de P reduzindo o N-N₂O através da maior absorção de N na planta (MORI et al., 2013a; BARAL et al., 2014; ZHANG et al., 2014). Mori et al. (2014) confirmaram essa observação, mostrando que a adição de P reduziu o N-N₂O em solo cultivado com *Acacia mangium*. No entanto, outros autores observaram que a dinâmica de P e N do solo são associadas, influenciando conseqüentemente as emissões de N-N₂O, conforme observado por Mori et al., (2013b) e Mori et al. (2016), em uma floresta tropical, na qual a adição de P estimulou diretamente as bactérias nitrificadoras / desnitrificantes.

O estudo da dinâmica do fósforo nos ecossistemas se tornará cada vez mais importante, pois este é um recurso não renovável (MARKLEIN; HOULTON, 2012). As altas taxas de fertilização com P associadas à sua alta fixação em solos tropicais pode contribuir para maiores emissões de N-N₂O (ALMEIDA et al., 2008). O teor de P do solo diretamente influenciou a quantidade de palha produzida e, possivelmente, maiores frações orgânicas de P, às quais estão associadas à qualidade do resíduo vegetal adicionado ao solo (CARVALHO et al., 2014).

4.4.3 *Relação entre propriedades do solo e emissões de N₂O*

Foi observada uma separação dos sistemas agrícolas e os níveis de fertilidade na análise de componentes principais (PCA) (Figura 9), no qual as emissões acumuladas de N-N₂O no sistema LC foram maiores, independentemente do nível de fertilidade e F2 também teve mesmo comportamento no qual teve maior emissão independentemente do nível de fertilidade

Esse é um resultado surpreendente, considerando a hipótese de que níveis mais altos de fertilidade nos solos seria potencialmente mais suscetível à oxidação da matéria orgânica e conseqüentemente aumentaria o potencial de emissões de GEE, conforme discutido em (SATO et al., 2019). A partir deste resultado, é possível concluir que no sistema ILP, embora tenha menor emissão por rendimento, não promoveu impacto positivo direto nas emissões de N-N₂O. PC1 apresentou uma clara relação entre os níveis de fertilidade e os sistemas agrícolas.

Os resultados extraídos do PCA demonstram que a emissão acumulada de N-N₂O foi associada ao LC com posicionamento vetorial oposto às variáveis de fertilidade e ao NO₃⁻ (Figura 8A). Sato et al. (2019) concluíram que no sistema LC, as perdas de C das frações mais lábeis da matéria orgânica do solo (MO) podem resultar em maiores

fluxos de N-N₂O. Segundo esses autores, no sistema de plantio direto sob ILP, essas perdas são menores devido à maior proteção de C em micro e macro-agregados. Além disso, neste sistema existem níveis mais baixos de disponibilidade de N à microbiota do solo e, portanto, menor produção de N-N₂O pelas comunidades bacterianas.

A análise PCA também mostra que de MO estão relacionadas de forma direta as emissões de N-N₂O e este resultado também foi observado por vários autores (KONG et al., 2009; MORLEY; BAGGS, 2010; BHATTACHARYYA et al., 2013). Os resultados mostram que a fertilidade do solo pode influenciar as emissões de GEE, mas depende do sistema de manejo sistema utilizado. Baral et al (2013) em um estudo de limitação de p observou que quando em alta disponibilidade de N, o desempenho da planta é limitado por P, a fertilização com P e que aumenta a captação de N e reduz a emissão de N₂O. de forma geral os fluxos de N-N₂O na atmosfera podem ser resultado de um equilíbrio entre os níveis de fertilidade do solo, conteúdo da MOS e sistema de produção utilizado.

4.5 CONCLUSÃO

Os sistemas integrados sob ILP, quando comparados a Lavoura Contínua, contribuíram para a mitigação de emissões de N-N₂O durante os 603 dias de avaliação, e isso foi confirmado com a emissão de N-N₂O por rendimento de grãos. No sistema LC, as emissões foram maiores, independentemente do nível de fertilidade. Os efeitos residuais da fertilização com P e K, que ocorreram durante os anos 1991 a 2013, aumentaram os fluxos de N-N₂O durante o período avaliado. Este estudo aponta que, além da fertilização com nitrogênio, a quantidade de outros nutrientes contribui para a emissão de N-N₂O. A adubação corretiva (F2) aumentou a emissão de N-N₂O em relação à aplicação de dose de manutenção, independente do manejo. A maior fertilização de P e K entre 1991 e 2014, contribuiu com o aumento teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, aumentou o potencial de emissões de N-N₂O. Portanto, a adoção de sistemas integrados, e o histórico de adubação influenciam nas emissões N-N₂O.

4.6 REFERÊNCIAS

- ABRAHAM, J. AND CHUDEK, J.A., 2008. **Studies on litter characterization using C NMR and assessment of microbial activity in natural forest and plantation crops'** (teak and rubber) soil ecosystems of Kerala, 513 India. *Plant and soil*, 303, 265-273. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9505-0> 514
- ALMEIDA, . ., ARTWIG, . ., REHNER, ., NSBERGER, ., SCHER, A., 2008. **Evidence that P deficiency induces N feedback regulation of symbiotic N₂ fixation in white clover (*Trifolium repens* L.)**. *Journal of Experimental Botany* 348, 1289-1297. <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.348.1289>
- ANGST, T. E., SIX, J., REAY, D. S., SOHI, S. P., 2014. **Impact of pine chip biochar on trace greenhouse gas 518 emissions and soil nutrient dynamics in an annual ryegrass system in California**. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 17-26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.009>
- BAHR A., ELLSTRÖM, M., BERGH J., WALLANDER, H., 2015. **Nitrogen leaching and ectomycorrhizal nitrogen retention capacity in a Norway spruce forest fertilized with nitrogen and phosphorus**. *Plant and Soil* 390 323– 335 522 <https://doi.org/10.1007 / s11104-015-2408-6>
- BARAL, B.R., KUYPER, T.W., VAN GROENIGEN, J.W., 2014. **Liebig's law of the minimum applied to a greenhouse gas: alleviation of P-limitation reduces soil N₂O emission**. *Plant Soil* 374 539-548. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1913-8>
- BAYER, C., GOMES, J., ZANATTA, J.A., VIEIRA, F.C.B., PILCOLO, M.C., DIECKOW, J., SIX, J., 2015. **Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Sourthen Brazil**. *Soil Tillage Research* 146, 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011> 18 529
- BHATTACHARYYA, P., ROY, K.S., NEOGI, S., DASH, P.K., NAYAK, A. K., MOHANTY, S., BAIG, M.J, SARKAR, R.K., RAO, 530 K.S., 2013. **Impact of elevated CO₂ and temperature on soil C and N dynamics in relation to CH₄ and N₂O emissions from tropical flooded rice (*Oryza sativa* L.)**. *Science of the Total Environment* 461, 601-611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.035>
- BLAKE, G.R, HARTGE, K.H., 1986. **Bulk density, in: Klute A (ed), Methods of Soil Analysis: part 1, 2nd ed. ASA, Madison, pp 363–375.**
- BEUCHLE, R., GRELCHI, R.C., SHIMABUKURO, Y.E., SELIGER, R., EVA, H.D., SANO, E., ACHARD, F., 2015. **Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach**. *Applied Geography* 58,116-127. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>
- BODDEY, R.M., MACEDO, R., TARRÉ, R.M., FERREIRA, E., OLIVEIRA, O.C., REZENDE, C.P., CANTARUTTI, R.B., PEREIRA, J. M., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S., 2004. **Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: the key to understanding the process of pasture decline**. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103,389–403. 541 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.010> 542
- BORJA REIS, A.F. DE, VASCONCELOS, A.L.S., DE ALMEIDA, R.E.M., LAGO, B.C., DIAS, C.T.S., FAVARIN, J.L., 2018. **Relationship of nitrogen and crop performance in aerobic rice and continuous flooding irrigation in weathered tropical lowland**. *European Journal of Agronomy* 95,14-23. <https://doi.org/:10.1016/j.eja.2018.01.016>
- BULLER, L.S., BERGIER, I., ORTEGA, E., MORAES, A., SILVA, G.B., ZANETTI, M. R., 2014. **Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for**

integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. *Agricultural Systems*, 137, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.11.004>

BUTTERBACH-BALL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., 2013. **Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?** *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368, 115-122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>

BUSTAMANTE, M.M.C, NOBRE, C.A, SMERALDI, R., AGUIAR, A.P, BARIONI, L.G., FERREIRA, L.G., LONGO, K., MAIO, P., PINTO, A.S., OMETTO, J.P. 2012. **Estimativa das emissões de gases de efeito estufa de pecuária no Brasil. Mudança climática** 115, 559-577. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0443-3>

CAMPANHA, M. M., DE OLIVEIRA, A. D., MARRIEL, I. E., NETO, M. M. G., MALAQUIAS, J. V., LANDAU, E. C., DE CARVALHO, A. M., 2019. **Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado.** *Science of The Total Environment* 692, 1165-1174. 559 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315>

CARVALHO, A.M.D., BUSTAMANTE, M.M.C., ALMONDES, Z.A.D.P., FIGUEIREDO, C.C.D., 2014. **Forms of phosphorus in an oxisol under different soil tillage systems and cover plants in rotation with maize.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 972-979. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300029>

CARVALHO A.M, BUSTAMANTE, M.M.C, KOZOVITS, A.R., VIVALDI, L., SOUZA, D.M., 2006. **Emissão de óxidos de 564 nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41, 679-685. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2006000400020>

CARVALHO, A.M., COELHO, M.C., DANTAS, R.D., FONSECA, O.P., JÚNIOR, R.G., FIGUEIREDO, C.C., 2012. **Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna.** *Crop and Pasture Science* 63(12), 1075-1081, <https://doi.org/10.1071/CP12272> 19

CARVALHO, A.M., OLIVEIRA, W.R D., RAMOS, M.L G., COSER, T R., OLIVEIRA, A.D., PULROLNIK, K., MARCHÃO, R.L., 2017. **Soil N₂O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108,69-83. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900049> 572

CHEN, H., ZHANG, GURMESA, G.A., ZHU, X., LI, D, MO, J., 2017. **Phosphorus addition affects soil nitrogen dynamics in a nitrogen- saturated and two nitrogen-limited forests.** *European Journal of Soil Science*, 68,472-9. <https://doi.org/10.1111/ejss.12428>

CHEN, H., LI, X., HU, F., SHI, W., 2013. **Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta- analysis.** *Global Change Biology* 19(10), 2956-2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274> 577

CLAIS, P., SABINE, C., BALA, G., BOPP, L., BROVKIN, V., CANADELL, J., CHABRA, A., DEFRIES, R., GALLOWAY, J., HEIMANN, M., JONES, C., LE QUÉRÉ, C., MYNENI, R.B., PIAO, S., THORNTON, P., 2013. **Carbon and other biogeochemical cycles, in: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M.(eds.), Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY USA, pp. 583 465–570.

- CRUVINEL, E.B.F., BUSTAMANTE, M.M.C., KOZOVITS, A.R., ZEPP, R.G., 2011. **Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the Savanna region of central Brazil.** *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144, 586 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.016> 587
- DAVIDSON, E.A. 1992. **Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil.** *Soil Science Society of America Journal* 56, 95-102. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600010015x>. 589
- DOBBIE, K.E., MCTAGGART, I.P., SMITH, K.A., 1999. **Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors.** *Journal of Geophysical Research. Atmospheres* 104, 26891-26899. <https://doi.org/10.1029/1999JD900378>
- EBERHARDT, D., BECQUER, T., MARCHÃO, R.L., SIQUEIRA VENDRAME, P.R., VILELA, L., CORAZZA, E.J., GUIMARÃES, M. F., 2017. **Phosphorus bioavailability in soybean grown after pasture under different fertility regimes.** *Semina: Ciências Agrárias*, 38, 571-579. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n2p571> 595 .
- FACCIO CARVALHO, P. C., ANGHINONI, I., DE MORAES, A., DE SOUZA, E. D., SULC, R. M., LANG, C. R., ... & DE LIMA WESP, C. (2010). **Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88(2), 259-273.
- FERREIRA, E.V.O., ANGHINONI, I., ANDRIGHETTI, M.H., MARTINS, A.P., CARVALHO, P.C. F., 2011. **ciclagem e balanço de potássio e produtividade de soja na integração lavoura-pecuária sob semeadura direta.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 161-169. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100015> 598
- FIGUEIREDO, C.C., DE OLIVEIRA, A.D., DOS SANTOS, I.L., FERREIRA, E.A.B., MALAQUIAS, J. V., DE SÁ, M.A.C., DOS SANTOS, CARVALHO, A.M.D., SANTOS JÚNIOR, J.D.D. G., 2018. **Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado.** *Science of the Total Environment*, 618, 1572-1582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333>
- IPLC CLIMATE CHANGE. 2007. **The Physical Science Basis** (eds Solomon, S. et al.) (Cambridge Univ. Press, 603 2007).
- JARVIS, P., REY, A., PETSIKOS, C., WINGATE, L., RAYMENT, M., PEREIRA, J., BANZA, J., DAVID, J., MIGLIETA, F., BORGHETTI, M., MANCA, G., VALENTINI, R., 2007. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. *Tree Physiol.* 27, 929–940. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.7.929> 20
- JANEGITZ, M. C., SOUZA, E. A. D., & ROSOLEM, C. A. (2016). **Brachiaria as a cover crop to improve phosphorus use efficiency in a no-till Oxisol.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40.
- KONG, A.Y., FONTE, S.J., VAN KESSEL, C., SIX, J., 2009. **Soil aggregates control N cycling efficiency in long-term conventional and alternative cropping systems.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 85(1), 107-107. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9094-6>.
- LI, S., GU, X., ZHUANG, J., AN, T., PEI, J., XIE, H., WANG, J., 2015. **Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility.** *Soil and Tillage Research*, 155,199-206. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150142>

LIU, X., ZHANG, Y., 2018. **Can phosphorus and nitrogen addition affect ammonia oxidizers in a high-phosphorus agricultural soil?** Archives of Agronomy and Soil Science 64, 1728-1743. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1455001>

LIVINGSTON, G.P., HUTCHINSON, G.L., 1995. **Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error.** Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water 51, 14-51.

LOSS, A., PEREIRA, M.G., PERIN, A., DOS ANJOS, L.H.C., 2011. **Carbon and nitrogen content and stock in no-tillage and crop-livestock integration systems in the Cerrado of Goiás State, Brazil.** Journal of Agricultural Science 4, 96-104. <https://doi.org/10.5539/jas.v4n8p96>

MARKLEIN, A. R., HOULTON, B. Z., 2012. **Nitrogen inputs accelerate phosphorus cycling rates across a wide variety of terrestrial ecosystems.** New Phytologist 193(3), 696-704. <https://doi.org/10.1111/j.1469-6248.2011.03967.x>

MARTINSON, G.O., CORRE, M.D., VELDKAMP, E., 2013. **Responses of nitrous oxide fluxes and soil nitrogen cycling to nutrient additions in montane forests along an elevation gradient in southern Ecuador.** Biogeochemistry, 112,625-636. <https://doi.org/10.1890/1462-2525.112.3.625>

MIELLENZ, H., THORBURN, P. J., SCHEER, C., MIGLIORATI, M. D. A., GRACE, P. R., BELL, M. J., 2016. **Opportunities for mitigating nitrous oxide emissions in subtropical cereal and fiber cropping systems: A simulation study.** Agriculture, Ecosystems & Environment 218, 11-27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.008>

MIGLIORATI, M.D.A., BELL, M., GRACE, P.R., SCHEER, C., ROWLINGS, D.W., LIU, S., 2015. **Legume pastures can reduce N₂O emissions intensity in subtropical cereal cropping systems.** Agriculture, Ecosystems & Environment 204, 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.007>

MOGGE, B., KAISER, E.A., MUNCH, J.C., 1998. **Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved Lake region (Northern Germany).** Soil Biology and Biochemistry, 30,703-710. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00039-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00039-5)

MORAES, A., DE FALCIO CARVALHO, P.C., ANGHINONI, I., LUSTOSA, S.B.C., DE ANDRADE, S.E.V.G., KUNRATH, T.R., 2014. **Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics.** European Journal of Agronomy, 57, 4- 639 9. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500018>

MORI, T., OHTA, S., ISHIZUKA, S., KONDA, R., WICAKSONO, A., HERIYANTO, J., HAMOTANI, Y., GOBARA, Y., KAWABATA, C., KUWASHIMA, K., NAKAYAMA, Y. 2013a. **Soil greenhouse gas fluxes and C stocks as affected by phosphorus addition in a newly established Acacia mangium plantation in Indonesia.** Forest ecology and management, 310, 643-651. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.010>

MORI, T., OHTA, S., ISHIZUKA, S., KONDA, R., WICAKSONO, A., HERIYANTO, J., 2013b. **Effects of phosphorus addition with and without ammonium, nitrate, or glucose on N₂O and NO emissions from soil sampled under Acacia mangium plantation and incubated at 100% of the water-filled pore space.** Biol. Fertil. Soils 49, 647 13–21. doi: <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0690-5>

Mori, T., Ohta, S., Ishizuka, S., Konda, R., Wicaksono, A., Heriyanto, J., 2014. **Phosphorus application reduces N₂O emissions from tropical leguminous plantation soil when phosphorus uptake is low.** Biology and fertility of soils, 50, 45-51. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0690-5>

MORI, T., ISHIZUKA, S., KONDA, R., WICAKSONO, A., HERIYANTO, J., HARDJONO, A., OHTA, S., 2016. **Effects of phosphorus addition on N₂O emissions**

from an Acacia mangium soil in relatively aerobic condition. *Tropics*, 25, 117-125. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0824-4>

MORLEY, N., BAGGS, E. M., 2010. **Carbon and oxygen controls on N₂O and N₂ production during nitrate reduction.** *Soil Biology and Biochemistry* 42(10), 1864-1871. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.07.008>.

NOGUEIRA, A.K., RODRIGUES, R.D.A.R., DA SILVA, J.J.N., BOTIN, A.A., DA SILVEIRA, J.G., MOMBACH, M.A., 657 ARMACOLO, N.M., DE OLIVEIRA ROMEIRO, S., 2016. **Fluxos de óxido nitroso em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51,1156-1162. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900015>

OLIVEIRA, R. DE, SILVA, L.S., DE SOUZA, N.F., PIETROSKI, M., CAIONE, G., JÚNIOR, G.D.F.S., CAMPOS, M.C.C., 2018. **Mineralogy and maximum phosphorus adsorption capacity in soybean development.** *Journal of Agricultural Science* 10 (7). <https://doi.org/10.5539/jas.v10n7p242>

PIVA, J.T., DIECKOW, J., BAYER, C., ZANATTA, J.A., DE MORAES, A., TOMAZI, M., PAULETTI, V., BARTH, G., DE CASSIA PILCOLO, M., 2014. **Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol.** *Agriculture, Ecosystems & Environment* 190,87-93. 666 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.008>

PUGESGAARD, S., PETERSEN, S.O., CHIRINDA, N., OLESEN, J.E., 2017. **Crop residues as driver for N₂O emissions from a sandy loam soil.** *Agricultural and Forest Meteorology* 233, 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.007> 670.

RAD, A.S. 2015. **First principles study of Al-doped graphene as nanostructure adsorbent for NO₂ and N₂O: DFT calculations.** *Applied Surface Science*, 357,1217-1224. <https://doi.org/10.1016/j.comptc.2017.03.030> 2210- 672 271X/Ó 673

RODRIGUES, M., PAVINATO, P.S., WITHERS, P.J.A., TELES, A.P.B. AND HERRERA, W.F.B. 2016. **Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna.** *Science of the Total Environment*, 542, 1050-1061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.118>

ROELANDT, C., VAN WESEMAEL, B., ROUNSVELL, M., 2005. **Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climates.** *Global Change Biology* 11, 1701–1711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-6782.2005.01025.x>

RUSER, R., SCHILLING, R., STEINDL, H., FLESSA, H. AND BEESE, F., 1998. **Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields.** *Soil Science Society of America Journal* 62,1587-1595. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200060016x>

Sá, M., JC, LAL, R., CERRI, C.C., LORENZ, K., HUNGRIA, M., CARVALHO, P.C. F., 2017. **Low-carbon agriculture in 683 South America to mitigate global climate change and advance food security.** *Environment International* 98, 102-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>

SALTON, J.C., MERCANTE, F.M., TOMAZI, M., ZANATTA, J.A., CONCENÇO, G., SILVA, W.M., RETORE, M., 2014. **Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system.** *Agriculture*,

SANTOS, H.P.D., SPERA, S.T., TOMM, G.O., KOCHANN, R.A., ÁVILA, A., 2008. **Soil tillage and crop rotation systemson soil fertility attributes after twenty years.** *Bragantia*, 67(2), 441-454. <https://doi.org/10.1590/S0006-69087052008000200020>

SANTOS, I.L., OLIVEIRA, A.D., FIGUEIREDO, C.C., MALAQUIAS, J.V., SANTOS, J.D.D.G., FERREIRA, E.A.B., DE SÁ, M.A.C. CARVALHO, A.M., 2016. **Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall**

seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 694 233,111-120. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.030>

SATO, J.H., CARVALHO, A. M., FIGUEIREDO, C.C., COSER, T.R., SOUSA, T. R., VILELA, L., MARCHÃO, R. L., 2017. **Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 08, 55-68. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9822-5>.

SATO, J.H., FIGUEIREDO, C.C., MARCHÃO, R.L., OLIVEIRA, A.D., VILELA, L., DELVICO, F.M., CARVALHO, A.M., 2019. **Understanding the relations between soil organic matter fractions and N₂O emissions in a long-term integrated crop-livestock system.** *European Journal of Soil Science*. 1–14 <https://doi.org/10.1111/ejss.12819>.

SHARMA SN, PRASAD R. **Yield and P uptake by rice and wheat grown in sequence as influenced by phosphate fertilization with diammonium phosphate and Mussoorie rock phosphate with or without solubilizing bacteria.** *J Agric Sci*. 2003;141:359-69. doi:10.1017/S0021859603003678

SHAN, J., YAN, X. 2013. **Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils.** *Atmospheric Environment*, 71, 170-175. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.009>

SCHOO, B., WITTICH, K.P., BÖTTCHER, U., KAGE, H. AND SCHITTENHELM, S., 2017. **Drought tolerance and water-use efficiency of biogas crops: A Comparison of Cup Plant, Maize and Lucerne- Grass.** *Journal of Agronomy and Crop Science* 203,117-130. <https://doi.org/10.1111/jac.12173>

SIGNOR, D., CERRI, C.E.P., 2013. **Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review.** *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43, 322-338. <http://dx.doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>

SILVA, N.M., ANGEOLETTO, F., SANTOS, J.W., PARANHOS FILHO, A.C., VALCHIANO, M.C., BOHRER, J.F., CÂNDIDO, A.K.A., 2017. **The negative influences of the new Brazilian forest code on the conservation of riparian forests.** *European Journal of Ecology* 3,116-122. <https://doi.org/10.1515/eje-2017-0019>

SIRENE: **Sistema de Registro Nacional de Emissões.** 2018. https://sirene.mctic.gov.br/portal/export/sites/sirene/backend/galeria/arquivos/2018/10/11/Estimativas_3ed.pdf. ALCesso data: 18 junho 2020.

STRASSBURG, B.B., LATAWIEC, A.E., E.D., 2014. **When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil.** *Global Environmental Change* 28 , 84-97, 715 <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>

SOARES, D.S., RAMOS, M.L.G., MARCHÃO, R.L., MACIEL, G.A., OLIVEIRA, A.D., MALAQUIAS, J.M., CARVALHO, A.M., 2019. **How diversity of crop residues in long-term no-tillage systems affect chemical and microbiological soil properties.** *Soil and Tillage Research*, 194, 104316. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104316>, 2019

SUBBARAO, G.V., YOSHIHASHI, T., WORTHINGTON, M., NAKAHARA, K., ANDO, Y., SAHRAWAT, K. L., BRAUN, H.J., 2015. **Suppression of soil nitrification by plants.** *Plant Science* 233, 155-164. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2015.01.012>.

TEIXEIRA, M. B., LOSS, A., PEREIRA, M. G., & PIMENTEL, C. (2011). **Decomposition and nutrient release from millet and sorghum biomass.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(3), 867-876.

USSIRI, D.A.N., LAL, R., 2012. **Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation.** Springer Dordrecht, Rotterdam, Netherlands. 378 p. <https://doi.org/10.1007/978-94->

007-5364-8_1 USDA. 2018. Word Agricultural Supply and Demand Estimates. 577 Washington, U.S. <http://usda.mannlib.cornell.edu/MannUsda/viewDocumentInfo.do?documentID=1194>, AL Cessed date: 01 October 2019 23

VELDKAMP, E., KELLER, M., NUÑEZ, M., 1998. **Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica**. *Global Biogeochemical Cycles* 12,71-79. <https://doi.org/10.1029/97GB02730> 730

WHITERS, P.J., RODRIGUES, M., SOLTANGHEISI, A., DE CARVALHO, T.S., GUILHERME, L.R., BENITES, V.D.M., GATIBONI, 731 L.C., DE SOUSA, D.M., NUNES, R.D.S., ROSOLEM, C.A. AND ANDREOTE, F.D. 2018. **Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture**. *Scientific Reports*, 8(1),2537. 733 <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20887-z>

WOLF, I., RUSSOW, R., 2000. **Different pathways of formation of N₂O, N₂ and NO in black earth soil**. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 229-239. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00151-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00151-0). 736

ZANATTA, J.A., BAYER, C., VIEIRA, F.C.B., GOMES, J., TOMAZI, M., 2011. **Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*.34, 1653- 738 1665. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500018> 739

ZHU, L.S., 2004. **Exploitation and utilization of the silkworm *Antheraea pernyi***. *Northern Sericulture* 25, 32–33. 740 <https://doi.org/10.1016/j.fct.2006.01.009>

CAPÍTULO 2

**ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO E SUA INFLUENCIA NAS
EMISSÃO DE N₂O EM SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA E LAVOURA CONTINUA COM DIFERENTE HISTORICO DE
ADUBAÇÃO COM P E K**

ABSTRACT

The no-tillage system, based on rotations between pastures / legumes and tropical grasses as cover crops, has been used in Brazil as an alternative to sustainable intensification in agricultural systems. The increase in crop diversity in crop-livestock integration (ILP) systems alters the soil's chemical and microbiological attributes, increasing soil quality. Consequently, the ILP has a greater capacity for mitigating greenhouse gases. Although N₂O flows are related to nitrogen fertilization, there is little information about interactions with other nutrients that can alter microbiological properties, therefore, N₂O flows in the soil. The objective is to evaluate N₂O emissions in two contrasting agricultural systems (LC - Continuous crop and ILP - integrated crop-livestock system) with two levels of historical phosphate and potassium fertilization (F1- maintenance fertilization of P and K and F2- fertilization corrective P and K) adopted since the beginning of the experiment in 1991. N₂O flows were measured during two agricultural years, using four static chambers / treatment from November 2015 to July 2017. Carbon and nitrogen from soil microbial biomass, total soil carbon, total N, organic carbon and total N of the particulate soil fraction, available N, humic fractions of organic carbon and soil enzymes (β -glucosidase, arylsulfatase and acid phosphatase). Analysis of variance and comparison of means were performed using the Tukey test ($p < 0.05$). Cumulative N₂O emissions and soil microbiological attributes were also compared using principal component analysis. The accumulated N-N₂O emission showed significant differences between the soil management systems ($P < 0.05$): LC-F2 > LC-F1 > ILP-F2 and > ILP-F1. Phosphate and potassium fertilization differentiated in previous years may have promoted the greatest entry of carbon into the soil and altered its microbiological attributes. Both ILP-F1 and ILP-F2 production systems were more correlated with soil enzymatic activity (Aryl, Phos and β -Gluc), CP and MAC in the two years of evaluation. Arisulfatase and phosphatase, which are inversely related to N₂O emissions, and this was observed in livestock crop integration, this system had less accumulated emissions due to being a dynamic system and with greater cycling .

Key word: Soil enzyme; nitrous oxide; integrated crop-livestock

RESUMO

O sistema plantio direto, baseado nas rotações entre pastagens / leguminosas e gramíneas tropicais como plantas de cobertura, tem sido utilizado no Brasil como uma alternativa à intensificação sustentável nos sistemas agrícolas. O aumento da diversidade de culturas nos sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) altera os atributos químicos e microbiológicos do solo, aumentando a qualidade do solo. Consequentemente, o ILP apresenta maior capacidade de mitigação de gases de efeito estufa. Embora os fluxos de N_2O estejam relacionados à fertilização nitrogenada, há poucas informações sobre as interações com outros nutrientes que possam alterar as propriedades microbiológicas, portanto, os fluxos de N_2O no solo. O objetivo avaliar as emissões de N_2O em dois sistemas agrícolas contrastantes (LC - Lavoura contínua e ILP - sistema integrado lavoura-pecuária) com dois níveis de histórico fertilização com fosfato e potássio (F1- fertilização de manutenção de P e K e F2- fertilização corretiva de P e K) adotados desde o início do experimento em 1991. Os fluxos de N_2O foram medidos durante dois anos agrícolas, com a utilização de quatro câmaras estáticas / tratamento, no período de novembro de 2015 a julho de 2017. Foram avaliados também o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo, carbono total do solo, N total, carbono orgânico e N total da fração particulada do solo, N disponível, frações húmicas do carbono orgânico e enzimas do solo (β -glucosidade, arilsulfatase e fosfatase ácida). Foi feita a análise de variância e a comparação de média pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As emissões cumulativas de N_2O e os atributos microbiológicos do solo foram comparados também por meio de análise de componentes principais. A emissão acumulada de N- N_2O mostrou diferenças significativas entre os sistemas de manejo do solo ($P < 0,05$): LC-F2 > LC-F1 > ILP-F2 e > ILP-F1. A adubação fosfatada e potássica diferenciada em anos anteriores podem ter promovido a maior entrada de carbono no solo e ter alterado seus atributos microbiológicos. Ambos os sistemas de produção ILP-F1 e ILP-F2 foram mais correlacionados com a atividade enzimática no solo (Aryl, Phos e β -Gluc), CP e MAC nos dois anos de avaliação. Arisulfatase e a fosfatase estão inversamente relacionadas com a emissão de N- N_2O , no sistema de integração lavoura pecuária e esse sistema teve menor emissão acumulada.

Palavra-Chave: Enzima do Solo; Oxido Nitroso; Integração Lavoura Pecuária;

5.1 INTRODUÇÃO

As práticas agrícolas podem minimizar o impacto das emissões de N_2O , bem como melhorar a qualidade do solo (CARVALHO et al., 2017; COSER et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2018), alterando suas propriedades químicas, físicas e biológicas que dependem também das condições climáticas (SOUZA et al., 2015).

Dentre os sistemas de manejo do solo mais conservacionistas, a integração lavoura-pecuária (ILP) merece destaque como estratégia potencial de produção agropecuária sustentável nos trópicos (NASCENTE; CRUSCIOL, et al., 2012). A ILP pode ser uma alternativa eficaz para a melhoria da qualidade do solo, uma vez que favorece a estabilidade de agregados do solo com a adição de matéria orgânica e proporciona condições favoráveis para a atividade microbiana do solo (BENDER et al., 2016; COSER et al., 2016). Além disso, os sistemas integrados representam também um eficiente dreno de carbono, contribuindo para mitigação de emissões de GEE (BULLER et al., 2015).

Dentre os sistemas de manejo do solo mais conservacionistas, a integração lavoura-pecuária (ILP) merece destaque como estratégia potencial de produção agropecuária sustentável nos trópicos (NASCENTE; CRUSCIOL, et al., 2012). O ILP pode ser uma alternativa eficaz para a melhoria da qualidade do solo, uma vez que favorece a estabilidade de agregados do solo com a adição de matéria orgânica e proporciona condições favoráveis para a atividade microbiana do solo (BENDER et al., 2016; COSER et al., 2016). Além disso, os sistemas integrados representam também um eficiente dreno de carbono, contribuindo para mitigação de emissões de GEE (BULLER et al., 2015), principalmente de N_2O (CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017; SATO et al., 2019), que é um dos GEE mais impactado pelas atividades agropecuárias. A resiliência ao N_2O foi estimada em mais de 120 anos, com potencial de aquecimento global cerca de 268 vezes maior que o CO_2 (MYHRE et al. 2013).

O $N-N_2O$ do solo é resultado da nitrificação e desnitrificação microbiana. É modulado pela quantidade de substrato (N) e pelas condições ambientais (O_2 , espaço poroso preenchido com água - EPSA, pH e temperatura do solo), que são modificados, por sua vez, por uma série de práticas de manejo agrícola (SANTOS et al., 2016; THOMAS et al., 2017).

Portanto, os fluxos de N_2O no solo em sistemas agrícolas é influenciada por vários fatores, como o elevado teor de água, que reduz a aeração e promove anaerobiose

(BUTTERBACH-BALL et al., 2013); a utilização de fertilizantes nitrogenados, influenciando na disponibilidade de N (CARVALHO et al., 2014); o preparo do solo, que interfere na aeração e nas comunidades microbianas (BAYER et al., 2015); as excretas de animais (LESSA et al., 2014; BULLER et al., 2015),

O não revolvimento do solo, o maior aporte de resíduos vegetais e a diversidade de resíduos culturais favorecem as comunidades microbianas do solo (PORTILHO et al., 2015). Os atributos microbiológicos exercem importante papel na dinâmica de C e N em sistema de integração lavoura-pecuária, sendo ainda necessário elucidar a influência dos mesmos nas emissões de N_2O . A fração disponível do nitrogênio é uma importante fonte de N mineral em solos agrícolas (LUCE et al., 2014) e é composta pela fração mineral (NO_3^- e NH_4^+), associada a compostos orgânicos de baixo peso molecular (aminoácidos e açúcares aminados).

As frações particuladas de carbono e nitrogênio do solo estão associadas à formação e estabilização de agregados do solo (SIX et al., 2002; SILVA et al., 2016). Além disso, essas frações ($>53 \mu m$) são sensíveis às mudanças no solo (Veras et al., 2016), e esse compartimento desempenha um papel importante na ciclagem de nutrientes, conseqüentemente, na emissão de óxido nitroso (CONCEIÇÃO; GASPARI, 2005; LAI et al., 2018).

A biomassa microbiana do solo (CBM) é uma fração lábil dinâmica da matéria orgânica do solo que é muito sensível a mudanças no manejo do solo (JACKSON et al., 2003; FIGUEIREDO et al., 2018; COSER et al., 2016). Além disso, a fertilização diferenciada de nutrientes no solo, como o P e K, podem alterar o CBM. Huang et al. (2016) obtiveram que a abundância de comunidade microbiana, CBM e NBM aumentou após dois anos com maior fertilização com P ($30 \text{ g P m}^{-2}\text{-ano}^{-1}$), em comparação com doses mais baixas. Os autores consideraram que o CBM e NBM aumentaram devido ao aumento do carbono orgânico do solo. Há poucos trabalhos que mostram correlação significativa entre o CBM e os fluxos de $N-N_2O$ (Carvalho et al., 2017; Figueiredo et al., 2018; Sato et al., 2019).

Grande parte das transformações bioquímicas do solo são mediadas por enzimas microbianas e estas podem ser alteradas com o manejo do solo, sendo a atividade enzimática um indicador sensível das mudanças ocasionadas pelo uso intensivo dos solos (MAKOI E NDAKIDEMI, 2008; LOPES et al., 2013). As enzimas de solo desempenham um papel fundamental nas reações bioquímicas, catalisando várias reações, incluindo aquelas envolvidas na decomposição de resíduos orgânicos, na

ciclagem de nutrientes, na formação de matéria orgânica e na agregação do solo (BALOTA et al 2014). A determinação da atividade enzimática do solo permite a avaliação do impacto de diferentes práticas de manejo na microbiota do solo, pois esta é sensível às mudanças de uso do solo do solo (BORASE et al. 2020).

São poucos os trabalhos que correlacionam o fluxo de N₂O com os atributos microbiológicos do solo (WANG et al., 2008, CARVALHO et al., 2017; Figueiredo et al., 2018; SATO et al., 2019) e com sistemas de produção de longa duração são mais escassos ainda. Os estudos tem dado ênfase nos estoques de C e N, frações lábeis de C e N, e carbono lábil (CARMO et al., 2005; BAYER et al., 2015; KUMAR et al.2018).

A hipótese do trabalho é que sistemas de integração lavoura-pecuária de longa duração, com diferentes fertilizações de P e K, alteram os atributos microbiológicos do solo e os fluxos acumulados de N₂O. Assim, o objetivo foi o de avaliar o efeito de dois sistemas de produção (LC - Lavoura contínua e ILP - sistema de integração lavoura-pecuária) e dois históricos diferentes de fertilização com fosfato e potássio (F1- fertilização de manutenção e F2- fertilização corretiva) sobre os atributos microbiológicos do solo e suas relações com os fluxos acumulados de N-N₂O, em dois anos agrícolas, com o cultivo da soja.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Embrapa Cerrados, localizado a 15°39' S e 47°44' W e 1200 m de altitude, em Planaltina, DF, Brasil (Figura 1). A estação chuvosa na região ocorre entre outubro e abril. O solo da área de estudo é classificado como Latossolo vermelho. O clima da região é Aw, de acordo com a classificação Köppen (ALVARES et al., 2013), e possui duas estações bem definidas: inverno seco e verão chuvoso.

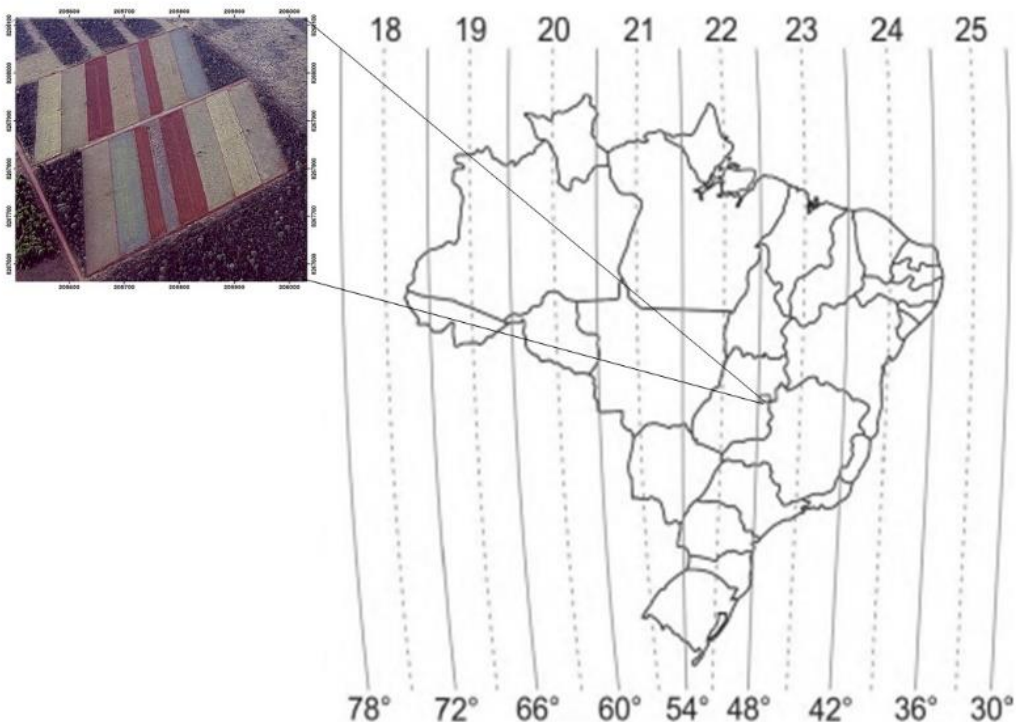


Figura 1: Representação esquemática da área experimental durante o período de 2015 a 2017 em Planaltina, DF, Brazil.

O experimento foi iniciado em 1991, em faixas de 50 m x 40 m onde foram estabelecidos os sistemas de manejo do solo (Tabela 1). Durante os primeiros quatro anos foram cultivadas as culturas: soja, milho, arroz e sorgo em sistema de cultivo convencional, com arado de discos para a correção química e arado de aivecas para incorporação de resíduos vegetais.

Tabela 1. Histórico dos sistemas de cultivo ao longo de 26 anos de experimentos e aporte de carbono antes da amostragem do solo.

Sistema de manejo	Fertilização	Sequência anual das culturas - 1991–2017 ^a	Entrada de carbono/ Mg ha ^{-1b}
Lavoura contínua (LC)	fertilização de manutenção (F1)	S-S-M-S-M-S-M-S-S-Pg-S-Pg-S-S-Sb-S-S-M-S-M-S-M-S-S-Sb-M-S-S	3,2
Lavoura contínua (LC)	fertilização corretiva (F2)	S-S-M-S-M-S-M-S-S-Pg-S-Pg-S-S-Sb-S-S-M-S-M-S-M-S-S-Sb-M-S-S	5,2
Integração lavoura-pecuária (ILP)	fertilização de manutenção (F1)	S-S-M-S-Ag-Ag-Ag-Ag-S-Pg-S-Pg-S/Ub-Ub-Ub-S-Pg-P-P-S-P-S-Sg/P-M-S-S	2,3
Integração lavoura-pecuária (ILP)	fertilização corretiva (F2)	S-S-M-S-Ag-Ag-Ag-Ag-S-Pg-S-Pg-S/Ub-Ub-Ub-S-Pg-P-P-S-P-S-Sb/P-M-S-S	3,6

^aAg-*Andropogon gayanus*; M-Milho (*Zea mays*) ; S-soja (*Glycine max*); P- *Urochloa brizantha* cv Brs Piatã ; Sb- *Sorghum bicolor*; Pg-*Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown; Ub- *Urochloa brizantha* (Hochst.) cv. Marandu. A quantidade de fertilizantes utilizadas nos sistemas de produção no período de 1991 a 2013 foi de: LC-F1 (7,15 t ha⁻¹ de calcário, 500,5 kg N ha⁻¹, 1630 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 1250 kg ha⁻¹ de K₂O, 42,7 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 1,5 t ha⁻¹ de gesso); LC-F2 (10,6 t ha⁻¹ de calcário, 680,5 kg N ha⁻¹, 2,561 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 2,146 kg ha⁻¹ de K₂O, 85 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 4,3 t ha⁻¹ de gesso); CLS-F1 (7,13 t ha⁻¹ de calcário 412,5 kg N ha⁻¹, 1,213 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 903 kg ha⁻¹ de K₂O, 31,5 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 1,5 t ha⁻¹ de gesso); ; CLS-F2 (10,6 t ha⁻¹ de calcário, 477,5 kg N ha⁻¹, 1793 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 1438 kg ha⁻¹ de K₂O, 63 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 4,3 t ha⁻¹ de gesso).

No estabelecimento do experimento (1991) foi realizada a aplicação de calcário dolomítico na dose de 5,8 Mg ha⁻¹. A fertilização de manutenção da pastagem foi realizada com correção da saturação de bases a 50%, com aplicação de 20 kg de P₂O₅, 50 kg de K₂O e 60 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹.

Em 1995 foi plantado *Andropogon gayanus* nas parcelas sob cultura contínua e a fertilização de manutenção da pastagem foi realizada com correção da saturação de bases a 50%, com aplicação de 20 kg de P₂O₅, 50 kg de K₂O e 60 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹. Nas parcelas com integração lavoura-pecuária, o adubo residual da lavoura foi utilizado para o estabelecimento da forrageira (*Andropogon gayanus*). Nas parcelas com lavoura contínua, a adubação corretiva gradual foi realizada conforme as recomendações técnicas para cada cultura. No sistema de integração lavoura pecuária, quando estava na fase de lavoura, eram utilizadas as mesmas culturas dos tratamentos com sistema lavoura contínua.

Foram feitas, ainda, fertilizações fosfatadas e potássicas nos tratamentos com a dose recomendada e metade da dose recomendada, entre os anos de 1995 e 2013. A partir desse ano, as fertilizações fosfatadas e potássicas foram as mesmas em todas as

parcelas do experimento. A Tabela 1 mostra o histórico da sequência de plantios dos sistemas de produção e a quantidade total de fertilizantes aplicados durante os 26 anos do experimento.

O desenho experimental foi em blocos ao acaso com quatro repetições. Os sistemas de produção avaliados foram: 1. Lavoura contínuo com fertilização de manutenção de P e K (LC-F1); 2. Lavoura contínuo com fertilização corretiva de P e K (LC-F2); 3. Integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K (ILP-F1); 4. Integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K (ILP-F2). Nas duas épocas de avaliação deste trabalho (entre 2016 e 2017), todos os sistemas de produção estavam na fase lavoura, sob a cultura da soja.

Na safra 2015/2016, foi plantada a soja BRS 8180 RR, em novembro de 2015 e a colheita foi em março de 2016. Na safra 2016/2017, foi plantada a soja NS 7200 RR, em novembro de 2016 e coletada em fevereiro de 2017. A análise de solo das áreas experimentais foi realizada em janeiro de 2016 (Tabela 2).

Tabela 2. Análise química do solo na camada de 0-10 cm na área experimental.

Manejo de solo	Al ⁺³	Ca	H+Al ⁺³	MOS*	pH	K	P
	----- (cmolc dm ⁻³) -----		-----	(%)		----- (mg L ⁻¹) ----	
LC-F1	0,044	4,06	3,81	4,06	5,65	111,25	3,82
LC-F2	0,020	5,49	3,02	4,59	5,51	139	7,81
ILP-F1	0,032	3,56	4,29	3,78	5,35	108	12,30
ILP-F2	0,028	5,36	3,12	3,58	5,54	169,75	27,62

*MOS – matéria orgânica do solo, Sistemas de manejo: LC-F1 - Cultura continua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura continua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

Nas duas safras com cultivo de soja (2015/2016 e 2016/2017), a adubação foi de NPK (0:20:20) com 115 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 100 kg ha⁻¹ de K₂O. As sementes foram inoculadas com *B. japonicum*, na dose de 1x10⁹ UFC g⁻¹ de inoculante. As coletas de solo foram feitas em janeiro de 2016 e janeiro de 2017 para a análise dos atributos do solo. A avaliação dos fluxos de N₂O foi feita durante o ciclo da soja nas safras 2015/2016 e 2016/2017.

5.2.2 Avaliação dos fluxos de N₂O

Os fluxos de N₂O foram medidos com câmaras estáticas fechadas, conforme metodologia descrita em Sato et al. (2017). A concentração de N₂O foi determinada por cromatografia gasosa (Thermo Scientific Model Trace 1310, Milão, Itália), com uma coluna preenchida com Porapak Q e um detector de captura de elétrons, de acordo com a metodologia descrita em Sato et al. (2017). As taxas de emissão de N₂O (FN₂O) foram calculadas de acordo com a seguinte equação:

$$FN_{2O} = (\delta C / \delta t) \times (V/A) \times (M / V_m) \quad (1)$$

Onde $\delta C / \delta t$ é a mudança na concentração de N₂O na câmara durante o intervalo de incubação; V e A são o volume da câmara e a área coberta do solo, respectivamente; M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molecular em cada temperatura da amostra.

As emissões acumuladas foram estimadas plotando-se os valores médios dos fluxos de N-N₂O e a escala de tempo em um gráfico e calculando a área resultante sob a curva de integração usando o Sigmaplot® Version 10 software (Systat Software Inc., Chicago, EUA, 2007). Os fluxos acumulados de N-N₂O em cada parcela foram estimados pela área trapezoidal integrada do fluxo diário de N-N₂O pelo tempo, assumindo que os fluxos mudem linearmente entre as medidas (BAYER et al., 2015). Os valores das emissões acumuladas por rendimento dos grãos (mg N₂O m⁻² kg⁻¹ grãos) foram calculados como sendo a razão entre os valores acumulados por cultura e as produções em grãos (com 13% de umidade) ou massa seca de cada cultura

5.2.3 Análises de solo

As coletas de solo foram feitas na floração da soja, em janeiro de 2016 e janeiro de 2017, na camada de 0-10 cm. Foram feitas cinco amostras simples para formar uma amostra composta. Após as coletas, parte das amostras foi mantida em caixa de isopor com gelo e armazenada sob refrigeração (± 4 ° C) no Laboratório de Microbiologia do solo da Universidade de Brasília para a avaliação das análises microbiológicas, e parte foi mantida à temperatura ambiente para as análises químicas do solo.

Foram avaliados o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo, carbono total do solo, N total, carbono orgânico e N total da fração particulada do solo, N disponível, frações húmicas do carbono orgânico e enzimas do solo (β -glucosidade, arilsulfatase e fosfatase ácida).

a. Carbono total e nitrogênio total do solo

Para a determinação do carbono total (CT) e nitrogênio total (NT), as amostras de solo secadas ao ar foram passadas em peneiras de 2 mm de malha, moídas em almofariz e passadas em peneira de 0,149 mm. O carbono e o N total do solo foram determinados por combustão em analisador elementar (CHNS/O – PE 2400, Series II). (CHNS/O – PE 2400, Series II).

b. Carbono e nitrogênio particulado do solo

O fracionamento físico do carbono e nitrogênio do solo foi feito de acordo com Cambardella e Elliott (1992) com modificações propostas por Bayer et al. (2001) e Bongiovanni e Lobartini (2006). As amostras de solo foram secas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm. Posteriormente, 20 g de solo foram colocados em frascos de vidro com 70 mL de hexametáfosfato de sódio na concentração de 5 g L⁻¹ e agitados por 15 horas em agitador horizontal, a 150 rpm. A suspensão foi peneirada (< 53 μ m) e lavada com jatos de água. O solo retido na peneira foi seco a 45°C, moído em grau de porcelana para análise de carbono total e de nitrogênio total, por meio do CHNS/O. O carbono associado aos minerais (MAC) e o nitrogênio associado aos minerais foram calculados pela diferença entre CT e CP, e NT e NP, respectivamente.

c. Nitrogênio e carbono da biomassa microbiana

O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana do solo (CBM e NBM) foram determinados pelo método de fumigação e extração (BROOKES et al., 1985; VANCE et al., 1987; CASTELLAZZI et al., 2004). As amostras de solo foram peneiradas em malha de 8 mm de abertura, retirando-se fragmentos de raízes e restos vegetais. Antes do processo de fumigação, os teores de umidade das amostras foram corrigidos para 80% da capacidade máxima de retenção de água no solo. As amostras foram divididas

em seis subamostras de 20 g de solo e incubadas por sete dias. Posteriormente, metade das amostras foi submetida ao processo de fumigação com clorofórmio isento de etanol por 24 horas.

Após esse período, nos frascos com as amostras (fumigadas e não fumigadas) foram adicionados K_2SO_4 , 5 moles L^{-1} com pH ajustado entre 6,5 a 6,8, em agitador contínuo a uma velocidade de 150 rpm por 40 min e filtradas. Para a determinação dos teores de CBM e NBM, foram retiradas alíquotas de 10 mL da solução extraída e transferidas 1ml do substrato para tubos de vidro e adicionada 1 ml de água destilada. A determinação do CBM e NBM foi feita por um analisador elementar.

A quantidade de CBM e NBM foi determinada pela diferença entre o carbono orgânico extraído das amostras de solo fumigadas e não fumigadas, usando-se um fator de correção K_c de 0,35 e o K_n de 0,54 para a determinação do CBM e NBM, respectivamente conforme Joergensen (1996). Foram calculados o quociente microbiano de carbono (qMIC) e o de nitrogênio (qMIN), pela razão entre MBC ou MBN e TC ou TN, respectivamente e foram expressas em porcentagem.

d. Fracionamento químico de carbono

O fracionamento químico de carbono das frações húmicas do solo foi feito utilizando $0.1 \text{ mol } L^{-1}$ NaOH como extrator (10:1). Dessa fração, ácido húmico (Ac-Hum), ácido fúlvico (Ac-FULV) e humina (HUM) foram obtidos, de acordo com o princípio de solubilidade diferencial em um meio básico e/ou ácido. A fração humina precipita com NaOH, e é insolúvel em pH básico. As frações extraídas foram separadas em Ac-HUM e Ac-FULV por acidificação do extrato com HCl. O precipitado (Ac-HUM) e o sobrenadante (Ac-FULV) foram separados por meio de centrifugação por 30 minutos a 4500 rpm. Os teores de carbono orgânico nas frações húmicas foram quantificados por digestão com dicromato de potássio em meio ácido. Os teores de carbono nos extratos das frações Ac-FULV Ac-HUM e HUM foram quantificados de acordo com Yeomans e Bremner (1988).

e. Nitrogênio Disponível do solo

O nitrogênio disponível (ND) do solo foi determinado através da extração com Na_3PO_4 solução/tampão de bórax pH 11,2 + NO_3^- (GIANELLO; BREMNER, 1986). Dois gramas de cada amostra foram transferidos para um micro destilador e 25 mL de solução tampão pH 11,2 (200 g $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ + 50 g de bórax em 2000 mL de água destilada), 0,2 g de MgO , 0,1 g de liga de Devarda e foram adicionadas 10 gotas de dimeticona para reduzir o excesso de espuma. O destilado foi transferido para um balão volumétrico de 50 mL contendo 10 mL de HCl 0,05 mol L^{-1} . Os cálculos foram feitos utilizando uma curva de calibração obtida por destilação das soluções padrão N contendo 0, 10, 25, 50, 75 e 95 $\mu\text{g mL}^{-1}$ de N. O N extraído foi quantificado por um espectrofotômetro UV/VIS colorimétrico a 440 nm, segundo Gianello e Bremner (1986).

f. Enzimas do solo

Para determinação da atividade enzimática do solo, foram utilizadas amostras de solo da camada 0-10 cm, nas quais foram determinadas as atividades das enzimas fosfatase acida (Phos), β -glucosidase (β -Glu) e arissulfatase (Aryl) foram determinada, de acordo com Tabatabai (1994) e Alves et al. (2013). A metodologia é baseada na determinação colorimétrica do p-nitrofenol liberado por essas enzimas, quando o solo foi incubado com uma solução tamponada de substratos específicos para cada uma. Para cada amostra foram utilizadas duas repetições analíticas mais um controle (sem adição da enzima).

Para a determinação da quantidade de p-nitrofenol liberada das amostras, foi feita uma curva padrão preparada com as concentrações conhecidas de p-nitrofenol (0, 10, 20, 30, 40 e 50 μg de p-nitrofenol mL^{-1}). Os valores de atividade foram expressos em $\mu\text{g p-nitrofenol h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo.

5.2.4 Análise estatística

Os dados foram verificados quanto à normalidade dos resíduos e à homogeneidade das variâncias e, em seguida, submetidos a uma ANOVA unidirecional, utilizando-se o procedimento GLIMMIX do SAS.

Para comparar os efeitos do uso da terra/sistemas agrícolas nos fluxos cumulativos de N_2O , foi utilizado o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). No modelo, assume-se um desenho aninhado em cada uso do solo. A análise estatística dos atributos químicos e microbiológicos do solo foi feita pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Foi realizada a análise de componentes principais (PCA), utilizando-se o programa R e foi aplicada em uma matriz de dados com 16 linhas composta por sistemas de cultivo (LC-F1, LC-F2 e ILP-F1 e ILP-F2, com 4 repetições) e 17 colunas, contendo os atributos do solo (CT, CP, MAC, NT, NP, NAM, ND, CBM, NBM, qMIC, qMIN, AC-FULV AC-HUM, HUM, Fosf, β -Glu e Aryl) para identificar quais atributos do solo mais afetaram os fluxos cumulativos de $N-N_2O$, representados pelas emissões acumuladas.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Efeito dos sistemas de uso do solo no carbono e nitrogênio total

Após a coleta da soja, em Março de 2016, foi realizado o plantio de *Urochloa brizantha* cv BRS Piatã e devido à baixa precipitação (184 mm em 186 dias) (Figura 2), as sementes não germinaram ficando apenas com resíduo da cultura anterior, o que possivelmente afetou as avaliações dos atributos do solo na floração da soja no segundo ano (Fevereiro de 2017) do presente trabalho.

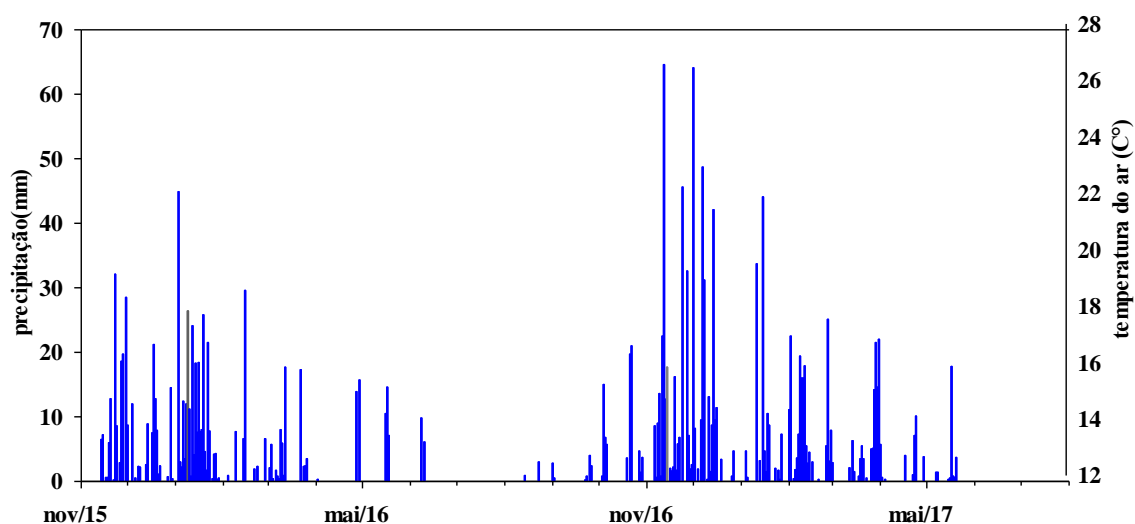


Figura 2: Precipitação e temperatura do ar na área experimental entre 2015 e 2017.

Em relação a ao carbono total os teores de CT, as áreas ILP-F2 apresentaram diferença significativa no primeiro e segundo ano: 39,15 e 30,92 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 3). Os sistemas LC-F1, LC-F2 e ILP-F1, apresentaram em média 33,3 g kg⁻¹ e não diferiram entre si no primeiro ano, em relação ao segundo o CT em LC-F2, ILP-F1 apresentam menores valores (25,82 e 27,35 g kg⁻¹, respectivamente) que o ILP-F2 (30,92 g kg⁻¹). O CP ILP-F2 (6,45 g kg⁻¹) teve diferença significativa em relação ao LC-F1 (2,80 g kg⁻¹), ILP-F2 foi 56% maior que o tratamento LC-F1 no primeiro ano, já no segundo ano de avaliação, não houve diferença significativa entre os sistemas de produção e o CP apresentou valor médio de 2,85 g kg⁻¹. O carbono associado aos minerais (MAC) foi semelhante entre os sistemas de produção no ano 1 e no segundo ano apresentou maiores valores no ILP-F2 (27,85 g kg⁻¹), comparado ao ILP-F1 (24,52 g kg⁻¹) e LC-F2 (23,30 g kg⁻¹).

Tabela 3. Carbono total (CT), carbono da fração particulada (CP) e carbono associado aos minerais (MAC) em solo sob diferentes sistemas de produção.

Sistemas de manejo do solo	2016		
	CT	CP (g kg ⁻¹)	MAC
LC-F1	33,15b	2,80b	30,70a
LC-F2	33,27b	3,86ab	29,41a
ILP-F1	33,50b	4,07ab	29,07a
ILP-F2	39,15a	6,45 ^a	32,7a
2017			
LC-F1	27,92 ab	2,65 ^a	25,27ab
LC-F2	25,82b	2,52 ^a	23,30b
ILP-F1	27,35b	2,82 ^a	24,52b
ILP-F2	30,92 a	3,4 ^a	27,85a

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. LC-F1 - Cultura continua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura continua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

Para o NT, o LC-F2 apresentou maiores valores no primeiro ano (5,15 g kg⁻¹) que o LC-F1 (3,45 g kg⁻¹) e o ILP-F2 (3,85 g kg⁻¹) e no segundo ano, não houve diferença estatística entre os sistemas de produção (Tabela 4). Para o nitrogênio particulado, não houve diferença significativa em nenhum sistema de produção nos dois anos (p < 0,05). O nitrogênio associado aos minerais (NAM) diferiu entre o LC-F2 (4,45) e o LC-F1 (2,82) no primeiro ano de avaliação.

Tabela 4. Nitrogênio total (NT), nitrogênio da fração particulada (NP), nitrogênio associado aos minerais (NAM) e nitrogênio disponível (ND), em solo sob diferentes sistemas de produção.

Sistemas de manejo	2016			
	NT	NP	NAM	ND
		g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹
LC-F1	3,45b	0,35a	2,82b	58,81a
LC-F2	5,15a	0,37a	4,45a	53,73a
ILP-F1	3,95ab	0,35a	3,32ab	37,07a
ILP-F2	3,85b	0,43a	3,32ab	65,72a
	2017			
LC-F1	2,35a	0,35a	2,00a	29,39b
LC-F2	2,50a	0,38a	2,12a	66,80a
ILP-F1	2,22a	0,35a	1,87a	30,52b
ILP-F2	2,50a	0,42a	2,08a	33,06b

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

Os teores de ND foram semelhantes no primeiro ano de avaliação, com valores médios de 53,84 mg kg⁻¹ e no segundo ano, o LC-F2 se destacou (66,80 mg kg⁻¹), com valores médios 49% maiores que os outros sistemas de produção.

As frações químicas de carbono (AC-FULV, AC-HUM, HUM) foram semelhantes entre os sistemas de produção nos dois anos de avaliação (Tabela 5). O conteúdo do AC-FULV foi em média 7 g kg⁻¹ no primeiro ano e por volta 7,5 no segundo ano. A concentração de AC-HUM foi em média 1,55 e 2,24 g kg⁻¹ no primeiro e segundo ano, respectivamente. A concentração de HUM foi em média 8,93 e 10,36 g kg⁻¹ no primeiro ano, e o segundo ano, respectivamente.

Tabela 5. Ácido fúlvico (AC-FULV), ácido húmico (AC-HUM) e humina (HUM) em solo sob diferentes sistemas de manejo.

Sistema de manejo	2016		
	AC-FULV	AC-HUM	HUM
	(g kg ⁻¹)		
LC-F1	6,99a	1,57a	8,83a
LC-F2	7,10a	1,55a	9,41a
ILP-F1	7,11a	2,24a	9,65a
ILP-F2	6,69a	1,48a	7,82a
	2017		
LC-F1	7,62a	2,76a	11,17a
LC-F2	7,95a	2,42a	10,62a
ILP-F1	6,92a	1,62b	10,38a
ILP-F2	7,36a	1,64b	9,85a

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

5.3.2 Carbono e nitrogênio da biomassa

Os sistemas de uso do solo diferiram em relação ao carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) no primeiro e no segundo ano ($P < 0,05$) (Tabela 6). No primeiro ano, os sistemas com maior CBM foram ILP-F2 ($939,89 \text{ mg kg}^{-1}$) e LC-F2 ($855,86 \text{ mg kg}^{-1}$). No segundo ano, somente o ILP-F2 (360 mg kg^{-1}) se destacou entre os demais. Nos dois anos de avaliação, o LC-F1 apresentou os menores valores de CBM ($488,33$ e $185,06$, no primeiro e segundo ano, respectivamente). O qMIC foi maior no LC-F1, comparado ao LC-F1 no primeiro ano e no segundo ano, o LC-F1 apresentou os menores valores ($0,65\%$).

Tabela 6. Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana, (NBM), quociente microbiano de carbono (qMIC) e quociente microbiano de nitrogênio (qMIN) em solo sob diferentes sistemas de produção.

Sistema de manejo	2016			
	CBM (mg kg ⁻¹)	NBM (mg kg ⁻¹)	qMIC	qMIN
LC-F1	488,33c	118,9a	1,47b	3,42a
LC-F2	855,86 ab	47,35c	2,60a	0,91c
ILP-F1	595,72 bc	61,20bc	1,80ab	1,57bc
ILP-F2	939,89 a	89,86ab	2,40ab	2,54ab
2017				
LC-F1	185,06c	26,75b	0,665b	1,14a
LC-F2	247,42b	30,35ab	0,960a	1,22a
ILP-F1	256,54b	28,58ab	0,945a	1,28a
ILP-F2	360,4a	32,67a	1,165a	1,31a

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

O NBM também apresentou diferença significativa nos dois anos de estudo (p 0,05), sendo o menor valor encontrado em LLC-F2 (47,35 mg kg⁻¹), em relação ao LC-F1 (118,9 35 mg kg⁻¹) e ILP-F2 (89,86 mg kg⁻¹) no primeiro ano e LC-F1 (26,75 mg kg⁻¹) no segundo ano em relação ao ILP-F2 (32,67 mg kg⁻¹). O qMIN foi maior no LC-F1 (3,42 %) que o LC-F2 (0,91%) e ILP-F1 (1,57%). No segundo ano de avaliação não houve diferença significativa para o qMIN entre os sistemas de produção.

5.3.3 Emissões cumulativas de N₂O e enzima do solo

Para a emissão acumulada de N-N₂O durante avaliação, na safra 2015/2016 (Tabela 7), houve diferenças significativas entre os sistemas de manejo do solo (P <0,05), onde LC-F2 (0,85 kg N-N₂O ha⁻¹) e LC-F1 (0,71 N₂O kg ha⁻¹) apresentaram maior emissão acumulada que ILP-F2 (0,58 N₂O kg ha⁻¹) e ILP-F1 (0,35 N₂O kg ha⁻¹) (Figura 3). No ciclo da soja (2016/2017), não houve diferenças significativas entre os sistemas de manejo do solo e os níveis de fertilidade (LC-F2: 0,24 kg ha⁻¹, LC-F1: 0,16 kg ha⁻¹, ILP-F2: 0,18 kg.ha⁻¹ e ILP-F1: 0,14 kg ha⁻¹ de N₂O (Figura 4).

Tabela 7: Fluxos cumulativos de N-N₂O durante o ciclo da soja em 2015/2016 e soja 2016/2017, sob diferentes sistemas de produção.

Sistema de Manejo	Fluxos cumulativos de N-N ₂ O (kg ha ⁻¹)	
	Soja 15/16	Soja 16/17
LC-F1	0,71 A	0,16 A
LC-F2	0,85 A	0,24 A
ILP-F1	0,36 B	0,11 A
ILP-F2	0,51 B	0,18 A

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K.

A fosfatase ácida e a arissulfatase apresentaram maiores atividades no solo sob ILP-F1 e ILP-F2 nos dois anos de avaliação (Figura 3A). A fosfatase ácida apresentou 1689 e 1750 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ de solo h⁻¹ em ILP-F1 e ILP-F2, respectivamente no primeiro ano e no segundo a atividade dessa enzima foi de 1074 e 1008 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ de solo h⁻¹. Para a atividade da β-glucosidase não houve diferença estatística em entre os sistemas de produção no primeiro ano de avaliação (Figura 3B). No primeiro ano, os valores foram entre 203 e 223 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ de solo. No segundo ano, o ILP-F2 (223,80) diferiu do LC-F1 (123,96) e LC-F2 (144,07), com atividade desta enzima entre 202,77 e 224,05 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ de solo.

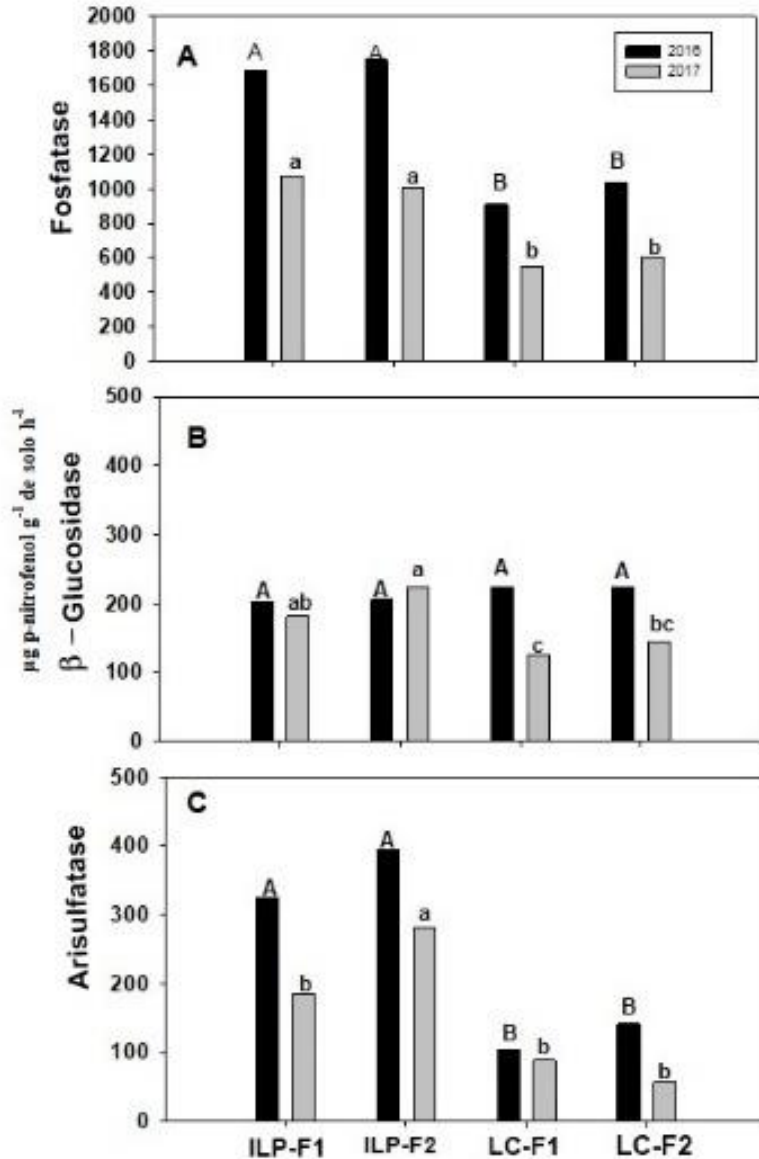


Figura 3. Atividade enzimática na floração da soja em 2016 (negrito) e 2017 (cinza). A. fosfatase ácida, B. β -glucosidase e C. arilsulfatase, em diferentes sistemas de produção. LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K Médias seguidas pela mesma letra em cada ano, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0.05$).

A atividade da arilsulfatase nos ILP-F1 e ILP-F2 foi 324 e 392 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ no primeiro ano e no segundo ano foi 185 e 281 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹, enquanto os sistemas LC-F1 e LC-F2 apresentaram valores 105 e 141 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹, respectivamente no primeiro ano (Figura.3C). No segundo ano LC-F1 e LC-F2 a atividade desta enzima foi de 88 e 57 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹, respectivamente.

De acordo com a PCA, observou-se tendências de alguns padrões quanto aos sistemas de produção em função do ano. No ano 1 (Figura 4A) os sistemas LC-F1 e LC-

F2, muito embora não tenham sido estritamente similares (mais próximos), se correlacionaram com as substâncias húmicas do solo (AC-FULV, AC-HUM, HUM) e a emissão de N-N₂O; esta correlação se manteve para o ano 2, porém estes sistemas foram mais similares (Figura 4B). Para o ano 1, observou-se que tanto o quociente microbiano de nitrogênio (qMIN) quanto o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) tenderam a se relacionar mais com o sistema LC-F1. Considerando apenas os componentes principais (PC1), estas variáveis (qMIN e NBM) foram as que apresentaram a maior contribuição de explicação, juntamente com o MAN e NT.

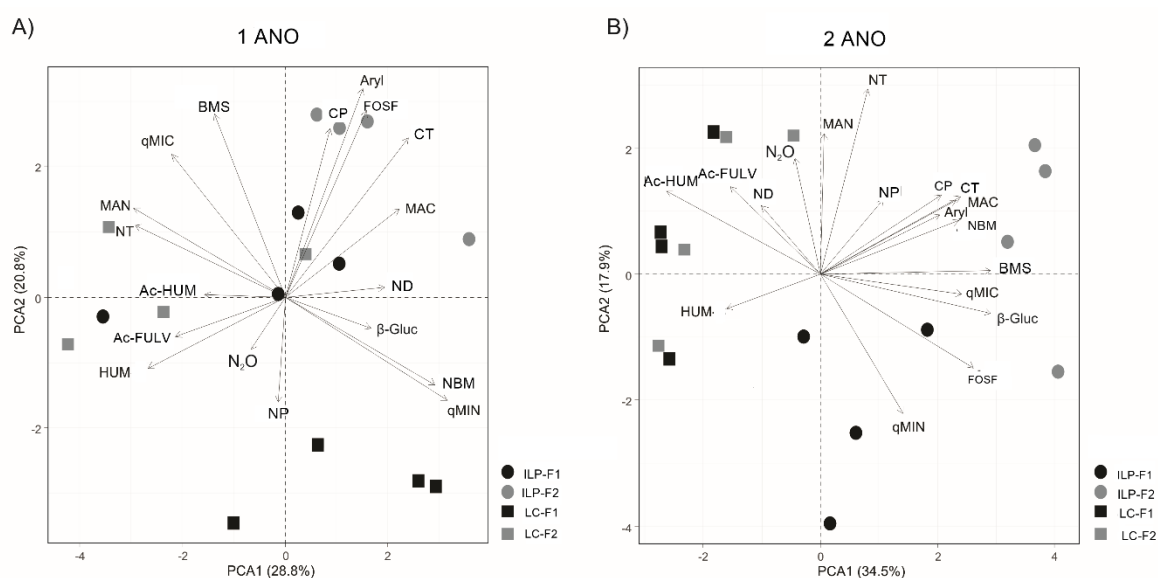


Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) dos atributos do solo e emissões acumulativas de N₂O. **A.** Ciclo da soja (17/11/15 a 23/03/16) e **B.** Ciclo da soja (04/11/16 até 21/02/17). LC-F1 - Cultura contínua com fertilização de manutenção de P e K; LC-F2 - Lavoura contínua com fertilização corretiva de P e K; ILP-F1: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização de manutenção de P e K; ILP-F2: Sistema de integração lavoura-pecuária com fertilização corretiva de P e K

Ambos os sistemas de produção ILP-F1 e ILP-F2 foram correlacionados com a atividade enzimática no solo (Aryl, Fos e β-Gluc), CP e MAC nos dois anos de avaliação (Figura 6A e B), arissulfatase e fosfatase estão relacionados inversamente com a emissão de N₂O nos dois anos oxido nitroso também se oposição teores de CT, MAC CP e qMIN.

No entanto, algumas diferenças entre os sistemas ILP-F1 e ILP-F2 foram observadas, especialmente no ano 2, onde a biomassa microbiana (CBM e NBM) e o quociente microbiano (qMIC) foram mais correlacionadas com o sistema ILP-F2, ao passo que o quociente microbiano de nitrogênio (qMIN) foi mais correlacionado com o sistema ILP-F1 (Figura 4B). No ano 2, considerando apenas a componente principal 1

(PCA1), as variáveis CBM e β -Gluc, ambas mais relacionadas com o sistema ILP-F2, apresentaram a maior contribuição de explicação na análise de componentes principais.

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Carbono e nitrogênio no solo

No presente trabalho, foi avaliado o impacto de diferentes sistemas integrados de produção sob fertilização diferenciada com P e K entre 1995 e 2013 nos indicadores bioquímicos e químicos do solo, além da emissão acumulada de N_2O durante o ciclo da soja, nos dois anos de avaliação. Como é um experimento de longa duração, nas safras 2015/2016 e 2016/2017, época em que foram feitas as coletas de solo e avaliações dos fluxos de N_2O , todos os sistemas de produção (LC-F1, LC-F2, ILP-F1 e ILP-F2) estavam na fase lavoura, com duas safras de cultivo da soja.

Os teores de CT foram maiores nas áreas sob ILP-F2 em 2016 e apresentaram um dos maiores valores em 2017. Apesar da integração lavoura pecuária estar na fase lavoura (Tabela 1) nos dois anos de avaliação, com o cultivo de soja, em datas anteriores havia outras culturas e outros consórcios como na safra 2014/2015, a área estava cultivada com pastagem, pois esse sistema de produção possui 26 anos (Tabela 1); no ano anterior a safrinha foi cultivada com consórcio entre *Urochloa* sp e milho. O fato da área possuir sistemas integrados de produção, pode ter contribuído para a manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo e favorecer o acúmulo de carbono no solo. Além disso, o sistema ILP-F2 foi fertilizado com P e K em dose corretiva, o que pode ter contribuído para o aumento do sistema radicular das culturas e das forrageiras e, portanto, aumentar os teores de C no solo. Soares et al. (2019), obtiveram também maiores valores de carbono total no solo na camada de 0-10 cm ($40 \text{ g kg solo}^{-1}$) em sistema de integração lavoura-pecuária e os autores atribuíram à maior quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo (em torno de 10 ton ha^{-1}), além do pastejo com animais na área.

O CT foi maior em ILP-F2 que ILP-F1 nos dois anos de avaliação, sugerindo que o consórcio de *Urochloa* sp com culturas anuais em anos anteriores, associado a doses mais elevadas de P e K, pode ter aumentado a deposição de resíduos vegetais na superfície e favorecido o acúmulo de carbono no solo. Além disso, a fertilidade do solo pode contribuir para o aumento do CT, provavelmente devido a melhor

desenvolvimento radicular das culturas e forragens durante o período de maior fertilização de P e K, que ocorreu até 2013.

O sistema de manejo ILP-F2 resultou em maior fração particulada de carbono (>53 μm) (PC) no primeiro ano de avaliação que o LC-F1. Esta fração é associada à formação de agregados do solo (SIX et al., 2002, SILVA et al., 2016), e é um compartimento lábil da matéria orgânica do solo (LUCE et al., 2014), além de ser sensível ao manejo do solo (SANTOS et al., 2014). A fração do carbono associado aos minerais (MAC) foi bem maior que o PC em todos os sistemas de produção e indica forte interação desta fração com óxidos de Fe e Al, conforme obtido por Figueiredo et al. (2013).

No ano de 2017, a fração PC foi semelhante entre os sistemas de produção e o MAC foi maior no ILP-F2. Esses dados indicam que as frações físicas da matéria orgânica do solo podem ser alteradas de acordo com o sistema de produção e, possivelmente, devido aos resíduos vegetais e ao sistema radicular das culturas. No ano de 2016, foi o primeiro ano de cultivo da soja (fase lavoura) após a fase pecuária em anos anteriores. Em 2017, foi o segundo ano de cultivo da soja, o que pode ter alterado a quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo e a quantidade de raízes no solo.

Diferente do CT, o NT foi maior em LC-F2 (5,51 g kg^{-1}) no primeiro ano de avaliação, provavelmente devido à combinação de resíduos culturais associados com as raízes da soja e das gramíneas cultivadas antes da soja e o histórico de cultivo e adubação (RANZI et al., 2017). No segundo ano de avaliação, não houve diferença no NT entre os sistemas de produção, provavelmente devido a alterações na quantidade de resíduos vegetais e raízes do solo, pois as forrageiras não germinaram na safrinha de 2016, o que pode ter afetado os teores de NT no solo pois esses teores dependem de fatores como temperatura, umidade, aeração, quantidade e natureza do material orgânico depositado no solo (FERNANDES et al 2006). Sato et al. (2019), avaliaram o NT na mesma área experimental das parcelas sob integração lavoura-pecuária em anos anteriores e obtiveram maiores valores de NT em relação as parcelas de lavoura contínua e plantio convencional (Plantio Convencional: 1,26 g kg^{-1} ; Lavoura contínua: 1,29 g kg^{-1} e integração lavoura-pecuária: 1,58 g kg^{-1}).

A fração particulada de N (NP) foi semelhante nos dois anos de avaliação para todos os sistemas de produção, mostrando ser menos sensíveis ao manejo e fatores ambientais que a fração particulada de carbono. Já o nitrogênio associado aos minerais foi maior no sistema LC-F2 e diferiu do LC-F1 em 2016. O carbono e nitrogênio

associado aos minerais são considerados como um fator crítico e um dos maiores mediadores da biodisponibilidade de C e N na rizosfera. Alguns autores (SOUSSANA ;LEMAIRE, 2014; JILLING et al. (2018) observavam que associação de carbono e nitrogênio acontece principalmente nos sistemas de integração e sistema com alta entrada de nutriente.

O nitrogênio disponível do solo (ND) é uma fração composta por formas inorgânicas (NO_3^- e NH_4^+), além de formas orgânicas de fácil mineralização, como os açúcares aminados e aminoácidos (MENEHIN et al., 2008) e essas frações podem ser fonte de N para as culturas. No presente trabalho, o ND foi semelhante entre os sistemas de produção no primeiro ano; no segundo ano, o LC-F2 (66,80 mg kg^{-1}) diferiu dos demais. Apesar de todos os sistemas de produção avaliados estarem na fase lavoura e as coletas terem sido feitas na floração da cultura da soja em janeiro de 2016 e janeiro de 2017, o ND apresentou resultados diferentes nas duas épocas de avaliação. As alterações do N disponível podem estar associadas às alterações na disponibilidade de resíduos vegetais e raízes que, associadas à decomposição microbiana desses resíduos podem favorecer a disponibilidade do N para as culturas (CROTUFO et al., 2013; MURPHY et al., 2017). Como no segundo ano de avaliação, não houve germinação das sementes das forrageiras semeadas na safrinha e houve um período de estiagem no final do período chuvoso, pode ter alterado os indicadores microbiológicos e químicos do solo na avaliação feita no ano seguinte, na floração da soja em 2017.

Os teores de AC-FULV, AC-HUM, HUM (Tabela 3) não diferenciaram estatisticamente nos dois anos de estudo. Já os resultados de Bezerra et al. (2013) e de Sato et al. (2019), quantificaram os teores de AC-FULV, AC-HUM, HUM nessas mesmas áreas em anos anteriores, que estavam na fase pecuária e encontraram maiores teores de C-HUM e C-FAF no sistema ILP, no Cerrado. Os resultados obtidos por esses autores indicam que essas frações podem ser dinâmicas no solo e sabe-se que essas frações são compostas por biomassa microbiana e resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos (VON LÜTZOW et al., 2008). Além disso, tem-se obtido que parte das frações húmicas podem ser degradadas parcialmente no solo (COTRUFO et al., 2015), o que pode alterar sua concentração ao longo dos anos.

5.4.2. *Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana*

Embora o carbono da biomassa microbiana do solo represente entre 1 a 3% do CT, é a fração mais ativa e importante no solo, pois mineraliza e promove a ciclagem de nutrientes (HURISSO et al., 2016). Os diferentes sistemas de manejo do solo influenciam o carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana. O CBM em ILPF2 e LC-F2 se destacaram no primeiro ano e o ILP-F2 se destacou no segundo ano, mostrando que, em geral, a fertilização diferenciada de P e K entre 1995 e 2013 se refletiu no CBM na floração da soja, em 2016 e 2017, indicando que após três anos da fertilização diferenciada com P e K ter cessado, e a partir de 2014 todos os sistemas de produção terem recebido a mesma fertilização de P e K, ainda assim, continuaram alterando o MBC. A biomassa microbiana pode ser responsável por maior mineralização de P, resultando em um aumento desses nutrientes no solo (REIS et al., 2016), o que pode ser uma das razões do MBC ter sido aproximadamente o dobro nos sistemas LC-F2 e ILP-F2, comparado ao ILP-F1 e LC-F1.

Outros autores também têm obtido maior CBM sob ILP (SANTOS et al., 2019; FIGUEIREDO et al., 2019). Coser et al. (2016), também obtiveram maiores valores de CBM em sistema de integração lavoura-pecuária (*Urochloa humidicola* em consórcio com milho), e após três anos de instalação desse sistema de manejo, os autores obtiveram em torno de 200 mg C kg⁻¹, e esses valores são muito menores que os obtidos no presente estudo, com CBM entre 488,33 a 939,89 mg C kg⁻¹ em 2016, indicando que possivelmente, a combinação de diferente espécies de plantas e o tempo de instalação do sistema de produção promovem um incremento no CBM, além do acúmulo de C no solo ao longo dos anos, principalmente no sistema ILP-F2 (Tabela 5).

Por outro lado, no segundo ano de avaliação houve uma diminuição dos valores CBM, provavelmente em função da ausência da forrageira, mesmo assim houve resposta do histórico em relação as repostas dos sistemas, o ILP-F2 promoveu um CBM de 360,4 mg C kg⁻¹ solo. De acordo com Lopes et al. (2013), em condições de solo de cerrado com a mesma classe de solo do presente experimento, os valores adequados de CBM são > 450 mg kg⁻¹. Neste trabalho, no primeiro ano de avaliação, todos os sistemas de produção apresentaram valores maiores que o sugerido, mas no segundo ano, nenhum dos sistemas de produção alcançaram valores adequados de CBM.

O quociente microbiano de carbono (qMIC) variou entre 2,60 (LC-F2) a 1,47 % (LC-F1). O quociente microbiano é um indicador de qualidade do solo (SOARES et al., 2019). Este quociente é influenciado por diversos fatores, como o grau de estabilização do C-orgânico e o histórico de gestão do solo na área (SILVA et al., 2010). Valores

altos de quociente microbiano (q_{Mic}) como aconteceu LC-F2 e LC-F1 indicam que houve uma maior incorporação do carbono orgânico total do solo na biomassa microbiana, no caso, nas células dos microrganismos (DADALTO et al., 2015)

Para o nitrogênio da biomassa microbiana do solo, no primeiro ano, o LC-F1 ($118,9 \text{ mg kg}^{-1}$) foi semelhante ao ILP-F1 ($89,86 \text{ mg kg}^{-1}$), no segundo ano, o ILP-F2 ($32,67 \text{ mg kg}^{-1}$) diferiu somente do LC-F1 ($26,75 \text{ mg kg}^{-1}$). Assim, quanto maior a presença e diversidade de raízes, maior a exsudação de compostos orgânicos que servirão como fonte de C e conseqüentemente maior a energia para microrganismos do solo (CHÁVEZ et al., 2013), além disso, condições ambientais desfavoráveis, como as obtidas no presente trabalho, parecem ter afetado os indicadores microbiológicos do solo. O q_{MIN} se destacou nos sistemas LC-F1 e ILP-F2 no primeiro ano, assim como o q_{MIC} , manejos favoreceu acúmulo de carbono e a relação da q_{MIN} contribuem para as menores emissões de N_2O no ambiente avaliado.

5.4.3. Emissões cumulativa e enzimas do solo

Em relação às emissões acumuladas de N_2O durante o ciclo da soja nas safras 2015/2016 e 2016/2017, na safra 2015/2016 a soja apresentou maior emissão cumulativa de N_2O ($P < 0,05$) no LC-F2 (Figura 3). Esses resultados podem estar associados à quantidade de nitrogênio (fornecida pelas raízes e nódulos da soja, ricos em N) e pelo histórico de fertilização (LIU; ZANG 2018). A rotação de forrageira com lavoura vem sendo considerado um sistema mitigador de N_2O , com menor emissão de N- N_2O quando comparado aos demais sistemas de produção, como foi observado por Sato et al. (2017).

A fertilidade com níveis diferenciados de P e K (F1 e F2) por anos mostra seus efeitos sobre emissões acumuladas de N_2O , avaliadas após três anos de doses semelhantes desses nutrientes, devido à ação de microrganismos do solo (SOARES et al., 2019), pode refletir nos fluxos de N- N_2O . Na safra 2016/2017, não houve diferença significativa entre os sistemas de produção, durante o ciclo da soja (Tabela 7).

As enzimas do solo possuem papel importante na mineralização e no ciclo de nutrientes, portanto, o aumento da atividade enzimática é um indicador de acúmulo de matéria orgânica e ciclagem de forma eficiente de C, N, P e S (LAGOMARSINO et al., 2009). A fosfatase ácida e a arilsulfatase apresentaram maiores atividades no solo sob integração lavoura-pecuária nos dois níveis de fertilização (ILP-F1 e ILP-F2). A enzima

arilsulfatase tem um papel fundamental no ciclo do enxofre e atua como catalisadora da hidrólise de enxofre orgânico das plantas e permite que o enxofre seja absorvido mais rapidamente pelas raízes (KAYIKÇIOĞLU; OKUR, 2013).

A matéria orgânica do solo é a principal fonte de enxofre no solo (VONG et al., 2003). Como houve fertilização diferenciada de P e K por inúmeros anos nos sistemas de produção estudados, é possível que, pela concentração diferenciada de nutrientes nas raízes e resíduos vegetais ao longo dos anos o que influenciou a MOS e por isso pode ter afetado a atividade da arilsulfatase (FOROUHAR et al., 2018).

No presente trabalho, o CC-F1 e CC-F2 promoveram menor atividade da fosfatase ácida e da arilsulfatase que o ICL-F1 e ICL-F2 nos dois anos de avaliação, indicando que os sistemas de produção alteram mais a atividade dessas enzimas que a fertilização diferenciada de P e K em anos anteriores. A fosfatase é exsudada pelas raízes das plantas e microrganismos do solo, então quanto maior rotação e diversidade de cultura maior seria a fosfatase e isso pode se observado nos dois anos de avaliação (SINSABAUGH et al., 1994, BURNS et al., 2013). Enquanto o CBM, em geral, alterou-se pela combinação dos sistemas de produção associados à fertilização diferenciada de P e K em anos anteriores, principalmente no sistema ILP-F2.

A atividade da β -glucosidase tem sido frequentemente relatada como muito sensível às práticas de manejo (STOTT et al., 2010, ZHU et al., 2018). Resultados diferentes foram obtidos no presente trabalho, principalmente no primeiro ano de avaliação em que não houve diferença significativa nos sistemas de manejo de solo sob duas fertilizações de P e K. Em geral, assim como para os outros atributos microbiológicos do solo, houve uma queda da atividade das três enzimas avaliadas em 2017.

5.4.4 Relação entre atributo do solo, enzimas e emissões de N_2O

O carbono e o nitrogênio da biomassa e as enzimas do solo se distinguiram nos sistemas agrícolas nos dois anos (Figura 4). A influência do manejo do sistema é predominante sobre a fertilização de P e K para o comportamento das variáveis avaliadas. Os sistemas de integração foram correlacionados com a atividade enzimática no solo, pois o aumento das atividades enzimáticas que ocorre pela a entrada de C (FRESCHET et al., 2013). A arilsulfatase e a fosfatase foi inverso ao N_2O nos dois anos. Provavelmente, a fosfatase requer uma quantidade considerável de N, pois tem se obtido

que a fertilização nitrogenada aumenta a atividade da fosfatase (KALEMBASA; SYMANOWICZ, 2012; LEMANOWICZ, 2011).

A adição de fósforo ao solo não afeta a ciclagem de nutrientes em solos sob condições limitadas de nitrogênio (MARTINSON et al., 2013), mas com a disponibilidade de nitrogênio e entrada de fósforo, altera-se a dinâmica da ciclagem de nitrogênio e conseqüentemente a emissão de N₂O (CAREY et al., 2016) pela influência da enzima fosfatase. Alguns estudos (ALLISSON et al., 2008; ZHANG et al., 2019) de curta duração demonstram que o fluxo cumulativo de N₂O no primeiro ano de adição de N + P resultou em uma resposta mais pronunciada com a adição de N, o que pode ser um efeito sinérgico da adição de N + P no fluxo de N₂O. Mas esse efeito sinérgico diminuiu nos dois anos seguintes. A arilsulfatase pode ser relacionada ao estudo de Wang et al. (2016) que relataram que a adição de N reduziu a influência na atividade de enxofre e de fósforo. A atividade microbiana também pode influenciar a mineralização de N e outros processos de transformações, mantendo os fluxos e a biomassa intimamente ligados (RIBBONS et al., 2016).

5.5 CONCLUSÕES:

Após duas safras de soja avaliadas em 2016 e 2017, pode-se observar que o histórico de fertilização e o manejo dos sistemas de produção alteraram tanto os atributos químicos quanto os microbiológicos do solo que foi conduzindo por 22 anos. A adubação diferenciada de P e K, assim como os sistemas de produção, os tratamento com fertilidade corretiva teve maiores valores o que indica maiores ciclagem de nutrientes. Nos dois anos de avaliação a atividade enzimática foi mais alterada pelo sistema de manejo que pela fertilização diferenciada de P e K. Em relação ao sistema de produção, a atividade enzimática no solo nos dois anos de avaliação, se destacou em sistema de integração lavoura- pecuária, mostrando potencial da ciclagem de nutriente desse sistema. E a adubação fosfatada e potássica diferenciada em anos anteriores observando que F2 promoveu a maior entrada de carbono no solo e alterou os atributos microbiológicos confirmando nossa hipótese. A atividade enzimática se relacionou inversamente com o fluxo acumulado de N₂O, na qual a maior atividade enzimática foi observado na integração lavoura pecuária esse sistema teve menor emissão acumulada devido ser um sistema dinâmico com maior ciclagem e potencialmente mitigador

5.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- ABIVEN, S., RECOUS, S., REYES, V., & OLIVER, R. (2005). **Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality.** *Biology and Fertility of Soils*, 42(2), 119–128. doi:10.1007/s00374-005-0006-0
- ALLEN, K., DUPUY, J. M., GEI, M. G., HULSHOF, C., MEDVIGY, D., PIZANO, C., ... & WARING, B. G. (2017). **Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes?.** *Environmental Research Letters*, 12(2), 023001.
- ALLISON, S. D., CZIMCZIK, C. I., & TRESEDER, K. K. (2008). **Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest.** *Global Change Biology*, 14(5), 1156-1168.
- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., & SPAROVEK, G. (2013). **Köppen's climate classification map for Brazil.** *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- ALVES C L, A., DE SOUSA, G., MARTINHÃO, D., CHAER, G. M., BUENO DOS REIS JUNIOR, F., GOEDERT, W. J., & DE CARVALHO MENDES, I. (2013). **Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon.** *Soil Science Society of America Journal*, 77(2), 461-472.
- ALVES, L. F., VIEIRA, S. A., SCARANELLO, M. A., CAMARGO, P. B., SANTOS, F. A., JOLY, C. A., & MARTINELLI, L. A. (2012). **Forest structure and live above ground biomass variation long and elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil).** *Forest ecology and management*, 260(5), 679-691.
- ARAMAKI, N., TAMAMURA, S., UENO, A., BADRUL, A. A., MURAKAMI, T., TAMAZAWA, S., ... & KANEKO, K. (2017). **Experimental investigation on the feasibility of industrial methane production in the sub surface environment via microbial activities in northern Hokkaido, Japan—A process involving sub surface cultivation and gasification.** *Energy Conversion and Management*, 153, 566-575.
- BAYER, C., MARTIN-NETO, L., MIELNICZUK, J., PILLON, C. N., & SANGOI, L. (2001). **Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems.** *Soil Science Society of America Journal*, 65(5), 1473-1478.
- BAYER, C., GOMES, J., ZANATTA, J.A., VIEIRA, F.C.B., PILCOLO, M.C., DIECKOW, J., SIX, J., 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. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011>.
- BENDER, S. F., & VAN DER HEIJDEN, M. G. (2015). **Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses.** *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 228-239.
- BEZERRA, B. G., SANTOS, C. A. C. D., SILVA, B. B. D., PEREZ-MARIN, A. M., BEZERRA, M. V. C., BEZERRA, J. R. C., & RAO, T. V. R. (2013). **Estimation of soil moisture in the root-zone from remote sensing data.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(3), 596-603.
- BOENI, M., BAYER, C., DIECKOW, J., CONCEIÇÃO, P. C., DICK, D. P., KNICKER, H., ... & MACEDO, M. C. M. (2014). **Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS 13C NMR: Influence of pastureland, crop land and integrated crop-livestock.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 80-86.

BONGIOVANNI MD, LOBARTINI JC. 2006. **Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation.** *Geoderma*, 136:660–665.

BORASE, D. N., NATH, C. P., HAZRA, K. K., SENTHILKUMAR, M., SINGH, S. S., PRAHARAJ, C. S. SINGH, U., KUMAR, N. (2020). **Long-term impact of diversified crop rotations and nutrient management practices on soil microbial functions and soil enzymes activity.** *Ecological Indicators*, 114, 106322.

BROOKES, P. C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., & JENKINSON, D. S. (1985). **Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil.** *Soil biology and biochemistry*, 17(6), 837-842.

BULLER, L.S., BERGIER, I., ORTEGA, E., MORAES, A., SILVA, G.B., ZANETTI, M. R., 2015. **Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil.** *Agricultural Systems*, 137, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.11.004>

BURNS, R. G., DEFOREST, J. L., MARXSEN, J., SINSABAUGH, R. L., STROMBERGER, M. E., WALLENSTEIN, M. D., ... & ZOPPINI, A. (2013). **Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions.** *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 216-234.

BUTTERBACH-BALL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., 2013. **Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?** *Philosophical Transaction of the Royal Society* 368, 115-122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>.

CAREY, J. C., TANG, J., TEMPLER, P. H., KROEGER, K. D., CROWTHER, T. W., BURTON, A. J., ... & JIANG, L. (2016). **Temperature response of soil respiration largely unaltered with experimental warming.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13797-13802.

CARMO, J. B. D., ANDRADE, C. A. D., CERRI, C. C., & PILCOLO, M. D. C. (2005). **Nitrogen availability and N₂O fluxes from pasture soil after herbicide application.** *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 29(5), 735-746.

CARVALHO, A.M., OLIVEIRA, W.R D., RAMOS, M.L G., COSER, T R., OLIVEIRA, A.D., PULROLNIK, K., MARCHÃO, R.L., 2017. **Soil N₂O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108,69-83.<https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900049>

CARVALHO, A.M.D., BUSTAMANTE, M.M.C., ALMONDES, Z.A.D.P., FIGUEIREDO, C.C.D., 2014. **Forms of phosphorus in an oxisol under different soil tillage systems and cover plants in rotation with maize.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 972-979. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300029>.

CHAVEZ, S H. M., FIERER, N., & VAN BODEGOM, P. M. (2013). **Global drivers and patterns of microbial abundance in soil.** *Global Ecology and Biogeography*, 22(10), 1162-1172.

CASTELLAZZI, M. S., BROOKES, P. C., & JENKINSON, D. S. (2004). **Distribution of microbial biomass down soil profiles under regenerating woodland.** *Soil Biology and Biochemistry*, 36(9), 1485-1489.

CONCEIÇÃO, M., & GASPAR, C. M. T. (2005). **Catalytic activity of active carbons impregnated before activation of pine woods and dust and nut shell stored on the control of atmospheric emissions.** *Journal of Hazardous materials*, 119(1-3), 135-143.

CONG, J., YANG, Y., LIU, X., LU, H., LIU, X., ZHOU, J., ... & ZHANG, Y. (2015). **Analyses of soil microbial community compositions and functional genes reveal potential consequences of natural forest succession.** *Scientific reports*, 5, 10007.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. **Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence.** *Soil Science Society of America Journal*, n.56, p.777-783, 1992.

COSER, T. R., RAMOS, M. L. G., FIGUEIREDO, C. C. D., CARVALHO, A. M. D., CAVALCANTE, E., MOREIRA, M. K. D. R., ... & OLIVEIRA, S. A. D. (2016). **Soil microbiological properties and available nitrogen for corn in monoculture and intercropped with forage.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(9), 1660-1667.

COTRUFO, M. F., WALLENSTEIN, M. D., BOOT, C. M., DENEFF, K., & PAUL, E. (2013). **The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?.** *Global Change Biology*, 19(4), 988-995.0.

DADALTO, J.P.; FERNANDES, H.C.; TEIXEIRA, M.M.; CECON, P.R.; MATOS, A.T. de. **Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana.** *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.35, n.3, p.506-513, maio/jun. 2015.

DAVIDSON, EA, & ARTAXO, P. (2004). **Globally significant changes in biological processes in the Amazon Basin: results of the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment.** *Global Change Biology*, 10 (5), 519-529.

DENG, Q., CHENG, X., HUI, D., ZHANG, Q., LI, M., & ZHANG, Q. (2016). **Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China.** *Science of the Total Environment*, 541, 230-237.

ESTEVEZ, E. M. M., ESTEVES, V. P. P., BUNGENSTAB, D. J., ARAÚJO, O. D. Q. F., & MORGADO, C. D. R. V. (2018). **Greenhouse gas emissions related to biodiesel from traditional soybean farming compared to integrated crop-livestock systems.** *Journal of Cleaner Production*, 179, 81-92.

FERNANDES, F. C. S., LIBARDI, P. L., & CARVALHO, L. A. D. (2006). **Internal drainage and nitrate leaching in a corn-black oat-corn succession with two split nitrogen applications.** *Scientia Agrícola*, 63(5), 483-492.

FIGUEIREDO, C.C.; RESCK, D.V.S.; CARNEIRO, M.A.C.; RAMOS, M.L.G. & SÁ, J.C.M. **Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil.** *Soil Res.*, 51:133-141, 2013.

FIGUEIREDO, C. C., DE OLIVEIRA, A. D., DOS SANTOS, I. L., FERREIRA, E. A. B., MALAQUIAS, J. V., DE SÁ, M. A. C., ... & DOS SANTOS, J. D. D. G. (2018). **Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado.** *Science of the Total Environment*, 618, 1572-1582.

FOROUHAR, M., KHORASSANI, R., FOTOVAT, A., SHARIATMADARI, H., & KHAVAZI, K. (2018). **The influence of different biochars and their raw material on some chemical properties and nutrients of the soil over time in a calcareous soil.** *Water and Soil Journal*, 32 (2).

FRESCHET, G. T., CORNWELL, W. K., WARDLE, D. A., ELUMEEVA, T. G., LIU, W., JACKSON, B. G., ... & CORNELISSEN, J. H. (2013). **Linkin glitter de composition of above-and below-ground organist o plant–soil feedbacks worldwide.** *Journal of Ecology*, 101(4), 943-952.

- GIANELLO, C.; BREMNER, J.M. 1986. **Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil.** *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 17 (2), 215-236.
- HUANG, J., HU, B., QI, K., CHEN, W., PANG, X., BAO, W., TIAN, G. (2016). **Effects of phosphorus addition on soil microbial biomass and community composition in a subalpine spruce plantation.** *European Journal of Soil Biology*, 72, 35-41.
- HURISSO, T. T., CULMAN, S. W., HORWATH, W. R., WADE, J., CASS, D., BENISTON, J. W., ... & LUCAS, S. T. (2016). **Comparison of permanganate-oxidizable carbon and mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization.** *Soil Science Society of America Journal*, 80(5), 1352-1364.
- JILLING, A., KEILUWEIT, M., CONTOSTA, A. R., FREY, S., SCHIMEL, J., SCHNECKER, J., ... & GRANDY, A. S. (2018). **Minerals in the rhizosphere: overlooked mediators of soil nitrogen availability to plants and microbes.** *Biogeochemistry*, 139(2), 103-122.
- JOERGENSEN, R. G., & MUELLER, T. (1996). **The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EN} value.** *Soil biology and biochemistry*, 28(1), 33-37.
- KALEMBASA, S., SYMANOWICZ, B. 2012. **Enzymatic activity of soil after applying various waste organic materials, ash, and mineral fertilizers.** *Polish Journal of Environmental Studies*. 21, 1635-1641.
- KAYIKÇIOĞLU, H. H., OKUR, N. (2013): **Biochemical changes during composting of tannery sludge and assessment of compost quality (Derisan ayarıtma çamurunun kompostlaştırılması sırasında kimyasal değişiklikler ve oluşan kompost kalitesi).** – *Anadolu Dergisi* 22(2): 59-68.
- KUMAR, V., NARESH, R. K., SATENDRAKUMAR, S. K., SUNILKUMAR, V., SINGH, S. P., & MAHAJAN, N. C. (2018). **Tillage, crop residue, and nitrogen level on dynamics of soil labile organic carbon fractions, productivity and grain quality of wheat crop in Typic Ustochrept soil.** *J. Pharmacog Phytochem*, 7(1), 598-609.
- JACKSON, L. E., CALDERON, F. J., STEENWERTH, K. L., SCOW, K. M., & ROLSTON, D. E. (2003). **Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality.** *Geoderma*, 114(3-4), 305-317.
- LAI, L., OH HONG, C., KUMAR, S., OSBORNE, S. L., LEHMAN, R. M., & OWENS, V. N. (2018). **Soil nitrogen dynamics in switch grass seeded to a marginal cropland in South Dakota.** *GCB Bioenergy*, 10(1), 28-38.
- LESSA, A.C.R., MADARI, B.E., PAREDES, D.S., BODDEY, R.M., URQUIAGA, S., JANTALIA, C.P., ALVES, B.J.R., 2014. **Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions.** *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 104–111.
- LEMANOWICZ, J. 2011. **Phosphatases activity and plant available phosphorus in soil under winter wheat (*triticum aestivum* L.) fertilized minerally.** *Polish Journal of Agronomy*. 4, 12-15.
- LIVINGSTON, G.P., HUTCHINSON, G.L., 1995. **Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error.** *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water* 51, 14-51.
- LOPES, A.A., DE, C., SOUSA, D.M.G., DE, CHAER G.M., REIS JÚNIOR, F.B., DOS GOEDERT, W.J., MENDES, I., DE, C., 2013. **Interpretation of microbial soil**

- indicators as a function of crop yield and organic carbon.** *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 461–472. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191>.
- LUCE, M. S., WHALEN, J. K., ZIADI, N., ZEBARTH, B. J., & CHANTIGNY, M. H. (2014). **Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with ¹⁵N-labelled faba bean and wheat residues.** *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 208-218.
- MAKOI, J. H. J. R.; NDAKIDEMI, P. A. **Selected soil enzymes: example of their potential roles in the ecosystem.** *African Journal of Biotechnology*, v. 7, n. 3, p. 181-191, 2008.
- MARTINSON, G. O., CORRE, M. D., & VELDKAMP, E. (2013). **Responses of nitrous oxide fluxes and soil nitrogen cycling to nutrient additions in montane forests along an elevation gradient in southern Ecuador.** *Biogeochemistry*, 112(1-3), 625-636.
- MENEGHIN, M. F. S., RAMOS, M. L. G., OLIVEIRA, S. A. D., RIBEIRO JUNIOR, W. Q., & AMABILE, R. F. (2008). **Avaliação da disponibilidade de nitrogênio no solo para o trigo em latossolo vermelho do Distrito Federal.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(5), 1941-1948.
- MURPHY, C. J., BAGGS, E. M., MORLEY, N., WALL, D. P., & PATERSON, E. (2017). **Nitrogen availability alters rhizosphere processes mediating soil organic matter mineralisation.** *Plant and Soil*, 417(1-2), 499-510.
- MCGINN, S. M., & FLESCHE, T. K. (2018). **Ammonia and greenhouse gas emissions at beef cattle feedlots in Alberta Canada.** *Agricultural and forest meteorology*, 258, 43-49.
- MYHRE, G., SHINDELL, D., BRÉON, F. M., COLLINS, W., FUGLESTVEDT, J., HUANG, J., ... & NAKAJIMA, T. (2013). **Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** K. Tignor, M. Allen, S.K. Boschung, J. Nauels, A. Xia, Y. Bex, V. and Midgley, P.M., Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- NASCENTE, A. S., & CRUSCIOL, C. A. C. (2012). **Cover crop and herbicide timing management on soy bean yield under no-tillage system.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 47(2), 187-192.
- LAGOMARSINO, A., MOSCATELLI, M. C., DI TIZIO, A., MANCINELLI, R., GREGO, S., & MARINARI, S. (2009). **Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment.** *Ecological Indicators*, 9(3), 518-527.
- LIU, X., ZHANG, Y., 2018. **Can phosphorus and nitrogen addition affect ammonia oxidizers in a high-phosphorus agricultural soil?.** *Archives of Agronomy and Soil Science* 64, 1728-1743. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1455001>.
- PLAZA-BONILLA, D., ÁLVARO-FUENTES, J., BARECHE, J., PAREJA-SÁNCHEZ, E., JUSTES, É., & CANTERO-MARTÍNEZ, C. (2018). **No-tillage reduces long-term yield-scaled soil nitrous oxide emissions in rainfed Mediterranean agroecosystems: A field and modelling approach.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 262, 36-47.
- PAZ-FERREIRO, J., FU, S., 2013. **Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations.** *Land Degradation and Development* 27, 14–25.
- PORTILHO, I. I. R., SCORZA JÚNIOR, R. P., SALTON, J. C., MENDES, I. D. C., & MERCANTE, F. M. (2015). **Persistence of insecticides and microbiological attributes in a soil under different management systems.** *Ciência Rural*, 45(1), 22-28.

RANZI, C., CAMERA, J. N., & DEUNER, C. C. (2017). **Influence of continuous cropping on corn and soybean pathogens**. *Summa Phytopathologica*, 43(1), 14-19.

REIS, M. M., SANTOS, L. D., PEGORARO, R. F., COLEN, F., ROCHA, L. M., & FERREIRA, G. A. D. P. (2016). **Nutrition of *Tithonia diversifolia* and attributes of the soil fertilized with bio fertilizer in irrigated system**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(11), 1008-1013.

RIBBONS, R. R., LEVY-BOOTH, D. J., MASSE, J., GRAYSTON, S. J., MCDONALD, M. A., VESTERDAL, L., & PRESCOTT, C. E. (2016). **Linking microbial communities, functional genes and nitrogen-cycling processes in forest floor under four tree species**. *Soil Biology and Biochemistry*, 103, 181-191.

ROGELJ, J., POPP, A., CALVIN, K. V., LUDERER, G., EMMERLING, J., GERNAAT, D., ... & KREY, V. (2018). **Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 C**. *Nature Climate Change*, 8(4), 325.

SATO, J.H., FIGUEIREDO, C.C., MARCHÃO, R.L., OLIVEIRA, A.D., VILELA, L., DELVICO, F.M., CARVALHO, A.M., 2019. **Understanding the relations between soil organic matter fractions and N₂O emissions in a long-term integrated crop-livestock system**. *European Journal of Soil Science*. 1-14 <https://doi.org/10.1111/ejss.12819>.

SATO, J.H., CARVALHO, A. M., FIGUEIREDO, C.C., COSER, T.R., SOUSA, T. R., VILELA, L., MARCHÃO, R. L., 2017. **Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 08, 55-68. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9822-5>.

SINSABAUGH, R. L., & MOORHEAD, D. L. (1994). **Resource allocation to extracellular enzyme production: a model for nitrogen and phosphorus control of litter decomposition**. *Soil biology and biochemistry*, 26(10), 1305-1311.

SILVA, A. N.; FIGUEIREDO, C. C. de; CARVALHO, A. M. de; SOARES, D. S.; SANTOS, D. C. R.; SILVA, V. G. da. **Effects of cover crops on the physical protection of organic matter and soil aggregation**. *Australian Journal of Crop Science*, v.10, p.1623-1629, 2016.

SILVA, R. R. D.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. D. S.; CURI, N.; ALIVISI, A. M. T. **Biomassa e atividade microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes - MG**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 34, p. 1585-1592, 2010.

SIX, J., CONANT, R. T., PAUL, E. A., & PAUSTIAN, K. (2002). **Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils**. *Plant and soil*, 241(2), 155-176.

SOIL SURVEY STAFF, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

SOARES, D.S, RAMOS, M. L. G., MARCHÃO, R. L., MACIEL, G. A., DE OLIVEIRA, A. D., MALAQUIAS, J. V., & DE CARVALHO, A. M. (2019). **How diversity of crop residues in long-term no-tillage systems affect chemical and microbiological soil properties**. *Soil and Tillage Research*, 194, 104316.

SOUSSANA, J. F., & LEMAIRE, G. (2014). **Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems**. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.

SOUZA, M. H., VIEIRA, B. D. C. R., OLIVEIRA, P. G., & AMARAL, A. A. (2015). **Macrofauna do solo**. *Enciclopédia Biosfera*, 11(22), 115-131.

SOUZA, R. F. D., FIGUEIREDO, C. C. D., MADEIRA, N. R., & ALCÂNTARA, F. A. D. (2014). **Effect of management systems and cover crops on organic matter**

dynamics of soil under vegetables. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38(3), 923-933.

STOTT, D. E., ANDREWS, S. S., LIEBIG, M. A., WIENHOLD, B. J., & KARLEN, D. L. (2010). **Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework.** *Soil Science Society of America Journal*, 74(1), 107-119.

systems. *Journal of cleaner production*, 179, 81-92.

TABATABAI, M. A. In: **Weaver, R. W.; Angle, J. S.; Botomley, P. S. (eds) ASA, Madisan Teixeira, A.; Duarte, B. & Caçador, I. Salt Marshes and Biodiversity.** Springer, Tasks for Vegetation Science V.47, p. 283-298. 1994

THOMAS, B.W., HAO, X., LARNEY, F.J., GOYER, C., CHANTIGNY, M.H. AND CHARLES, A., 2017. **Non-legume cover crops can increase non-growing season nitrous oxide emissions.** *Soil Science Society of America Journal*, 81(1), pp.189-199.

VANCE, E. D., BROOKES, P. C., & JENKINSON, D. S. (1987). **Microbial biomass measurements in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils.** *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 697-702.

VONG, P. C., DEDOURGE, O., LASSERRE-JOULIN, F., & GUCKERT, A. (2003). **Immobilized-S, microbial biomass-S and soil arylsulfatase activity in the rhizosphere soil of rape and barley as affected by labile substrate C and N additions.** *Soil biology and biochemistry*, 35(12), 1651-1661.

WANG, L., SUN, X., CAI, Y., XIE, H., & ZHANG, X. (2008). **Relationships of soil physical and microbial properties with nitrous oxide emission affected by freeze-thaw events.** *Frontiers of Agriculture in China*, 2(3), 290-295.

WANG, R., CREAMER, C. A., WANG, X., HE, P., XU, Z., & JIANG, Y. (2016). **The effects of a 9-year nitrogen and water addition on soil aggregate phosphorus and sulfur availability in a semi-arid grassland.** *Ecological indicators*, 61, 806-814.

YEOMANS, J. C.; BREMMER, J. M. **A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil.** *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 19, p. 1467-1476, 1988

ZHANG, Y., WANG, C. & LI, Y. (2019). **Contrasting effects of nitrogen and phosphorus additions on soil nitrous oxide flows and enzymatic activities in an alpine wetland on the Tibetan plateau.** *PloSum*, 14 (5), e0216244.

ZHU, J., LI, M., & WHELAN, M. (2018). **Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review.** *Science of the Total Environment*, 612, 522-537.