



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**EMISSÕES DE N₂O E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-
FLORESTA**

WILLIAN ROBERSON DUARTE DE OLIVEIRA

ORIENTADOR(A): Dr(a). MARIA LUCRECIA GEROSA RAMOS

CO-ORIENTADOR(A): Dr(a). ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO:

BRASÍLIA/DF: MARÇO - 2015



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**EMISSÕES DE N₂O E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-
FLORESTA**

WILLIAN ROBERSON DUARTE DE OLIVEIRA

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE
PÓSGRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE/DOUTOR EM
AGRONOMIA NA ÁREA DE CONCENTRAÇÃO DE MANEJO E
CONSERVAÇÃO DO SOLO.**

APROVADA POR:

**MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS Ph.D. (UnB-FAV)
(Orientadora) CPF:002.094.438-12, e-mail:lucrecia@unb.br**

**CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO, DSc (UnB – FAV)
(Examinador Interno) CPF: 029.754.447-02, e-mail: cicerocef@unb.br**

**WALTER QUADROS RIBEIRO JÚNIOR, Ph.D. (Embrapa Cerrados)
(Examinador Externo) CPF: 906.075.388-72, e-mail: walter.quadros@embrapa.br**

**ROBÉLIO LEANDRO MARCHÃO, DSc (Embrapa Cerrados)
(Examinador Externo) CPF: 861.160.701-59, e-mail: robelio.marchao@embrapa.br**

**HELSON MÁRIO MARTINS DO VALE, DSc, (UnB-IB)
(Examinador Externo) CPF: 810.503.803-04, e-mail: helson@unb.br**

BRASÍLIA/DF, 24 DE MARÇO DE 2015.

FICHA CATALOGRÁFICA

OLIVEIRA, Willian Roberson Duarte

Emissões de N₂O e atributos microbiológicos do solo em integração lavoura-pecuária-floresta / Orientação: Maria Lucrecia Gerosa Ramos; Co-orientação: Arminda Moreira de Carvalho, Brasília, 2015. 102 p.

Tese de Doutorado – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2015.

1. ÓXIDO NITROSO

2. SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO

3. BIOMASSA MICROBIANA

4. EFEITO ESTUFA

I. Ramos, M. L. G. II. Ph.D.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA, W. R. D. Emissões de N₂O e atributos microbiológicos em integração lavoura-pecuária-floresta. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília-Brasília, 2015; 102 p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Willian Roberson Duarte de Oliveira

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: **Emissões de N₂O e atributos microbiológicos do solo em integração lavoura-pecuária-floresta.** GRAU: Doutor.
ANO: 2015

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.

Willian Roberson Duarte de Oliveira

CPF: 994.503.301-82

E-mail: ruralwillian@hotmail.com.

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus, à minha mãe, minha noiva, irmãos, mestres e amigos do coração.

O Mestre na arte da vida faz pouca distinção entre o seu trabalho e o seu lazer, entre sua mente e seu corpo, entre sua educação e sua recreação. Ele simplesmente persegue sua visão de excelência em tudo o que faz, deixando para os outros a decisão de saber se está trabalhando ou se divertindo. Ele acha que está sempre fazendo as duas coisas simultaneamente.

Texto budista.

AGRADECIMENTOS

À Universidade de Brasília e à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV). À querida professora Maria Lucrecia G. Ramos pela orientação, por toda a atenção, confiança e valiosos ensinamentos. À querida Doutora Arminda Moreira de Carvalho, pela orientação, sugestões pontuais e precisas e por todo o apoio.

Aos estagiários Luana Passos, Laura, Luciano, Eduardo, Rafael, Marcos e a todos que participaram deste trabalho, pela ajuda indispensável e pela disposição.

Aos técnicos de laboratório da UnB, Neto e Ricardo pela disposição e ajuda em todo o processo de análise laboratorial.

Aos funcionários da Embrapa Cerrados, em especial ao Luciano Pinheiro, Vilderete, Darlan e Fernanda pela ajuda, e ao Juaci Malaquias, pela essencial colaboração nas análises estatísticas

A todos os professores da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UnB pelos conhecimentos adquiridos.

Aos pesquisadores Karina Pulrolnik e Kleberson de Souza pelo apoio e sugestões.

Aos colegas e amigos da UnB, Thaís, Márcia e Juliana. À CAPES pelo auxílio financeiro. A todos aqueles que de alguma forma contribuíram com este trabalho.

.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral.....	15
2.2	Objetivos Específicos.....	15
3	REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1	O Cerrado Brasileiro	16
3.2	Sistemas agropecuários no Cerrado	17
3.3	Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF)	18
3.4	Atributos biológicos do solo	21
3.4.1	Biomassa microbiana do solo.....	22
3.4.2	Carbono e Nitrogênio da Biomassa Microbiana	24
3.5	Emissões de Gases de Efeito Estufa e Agricultura	26
3.6	Ciclo do Nitrogênio.....	27
3.7	Produção de N ₂ O nos Solos	28
3.8	Fatores que Influenciam a Emissão de N ₂ O.....	30
3.8.1	Umidade do solo	31
3.8.2	Temperatura do solo.....	33
3.8.3	Disponibilidade de Nitrogênio	34
3.9	Emissões de N ₂ O de Sistemas Agrícolas	35
3.10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
4	CAPÍTULO 1 - ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS EM SISTEMAS INTEGRADOS (ILP e ILPF), PASTAGEM DE BAIXA PRODUTIVIDADE E CERRADO	49
4.1	INTRODUÇÃO	52
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	53
4.2.1	Área Experimental e Tratamentos.....	53
4.2.2	Amostragens e Análises do solo para determinação dos atributos microbiológicos	56
4.2.3	Análises Estatísticas	59
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
4.3.1	Carbono da Biomassa Microbiana (CBM).....	60
4.3.2	Nitrogênio da biomassa (NBM)	63
4.3.3	Respiração Basal (RB)	64
4.3.4	Carbono Orgânico (Corg).....	66
4.3.5	Nitrogênio Total	67
4.3.6	Quociente Microbiano.....	68

4.3.7	Análise multivariada dos atributos microbiológicos	69
4.4	CONCLUSÕES	74
4.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
5	CAPÍTULO 2 - EMISSÕES DE N ₂ O EM SISTEMAS INTEGRADOS (ILP e ILPF), PASTAGEM DE BAIXA PRODUTIVIDADE E CERRADO	81
5.1	INTRODUÇÃO	84
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	85
5.2.1	Área Experimental	85
5.2.2	Amostragens e Análises do N ₂ O	88
5.2.3	Amostragens e Análises de Solo	90
5.2.4	Análises Estatísticas dos Dados	91
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	92
5.3.1	Fluxos de N ₂ O no solo	92
5.3.2	Emissões Acumuladas de N ₂ O no solo	100
5.3.3	Correlação dos atributos microbiológicos com as emissões de N ₂ O	104
5.4	CONCLUSÕES	106
5.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	112

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos e as emissões de N₂O de pastagens em Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), além de Cerrado Nativo e pastagem de baixa produtividade. O experimento foi conduzido na Embrapa Cerrados, Planaltina-DF, em Latossolo Vermelho no período de fevereiro de 2012 a abril de 2014, acompanhando a transição de lavoura para pecuária, iniciada em março de 2012, com o plantio de *Brachiaria brizantha* cv. Piatã em consórcio com sorgo, e o capim permanecendo durante todo o experimento. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com três repetições. Os tratamentos foram: área cultivada intercalada com renques de *Eucalyptus urograndis*, com espaçamento de 2 x 2 m entre plantas e 22 m entre renques; e área cultivada a pleno sol, sem a presença de espécies arbóreas, além das testemunhas: uma área em Cerrado nativo e, uma área de pastagem de baixa produtividade. As amostras de solo para a avaliação da biomassa microbiana (0-10, 10-20 e 20-30 cm) foram coletadas na época chuvosa (fevereiro de 2012 e fevereiro de 2014) e na época seca (julho de 2012 e setembro de 2013). As amostragens para determinação da emissão de N₂O foram realizadas utilizando-se câmaras estáticas fechadas e as análises feitas por cromatografia gasosa. O sistema de iLPF não resultou em alterações nos teores de NBM, Corg e nitrogênio total com relação ao iLP, mas observaram-se reduções nos teores de CBM, respiração basal e qMic. Na área de Cerrado nativo foram determinados os teores mais altos dos atributos microbiológicos avaliados, exceto nitrogênio total, nem relação ao qual não se observou efeito significativo. As emissões de N₂O foram caracterizadas por fluxos abaixo de 20 µg N m⁻² h⁻¹, sendo que aproximadamente 20% dos dados coletados apresentaram valores negativos. O sistema de iLP resultou na maior emissão acumulada, com 2,86 kg N ha⁻¹, enquanto o sistema de iLPF e a pastagem de baixa produtividade obtiveram emissões de 2,05 kg N ha⁻¹ e 0,41 kg N ha⁻¹, respectivamente. O Cerrado Nativo resultou em balanço final negativo, com -0,05 kg N ha⁻¹. O espaço poroso saturado com água (EPSA) foi o fator que melhor explicou as emissões de N₂O, sendo os maiores fluxos observados após a aplicação de fertilizante nitrogenado.

Palavras-chave: biomassa microbiana, integração lavoura-pecuária-floresta, Cerrado, matéria orgânica do solo, óxido nitroso, gases de efeito estufa

N₂O EMISSIONS AND SOIL MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES IN CROP-LIVESTOCK-FOREST INTEGRATION

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the microbial biomass and N₂O emissions from pasture in Crop-Livestock Integration (iLP) and Crop-Livestock-Forest Integration (iLPF), in addition to native Cerrado and low productivity pasture. The experiment was conducted at Embrapa Cerrado, Planaltina-DF, in Red Latosol. The experiment was conducted in the period from February 2012 to April 2014, following the transition to livestock from crop, which began in March 2012, with the sowing of *B. brizantha* cv. Piafã, intercropped with sorghum, and the grass remaining throughout the experiment. The experimental design was a randomized block with three replications. The treatments were: cultivated area interspersed with rows of *Eucalyptus urograndis*, spaced 2 x 2 m between plants and 22 m between rows; and area cultivated in full sun, with no presence of tree species, in addition to controls: a native Cerrado and a low productivity pasture. Soil samples for the assessment of microbial biomass (0-10, 10-20 and 20-30 cm) were collected in February 2012 and February 2014 (rainy season) and July 2012 and September 2013 (dry season). The emission of N₂O was evaluated using closed static chambers. The iLPF system did not promote change in NBM, Corg and total nitrogen contents in comparison to the iLP, but decreased the levels of CBM, basal respiration and qMic. The native Cerrado had higher levels of all evaluated factors, except total nitrogen, which showed no difference. N₂O emissions were characterized by flow below 20 µg N m⁻² h⁻¹, with approximately 20% of the data collected showing negative values. The iLP system had the highest cumulative emission with 2,86 kg N ha⁻¹, while the iLPF system and the low productivity pasture obtained emissions 2,05 kg N ha⁻¹ and 0,41 kg N ha⁻¹, respectively. The native Cerrado showed a negative balance, with -0,05 g N ha⁻¹. The EPSA was the factor that best explained N₂O emissions, but the biggest flows were observed after application of nitrogen fertilizer.

Keywords: microbial biomass, crop-livestock-forest integration, Cerrado, soil organic matter, nitrous oxide, greenhouse effect gases

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas causadas por atividades antrópicas é uma realidade que pode afetar a produção agrícola, tanto nos grandes quanto nos pequenos empreendimentos rurais. É um tema importante a ser discutido em decisões estratégicas, com destaque para as regiões cuja economia tenha forte aderência à agropecuária, como o bioma Cerrado, importante na produção de alimentos, fibras e agroenergia, além da preservação de sua biodiversidade e da recarga de aquíferos.

A região do Cerrado brasileiro abrange 204 milhões de hectares, representando aproximadamente 4% da região tropical, sendo considerada a savana de maior biodiversidade vegetal do mundo. Em levantamento recente, foram identificados no Cerrado 80 milhões de hectares sob diferentes usos da terra, o que corresponde a 39,5% da área total do bioma. Deste total, a utilização de pastagem cultivada corresponde a 26,5% e abrange 49,5 milhões de hectares, sendo a atividade agropecuária com maior abrangência no Cerrado (Sano et al., 2008; Beuchle et al., 2015).

Na região Centro-Oeste, o crescimento da produção agrícola e pecuária foram viabilizados pelo avanço tecnológico, que favoreceu a incorporação ao processo produtivo do Cerrado, com terras planas, baratas e maior produtividade por área, pelo desenvolvimento da infra-estrutura e pelo crédito agrícola subsidiado, ampliando a participação da região na produção nacional e exercendo forte efeito dinamizador sobre as atividades urbanas (Ferreira & Diniz, 1995). Além disso, a região também obteve aumento de produção, principalmente relacionados à ampliação das áreas cultivadas, em sua grande parte sob pastagens. Apesar disso, a maioria das pastagens cultivadas nos Cerrados adota sistemas extensivos de cultivo, destinados principalmente à produção de carne, deixando esse modelo de atividade pouco sustentável (Jantalia et al., 2006; Bustamante et al., 2012; Beuchle et al., 2015).

A sustentabilidade só será verificada se o sistema for: tecnicamente eficiente; ambientalmente adequado; economicamente viável e socialmente aceito. Neste contexto de conceitualização, o sistema de Integração-Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) tem se tornado uma alternativa viável para amenizar a vulnerabilidade do sistema agropecuário, pois possibilita que o solo seja explorado economicamente na maior parte do ano, utilizando princípios fundamentais, como conservação do solo e água e controle integrado de pragas e doenças com aumento na oferta de grãos, de carne e de leite a um custo mais baixo, devido ao sinergismo que se cria entre a lavoura, a pastagem e a

floresta (Balbino et al., 2011). Além disso, o sistema melhora a qualidade do solo por respeitar os zoneamentos climático agrícola e agroecológico (Alvarenga & Noce, 2005).

A inclusão do componente florestal pode acrescentar ainda mais benefícios para o sistema, como a recuperação de áreas degradadas, já que as árvores influenciam as propriedades do solo, microclima e componentes biológicos associados (Pulrolnik et al., 2010), criando um ambiente mais equilibrado. Por fim, a adoção de ILPF pode contribuir na redução das emissões de gases de efeito estufa (GEEs) por promover o sequestro de carbono e diminuição nas emissões de dióxido de carbono (CO₂) e óxido nitroso (N₂O).

O óxido nitroso (N₂O) é um dos principais gases do efeito estufa, e a sua concentração na atmosfera vem aumentando significativamente a uma taxa de 0,2 a 0,3% ao ano, considerando sua evolução desde o período pré-industrial até fins dos anos 90 (Mosier et al., 2004). Este processo tem sido atribuído a vários fatores, entre eles o aumento das emissões antropogênicas pelo maior uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, podendo ocorrer perdas de cerca de 1% do nitrogênio aplicado via N₂O (Robertson & Grace, 2004), e pela deposição de urina e fezes de animais criados a pasto, que são ricos em nitrogênio, podendo alcançar até 700 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Oenema et al., 2005).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Quantificar o impacto da adoção de iLPF sobre atributos microbiológicos do solo e as emissões de N_2O , assim como relacioná-las, bem como as emissões de N_2O com fatores edáficos-climáticos (concentração de N, precipitação, temperatura, umidade e espaço de poros saturado por água).

2.2 Objetivos Específicos

Avaliar a dinâmica temporal de atributos microbiológicos do solo, em dois períodos (seco e chuvoso) por um período de dois anos.

Quantificar a magnitude dos fluxos de N_2O do solo, em escala temporal e sazonal, nos Sistemas iLPF e iLP e nos tratamentos referências de Pastagem e Cerrado Nativo, durante 2 anos consecutivos.

Quantificar a quantidade de fluxos de N_2O do solo, acumulada durante 2 anos, nos Sistemas iLPF e iLP e nos tratamentos referências de Pastagem e Cerrado Nativo.

Inter-relacionar fatores edafo-climáticos (concentração de N, precipitação, temperatura, umidade e espaço de poros preenchido por água) com os fluxos de N_2O ao longo de dois anos, em Sistema iLPF e iLP e nos tratamentos referências de Pastagem e Cerrado Nativo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 O Cerrado Brasileiro

O bioma Cerrado é conhecido pela diversidade de suas formas fitofisionômicas, e possui a mais rica flora dentre as savanas do mundo, com elevado nível de endemismo (Klink & Machado, 2005). Plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas e cipós somam mais de 12.000 espécies (Mendonça et al., 2008). O clima é considerado estacional, com ocorrência de período chuvoso de outubro a março, e de período seco de abril a setembro. As temperaturas médias oscilam entre 22°C e 27°C, e a precipitação média anual se situa entre 1.200 e 1.800 mm (Marcuzzo et al., 2012).

A manutenção e a distribuição das diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado variam em função de alterações edáficas, geomorfológicas e climáticas (Reys et al., 2013) e com a ocorrência de fogo utilizado na abertura de áreas virgens e para estimular o rebrotamento das pastagens (Klink & Machado, 2005), e demais perturbações antrópicas (Reys et al., 2013).

O Cerrado é o segundo maior Bioma brasileiro, sendo superado em área, apenas pela Amazônia (Klink & Machado, 2005). Ocupa uma área de aproximadamente 2 milhões de km², o que correspondendo a 25% do território nacional (Resende & Guimarães, 2007). Está concentrado na porção central do Brasil (Sano et al., 2008) e engloba parte dos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Tocantins, Bahia, Minas Gerais e o Distrito Federal. Ocupa ainda parte dos estados do Maranhão, Piauí, Rondônia e São Paulo, além de áreas disjuntas na região Nordeste encravadas no território da Caatinga, e na região Amazônica, nos estados do Pará, Rondônia e Roraima (Resende & Guimarães, 2007).

A partir dos anos 70 houve intensificação na produção de alimentos favorecida pela abertura da fronteira agrícola, com expansão na região Sul e Centro-Oeste do Brasil (Silva et al., 2013), e de incentivos do Governo Federal como a política de preços mínimos, de subsídios creditícios e de instalações de obras infraestruturais. A região do cerrado surgiu como uma possibilidade privilegiada de ocupação, dada a sua localização geográfica e suas características físicas, como clima, chuvas definidas e regulares e terrenos planos. Essa região era vista pelos órgãos governamentais como alternativa à ocupação da Amazônia, área que estava inserida no contexto dos discursos ambientalistas nacionais e internacionais (Pires, 2000).

Quase metade dos cerca de 200 milhões de hectares originais do Cerrado já foi cultivada com pastagens plantadas e culturas anuais. Apenas 2,2% da área do Cerrado é legalmente protegida. Em 2002, foram identificados no Bioma 80 milhões de hectares sob diferentes usos da terra, correspondendo a 39,5% da área total. As duas classes mais representativas de uso da terra, isto é, as pastagens cultivadas e as culturas agrícolas, ocupam 26,5% e 10,5% do Cerrado, respectivamente (Sano et al., 2008; Beuchle et al., 2015).

3.2 Sistemas agropecuários no Cerrado

As operações agrícolas no Cerrado iniciaram-se com a produção para subsistência familiar, em pequenas áreas férteis. As principais culturas eram o arroz de sequeiro, feijão, milho e mandioca (Teixeira Neto, 2013). A pecuária era explorada de forma extremamente extrativista, com o uso das pastagens nativas da região (Aidar & Kluthcouski, 2001). Algumas práticas então utilizadas, como queimadas, ausência de controle de erosão e de reposição de nutrientes, revelaram-se extremamente prejudiciais (Teixeira Neto, 2013).

A monocultura, tanto de espécies anuais como de forrageiras perenes, demonstrou ser pouco sustentável, em virtude das práticas incorretas de manejos, principalmente a queimada, que, conseqüentemente, promove o esgotamento de nutrientes, que ainda são muito praticadas. Somente a partir dos anos 80, com a implantação de sistemas mais conservacionistas, dentre eles o sistema plantio direto e o cultivo mínimo, a exploração destas áreas se tornou mais sustentável e com incrementos de produtividade (Frederico, 2013).

As pastagens representam a principal fonte de alimento para o rebanho bovino, com cerca de 49,5 milhões de hectares sendo ocupados com pastagens cultivadas e com potencial para alcançar até 60 milhões de hectares, além de ocupação de pastagens nativas (Brossard & Barcellos, 2005).

O desenvolvimento da pecuária na região do Cerrado foi caracterizado pelo modelo extrativista, uso intensivo do fator terra e o uso limitado de insumos no sistema de produção. Entretanto, esse modelo extrativista de exploração de pastagens mostrou-se incapaz de garantir a produtividade, a qualidade e a persistência da espécie forrageira (Martha Júnior & Vilela, 2002).

A substituição da vegetação natural pelas pastagens cultivadas representou uma alternativa para aumentar a produção de carne na região, permitindo ganhos

expressivos na taxa de lotação, no desempenho e na produtividade animal (Martha Júnior et al., 2007). Porém a baixa produtividade das pastagens tem sido um grande problema para o desenvolvimento da pecuária, não apenas no cerrado como em todo o Brasil (Peron & Evangelista, 2004).

A maior parte da produção de carne bovina provém de sistemas de criação animal caracterizados por baixa produção e baixo retorno econômico (Martha Júnior & Vilela, 2007). O gerenciamento ineficiente do empreendimento, ligado ao manejo inadequado do sistema solo-planta e forrageira-animal em pastejo (Martha Júnior & Corsi, 2001), favorece a degradação da pastagem, gerando baixas produtividades e rentabilidades. A degradação das pastagens tem sido considerada um dos principais entraves à economia pecuarista brasileira. Uma pastagem em boas condições tem potencial para produzir em média 16 arrobas. ha⁻¹ ano⁻¹, porém, nas condições de degradação da maior parte das pastagens no Brasil, essa produtividade cai para 2 arrobas ha⁻¹ ano⁻¹ (Paulino et al., 2012). Até 2004, estimava-se que 80% das pastagens cultivadas no Brasil Central já se encontravam em algum estágio de degradação, apresentando processo evolutivo de perda de vigor, com redução da aptidão e resistência a condições adversas como, por exemplo, a susceptibilidade aos efeitos nocivos de pragas, doenças e plantas invasoras. Conseqüentemente, há baixa capacidade de recuperação da vegetação, o que torna o sistema insuficiente para suprir as necessidades em quantidade e qualidade exigidas pelos animais (Peron & Evangelista, 2004).

Neste contexto, o uso de sistemas de produção que ocupem intensamente os recursos disponíveis nos agrossistemas, concomitante à melhoria da qualidade do solo, base da produção vegetal e animal são recomendáveis. Dentre esses, os sistemas mistos de exploração de lavoura e pecuária têm se destacado pelas vantagens que apresentam em relação aos sistemas isolados de agricultura ou de pecuária. São os chamados sistemas integrados lavoura-pecuária.

3.3 Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF)

Segundo Kluthcouski e Yokoyama (2003), a integração lavoura-pecuária é utilizada desde a década de 1960, onde produtores utilizavam o consórcio entre arroz de terras altas com espécies de *Brachiaria*, para tornar mais eficiente o uso das terras e reduzir os custos na formação das pastagens no Cerrado.

Em 1986, iniciaram-se alguns trabalhos de pesquisa com sistemas de iLP na região central do país pela Embrapa Cerrados, em Planaltina, DF, culminando na implantação, em 1990, de um experimento de longa duração, com objetivo de estudar diferentes sistemas de iLP. Em 1991, foi lançado pela Embrapa Arroz e Feijão o Sistema Barreirão, que é composto por um conjunto de tecnologias e práticas de recuperação de áreas de pastagens em degradação, embasadas no consórcio arroz-pastagem (Kluthcouski e Yokoyama, 2003). Durante os períodos de 1987/88 e de 1990/94, segundo Cobucci et al. (2007) foram implantadas e/ou monitoradas 81 unidades de demonstração e/ou lavouras utilizando iLP, em sete Estados da Federação (GO, MT, MS, TO, MG, SP e BA), demonstrando a expansão desse sistema no Brasil.

O sistema possibilita uso do solo durante todo o ano ou, na maior parte dele, favorecendo o aumento na oferta de grãos, de carne e de leite a um custo mais baixo devido ao sinergismo que se cria entre a lavoura e a pastagem (Alvarenga, 2004).

Além dos benefícios financeiros, iLP também traz outras vantagens para o sistema de produção, como a diminuição das aplicações de agroquímicos para o controle de pragas e doenças e a manutenção da atividade biológica do solo. Do ponto de vista das propriedades químicas do solo, há uma melhoria na fertilidade, pela ciclagem dos nutrientes e eficiência no uso de fertilizantes, em função das diferentes necessidades das culturas em rotação. As alterações nas propriedades físicas têm sido, principalmente, pela melhoria da estabilidade dos agregados, diminuição da densidade do solo e da compactação, e no aumento da taxa de infiltração de água (Kluthcouski e Yokoyama, 2003).

A inclusão do componente “florestal” aos subsistemas lavoura e pastagens representa um avanço inovador da iLP, surgindo o conceito de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF). Segundo Balbino et al. (2011), a integração Lavoura-Pecuária-Floresta envolve sistemas produtivos diversificados, que contemplam a produção de alimentos, fibras, energia, produtos madeireiros e não madeireiros, realizados para otimizar os ciclos biológicos das plantas e dos animais, bem como dos insumos e seus respectivos resíduos.

Ainda de acordo com Balbino et al. (2011), os sistemas de integração podem ser classificados em quatro modalidades distintas: (i) Integração Lavoura-Pecuária ou Agropastoril: sistema de produção que integra o componente agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão; na mesma área e em um mesmo ano agrícola ou por múltiplos anos; (ii) Integração Pecuária-Floresta ou Silvipastoril:

sistema de produção que integra o componente pecuário e florestal, em consórcio; (iii) Integração Lavoura-Floresta ou Silviagrícola: Sistema de produção que integram o componente florestal e agrícola, pela consorciação de espécies arbóreas com cultivos agrícolas (anuais ou perenes) e (iv) Integração Lavoura-Pecuária-Floresta ou Agrossilvipastoril: sistema de produção que integra os componentes agrícola, pecuário e florestal em rotação, consórcio ou sucessão, na mesma área. O componente “lavoura” restringe-se ou não a fase inicial de implantação do componente florestal.

A associação do componente arbóreo às pastagens e às lavouras adquire importância nos sistemas agropecuários, que tende a ser maior quando utilizada em regiões agropastoris com grande fragmentação e presença de remanescentes florestais naturais ou com pastagens degradadas (Porfírio-da-Silva, 2007). Além disso, a integração de árvores em meio a lavouras e/ou pastagens se constitui em uma alternativa à produção intensiva de lavouras e pastagens em monoculturas, além de ser uma opção agroecológica, que inclui em seus conceitos referenciais os principais elementos da sustentabilidade, ou seja, o econômico, o social e o ambiental (Macedo, 2009).

A adoção de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, associada ao Sistema Plantio Direto (SPD), cujo princípio básico é não revolver o solo e manter palhada como cobertura (Silva et al., 2009), pode trazer grandes benefícios para a agropecuária. Esse sistema contribui para viabilizar o SPD, com a palha produzida pela pastagem tropical bem manejada. Além disso, a pastagem proporciona à lavoura um solo com melhores condições de agregação, em função do sistema radicular abundante e do resíduo de material orgânico deixado na superfície e em subsuperfície (Balbino et al., 2011).

O sistema, quando estabelecido e manejado de maneira adequada, levando-se em consideração aspectos econômicos, ambientais e sociais das propriedades rurais, assim como das regiões em que estão inseridas, pode trazer benefícios, como a diversificação da produção, incremento e melhor distribuição da renda no tempo, conservação do solo e da água, conforto térmico para animais, melhoria do valor nutricional da forragem, entre outros (Reis et al., 2007).

Em áreas de Cerrado, a adoção de pastagem de *Brachiaria humidicola* em consórcio na rotação milho/soja pode elevar o teor de matéria orgânica (MO) do sistema em 30%, quando comparado apenas à rotação e estas alterações são mantidas mesmo após o retorno da rotação sem a presença de *Brachiaria humidicola* (Sousa et al., 1997). Além disso, Carneiro et al. (2009) observaram que o solo do sistema iLP apresentou

densidade do solo e porosidade semelhantes aos do solo no Cerrado nativo, que é atribuído à menor intervenção no sistema, mantendo os atributos do solo original; e pH, teores de fósforo, cálcio e magnésio mais elevados, devido à aplicação inicial de correção e fertilização, de forma que a adoção promoveu uma melhoria do solo de Cerrado. Crusciol et al. (2006) observaram que o plantio consorciado de milho com *Brachiaria brizantha* cv. Marandu também reduziu a acidez e aumentou os teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, com reflexo direto na CTC e na saturação de bases, quando comparado às áreas de plantio direto com cultivo exclusivo de milho no verão e pousio no inverno.

Apesar das vantagens apresentadas, poucos experimentos de longa duração em ecossistemas tropicais e subtropicais têm sido relatados. Macedo (2009) citam alguns trabalhos realizados na Austrália e no Uruguai, em que a adoção do ILP aumentou a produtividade de trigo por 29 anos, nas áreas onde sempre houve plantio de pastagens, além de recuperar as propriedades físicas do solo. No Brasil, a maioria dos experimentos conduzidos com iLP é pontual ou de curta duração, com períodos que variam de 2 a 4 anos, e nem sempre, enfatizam de forma integrada os dois componentes, justificando a pouca quantidade de resultados publicados. Pesquisas envolvendo a inclusão do componente arbóreo no sistema de iLP são ainda mais recentes e há poucos resultados disponíveis na literatura.

3.4 Atributos biológicos do solo

A análise da resposta de microrganismos a diferentes práticas de manejo é fundamental, pois os inúmeros organismos que se multiplicam e habitam o solo são responsáveis direta ou indiretamente por processos bioquímicos diversos com alto grau de complexidade que controlam as transformações dos elementos químicos e transferências de energia no sistema solo-planta-atmosfera. Os microrganismos, respondem às variações ambientais as quais são expostas, sendo, portanto, bons bioindicadores de qualidade do solo (Avidano et al., 2005; Moreira e Siqueira, 2006).

Dentre os indicadores biológicos que refletem a ação dos microrganismos 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, estrutura,

disponibilidade de nutrientes, textura, razão C/N e resíduos orgânicos (Silva et al., 2010).

Para Alvarenga et al. (1999), a respiração basal ocorre com maior intensidade na camada superficial do solo portanto, a exposição aos processos erosivos e a remoção de material do solo devido ao uso e/ou manejo inadequados provoca redução de sua qualidade. Além disso, a respiração basal é intensificada pela incorporação de adubos verdes, restos vegetais e demais resíduos orgânicos, promovendo aumento na emissão de CO₂.

Carvalho et al. (2012) verificaram que a respiração basal mostrou-se sensível para indicar alterações ocorridas no ambiente. Os autores encontraram uma tendência geral das matas apresentarem baixos valores de respiração e altos valores de carbono microbiano, o que evidencia que as comunidades microbianas destes ecossistemas perdem menos carbono na forma de CO₂ por meio da respiração. Além disso, uma fração significativa de carbono está sendo incorporada na constituição da biomassa, sugerindo que as comunidades avaliadas se encontram num estágio de sucessão mais avançado, no qual a retenção e a conservação de nutrientes são maiores, pois a comunidade microbiana utiliza as substâncias orgânicas mais para o seu crescimento do que para a sua manutenção (Mader et al., 2002).

Já em sistemas cultivados, Gennaro et al. (2014), comparando plantio direto (PD) e convencional em cultivo de feijão, observaram que a respiração basal foi mais intensa em sistema convencional, com valores de 70,7 mg CO₂ kg⁻¹ d⁻¹ contra 59,4 mg CO₂ kg⁻¹ d⁻¹ em PD. Lourente et al. (2011), por sua vez, não encontraram diferenças entre esses dois sistemas, apesar dos valores médios serem mais elevados no sistema convencional. Sistemas onde ocorre maior revolvimento do solo promovem maior atividade metabólica, que eleva a liberação de CO₂ resultante da respiração. Isso resulta em maior mineralização de compostos orgânicos no solo, com maior imobilização de nutrientes na biomassa microbiana e liberação de parte destes nutrientes para a solução do solo (Lourente et al., 2011).

3.4.1 Biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo é definida como a fração viva da matéria orgânica do solo (Reis Jr. & Mendes, 2007; Carneiro et al., 2008), excluindo-se as raízes das plantas, meso e macrofauna (Kummer et al., 2008). É composta por todos os organismos menores que 5x10⁻³ µm (Gama-Rodrigues, 1999), representada por

bactérias, fungos e protozoários, que atuam na intemperização das rochas, formação e manutenção da estrutura do solo, no processo de decomposição dos resíduos vegetais e na ciclagem de nutrientes (Moreira & Siqueira, 2006).

No processo de decomposição de resíduos vegetais, a biomassa microbiana funciona como um catalisador na mineralização de nutrientes (Mercante et al., 2008), sendo um dos principais determinadores do acúmulo de matéria orgânica e das transformações envolvendo os nutrientes (Reis Jr. & Mendes, 2007; Toda et al., 2010).

Os resíduos vegetais ao serem depositados sobre a superfície do solo são submetidos aos processos microbianos que oxidam e liberam nutrientes essenciais à nutrição da biota do solo e das plantas (Luizão et al., 1999). Nesse processo, a biomassa microbiana apresenta uma grande importância nos ciclos do nitrogênio, fósforo, enxofre e, principalmente, do carbono, onde se destaca como o compartimento central do C no solo (Moraes et al., 2007). Funciona também como compartimento de reserva ou dreno, de acordo com a composição dos resíduos vegetais e das condições edafoclimáticas do ecossistema (Mercante et al., 2008). Os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de reciclar mais nutrientes (Toda et al., 2010).

A biomassa microbiana é influenciada pelos fatores que afetam a densidade e a atividade dos organismos do solo e, em especial, pela disponibilidade de C e nutrientes (N, P e S), umidade do solo, aeração, pH, teor de argila, textura do solo (Moreira & Siqueira, 2006) e manejo (Perez et al., 2004). Alterações na comunidade e atividade microbiana afetam diretamente os processos biológicos e bioquímicos do solo, a produtividade agrícola e, conseqüentemente, a sustentabilidade dos agroecossistemas, atuando como indicador de degradação dos solos (Mercante et al., 2008).

A biomassa microbiana também é um indicador biológico sensível às mudanças de uso do solo (Perez et al., 2004; Roscoe et al., 2006), sendo indicador da qualidade ambiental e da sustentabilidade de agroecossistemas (Monteiro & Gama-Rodrigues, 2004) e constituindo uma importante ferramenta no monitoramento de alterações ambientais decorrentes do uso agropecuário, no planejamento e na avaliação das práticas de manejo (Carneiro et al., 2008).

Para Vargas e Scholles (2000), a avaliação da biomassa microbiana torna-se de grande importância para um manejo adequado do solo visando à sua conservação e qualidade. Em sistemas de pastagens, a biomassa microbiana oferece informações importantes para um melhor entendimento da ciclagem de nutrientes e da influência de

sua atividade no processo de decomposição e mineralização dos resíduos vegetais (Monteiro & Gama-Rodrigues, 2004).

De acordo com Moreira & Siqueira (2006), com a quantificação da biomassa estima-se o potencial microbiano de um determinado solo e sua capacidade de transformação; quantificam-se substâncias relacionadas à ciclagem e relaciona essas características com a qualidade do solo e produtividade agroecológica.

Alguns estudos têm sido realizados para avaliar o efeito de diferentes manejos sobre os microrganismos do solo (Lourente et al., 2011; Alves et al., 2011). Lourente et al. (2011) avaliando o efeito de diferentes uso e manejo do solo sobre os atributos químicos, físicos e microbiológicos em Latossolo Vermelho, constataram que a substituição da vegetação nativa por sistemas de cultivos pode causar importantes alterações nos atributos químicos do solo a partir do primeiro ano de implantação do novo sistema. Alves et al. (2011) avaliando a influência de diferentes sistemas de manejo, da população microbiana e de sua atividade, relataram que os sistemas de manejo influenciam a atividade metabólica dos microrganismos presentes no solo, exceto para o sistema de iLP, onde a atividade microbiana foi constante em diferentes épocas de avaliação.

O monitoramento da biomassa e da atividade microbiana pode representar um avanço na busca de práticas sustentáveis nos sistemas de produção que objetivam a recuperação de áreas degradadas, pois permite determinar possíveis mudanças na ciclagem de nutrientes e produtividade do agroecossistema (Schmidt et al., 2013).

3.4.2 Carbono e Nitrogênio da Biomassa Microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) representa a quantidade de carbono que a biomassa microbiana do solo imobiliza em suas células. Por meio de sua avaliação é possível realizar comparações entre solos e mudanças de manejo, avaliando possíveis impactos ambientais (Insam, 2001). Mendes (2003) observou que o desmatamento e a introdução de cultivo com arado de discos reduzem significativamente os teores de CBM, sendo 17% aos quinze dias (0-20 cm), 43% aos três meses (0-5 cm), atingindo 76% (0-5 cm) um ano após o desmatamento. Esses resultados evidenciam a sensibilidade do CBM às alterações ambientais do solo.

Baretta et al. (2005) observaram valores de 1520 kg de C ha⁻¹ nos primeiros 10 cm de profundidade de solos sob floresta de araucária, na Região Sul, enquanto Mendes e Vivaldi (2001) encontraram valores próximos a 1000 kg C ha⁻¹ em formas

mais densas, no Cerrado. Mesmo no Cerrado, os teores de CBM em solo sob vegetação nativa podem variar entre as diferentes classes de solos. Em Neossolo Quartzarênico, o Cerrado nativo apresentou teor de 275 mg C kg⁻¹ solo, enquanto que, em Latossolo Vermelho, o valor foi de 541 mg C kg⁻¹ solo, sendo justificado porque o Cerrado apresentava sinais de degradação do solo e estava em processo de recuperação (Carneiro et al., 2009).

A adoção de iLP provoca alterações no carbono da biomassa microbiana (CBM). Carneiro et al. (2008) e Alves et al. (2011), trabalhando em áreas independentes, observaram que áreas com presença de pastagem e iLP apresentaram maiores teores de CBM no solo, quando comparados ao Cerrado e lavoura. Os autores argumentam que as pastagens apresentam alto conteúdo de matéria orgânica e densa massa radicular, estimulando a biomassa microbiana na rizosfera e promovendo a mineralização de nutrientes. Além disso, áreas com gramíneas sob pastejo recebem adição de material orgânico por meio de fezes e urina dos animais, que favorecem a biomassa microbiana (Kluthcouski et al., 2003).

Diferenças importantes também são verificadas quando se estuda o nitrogênio da BMS (NBM) nos diferentes sistemas de manejo. Bini et al. (2014) em experimento em argissolo, verificaram que, sob plantio direto, o NBM atingiu 74 mg N kg⁻¹ solo contra 47 mg N kg⁻¹ solo sob plantio convencional, além de observar que a mineralização de N ocorre de maneira mais constante sob SPD, enquanto que, sob cultivo convencional, há um elevado fluxo de N logo após o preparo do solo, devido à quebra dos agregados do solo, o que causa a intensificação da atividade microbiológica.

No Cerrado, Figueiredo et al. (2007), em estudo com NBM em Latossolo sob diferentes sistemas de manejo, verificaram que o plantio direto apresentou o valor médio de NBM no perfil de 0-40 cm de profundidade superior a todos os sistemas que sofreram aração com dupla incorporação, indicando que há diminuição da biomassa microbiana com o aumento da frequência de revolvimento. Em estudo sobre a influência da dose de fertilizante nitrogenado no NBM, em solo cultivado com trigo, Coser et al. (2007) verificaram que o aumento da dose de N não aumentou a imobilização deste nutriente na biomassa microbiana.

Com os valores de CBM e NBM, torna-se possível estimar as relações C microbiano:C orgânico e N microbiano:N total. Essas relações expressam a qualidade nutricional da matéria orgânica. Em solos com MOS de baixa qualidade nutricional, a biomassa microbiana está sob condições de estresse, tornando-se incapaz de utilizar

totalmente o N e o C orgânico e, nesse caso, as relações C microbiano:C orgânico e N microbiano:N total diminuem. A biomassa microbiana poderá aumentar rapidamente, ainda que os níveis de C orgânico permaneçam inalterados, quando da adição de matéria orgânica de boa qualidade nutricional (Gama-Rodrigues, 1999). Uma relação C microbiano:C orgânico constante indica que o sistema está em equilíbrio, como observado por Anderson e Domsch (1989), que sugerem que a relação C microbiano:C orgânico é maior em sistemas de rotação de culturas do que em monoculturas.

3.5 Emissões de Gases de Efeito Estufa e Agricultura

Agroecossistemas assumem um papel importante na emissão dos gases do efeito estufa e sequestro de carbono (C) e são responsáveis por aproximadamente um quinto do incremento anual dos gases com atividade radiativa para a atmosfera (Ussiri & Lal, 2013; IPCC, 2006).

Em geral, somente três gases do efeito estufa são afetados pela agricultura: CO₂, CH₄ e N₂O (Mosier et al., 2004). O CH₄ e especialmente N₂O estão em concentrações atmosféricas muito mais baixas na atmosfera, comparados ao CO₂, mas os potenciais de aquecimento global desses gases são suficientemente altos para que pequenas mudanças nas suas concentrações tenham um efeito desproporcional na atividade radiativa da atmosfera (Baggs & Philippot, 2010). Desses gases, o N₂O é o que possui maior potencial de aquecimento global (Pag = 310 x CO₂) e tempo de residência na atmosfera, calculado por sua meia vida, de mais de 120 anos na atmosfera, além da sua importância para sistemas agrícolas, uma vez que 70% das emissões globais desse gás se originam com a dinâmica de N do solo em sistemas de produção, incluindo-se o N da matéria orgânica e o fixado química e biologicamente (Ussiri & Lal, 2013). No Brasil, de acordo com o segundo inventário de GEEs, as emissões de N₂O foram cerca de 576 Gg, em 2005, ou seja, 7,7% das emissões nacionais, que atingiram 2.200 Tg de CO₂-eq (Brasil, 2010). O setor agrícola foi responsável por cerca de 87,2% das emissões de N₂O, principalmente a partir de resíduos animais e solos agrícolas (Signor & Cerri, 2013).

As estimativas das emissões globais totais de N₂O eram de aproximadamente 17,7 Tg N-N₂O ano⁻¹ em 2006, com a inclusão de fluxos de costas, rios e estuários, além de várias fontes menores (fezes humanas, aterros e deposição atmosférica) podendo elevar essa estimativa para 20,6 Tg N-N₂O ano⁻¹ (Tabela 1)

(IPCC, 2006). Mas, a estimativa atual está em 19,8 Tg N-N₂O ano⁻¹, sendo que 6,7 Tg N-N₂O ano⁻¹ são de fontes antropogênicas (Ussiri & Lal, 2013). Um aumento de 0,2-0,3% em suas concentrações atmosféricas contribuiria para aproximadamente 5% no aquecimento global pelo efeito estufa (Mosier et al., 2004). O N₂O também está relacionado com a depleção da camada de ozônio (O₃) na estratosfera, que protege a biosfera dos efeitos perigosos da radiação ultravioleta. Dobrando a concentração de N₂O na atmosfera resultaria na redução de aproximadamente 10% na camada de O₃ e isto aumentaria a radiação ultravioleta que alcança a Terra em 20% (Mosier et al., 2004).

Os solos agrícolas são as fontes primárias das emissões antropogênicas de N₂O, e os trópicos e subtropicais contribuem grandemente, uma vez que 51% dos solos do mundo estão localizados nessas zonas climáticas. Além disso, é reconhecido que as práticas de manejo como a fertilização (tipo, época, dose), cultura, preparo do solo, manejo de resíduos e água (precipitação, irrigação) influenciam as emissões de N₂O dos solos agrícolas. A magnitude com que cada fator atua no sistema modifica-o, resultando em variabilidade espacial e temporal nos fluxos (Ussiri & Lal, 2013).

Tabela 1. Estimativa de emissões anuais globais de N₂O. Adaptado de IPCC, 2006.

Fontes	Fluxo de N ₂ O	
	Tg N ₂ O-N ano ⁻¹	%
Fontes Antropogênicas		
Combustão de combustíveis fósseis e processos industriais	1,3	7,3
Agricultura	6,3	35,6
Queima de biomassa e biocombustíveis	0,5	2,8
Total Antropogênico	8,1	45,7
Fontes Naturais		
Solos sob vegetação natural	6,0	33,9
Oceanos	3,0	16,9
Química atmosférica	0,6	3,4
Total Natural	9,6	54,3
Total das Fontes	17,7	100

3.6 Ciclo do Nitrogênio

A taxa de crescimento populacional implicou no aumento da produtividade agrícola para suprir a demanda por alimentos cada vez mais crescente. O nitrogênio é um fator limitante ao crescimento das plantas cultivadas e é adicionado ao solo na forma de fertilizantes minerais, orgânicos e via fixação biológica do nitrogênio (FBN). A utilização de fontes nitrogenadas minerais aumentou consideravelmente nos últimos anos (IBGE, 2012), para que a agricultura conseguisse manter os seus altos níveis de produtividade.

Os fertilizantes nitrogenados aplicados no solo basicamente são compostos por NH_4^+ , NO_3^- ou uréia. Uma vez no solo, o nitrogênio na forma de NO_3^- , passa pelo processo de desnitrificação. A forma de NH_4^+ , passa pelo processo de nitrificação e posteriormente, desnitrificação (Cameron et al., 2013).

A nitrificação é a oxidação de amônia ao nitrito e então a nitrato. Estas reações ocorrem essencialmente em todos os ecossistemas terrestres, aquáticos e sedimentares. Embora ecologicamente ubíquas, poucas bactérias quimiautotróficas diferentes foram identificadas e consideradas capazes de realizar a maior parte da oxidação da amônia (Mosier et al., 2004). *Nitrosomonas* e *Nitrospira* são as principais bactérias do solo e da água que oxidam a amônia ao nitrito, enquanto que *Nitrobacter* é o principal gênero de bactérias que oxidam o nitrito ao nitrato. A desnitrificação, redução microbiológica de nitrato ou nitrito a nitrogênio gasoso é executada por um grande e diverso grupo de bactérias, incluindo algumas aeróbias e outras heterotróficas, que são anaeróbias facultativas (Cameron et al., 2013). No decorrer dos dois processos, alguns intermediários são produzidos, entre eles o N_2O , que é liberado para a atmosfera (Baggs & Philippot, 2010).

3.7 Produção de N_2O nos Solos

Os processos de nitrificação e desnitrificação são os responsáveis pela produção de N_2O nos solos e estes são influenciados por inúmeros fatores. Crutzen et al (2008) estimaram as emissões de N_2O provenientes dos solos no período pré-industrial, obtendo o valor total total de 10,2 Tg N- N_2O ano⁻¹, e nos dias atuais, com emissão total de 15,8 Tg N- N_2O ano⁻¹, sendo que 5,6-6,5 Tg N- N_2O ano⁻¹ foi proveniente de atividades antropogênicas, sendo 4,3-5,8 Tg N- N_2O ano⁻¹ derivados de atividades agrícolas. Para os dois períodos, as emissões corresponderam a valores próximos a 4% da entrada antropogênica de nitrogênio, que foi estimada em 127 Tg N ano⁻¹ para o início dos anos 1990 (Galloway et al., 2004), sendo aceito o valor de 3-5% como sendo a participação da entrada de nitrogênio no sistema sobre a produção de N_2O .

Já a produção de N_2O proveniente de fertilizantes nitrogenados no solo não ultrapassam 1% do total aplicado ao solo (Crutzen et al., 2008). A contribuição in-situ relacionada ao fertilizante em campos agrícolas para o fluxo de N_2O é até 5 vezes menor que a produção média global de N_2O adotada. A grande diferença entre a baixa emissão de N_2O em campos agrícolas, comparado ao valor médio muito maior derivado

das outras fontes globais de N_2O , deve estar relacionada a uma considerável produção de N_2O ocorrendo além dos campos agrícolas, mas relacionado a uso de fertilizante, de fontes como rios, estuários e zonas litorâneas, criações de animais e a deposição atmosférica de amônio e NO_x (Ussiri & Lal, 2013).

Mesmo com o grande número de informações disponíveis, a grande interação dos atributos físicos e biológicos envolvidos no processo de produção e emissão de N_2O não permite estimar com precisão a quantidade emitida deste gás (Mosier et al., 2004), mas vários modelos já foram propostos. Firestone e Davidson (1989) desenvolveram um modelo conceitual que envolve as muitas variáveis do solo, com diferentes níveis de regulação, conhecido como “hole-in-the-pipe” (HIP). Enquanto a maioria dos estudos feitos analisa somente o N_2O e/ou óxido nítrico (NO), o modelo analisa os dois gases pelos processos comuns de produção e consumo microbiológico.

O modelo descreve a emissão de N_2O e NO como sendo regulada em dois níveis (Figura 1). Num primeiro momento, a quantidade de fluido que passa pelo “tubo” é análoga à taxa de ciclagem de N em geral, ou especificamente às taxas de oxidação de NH_4^+ por bactérias nitrificantes e redução de NO_3^- por bactérias desnitrificantes. Num segundo nível, a quantidade de N que 'escoa' fora do “tubo” como o óxido gasoso de N, por um 'buraco' para NO e outro 'buraco' de N_2O , é determinado por várias propriedades de solo.

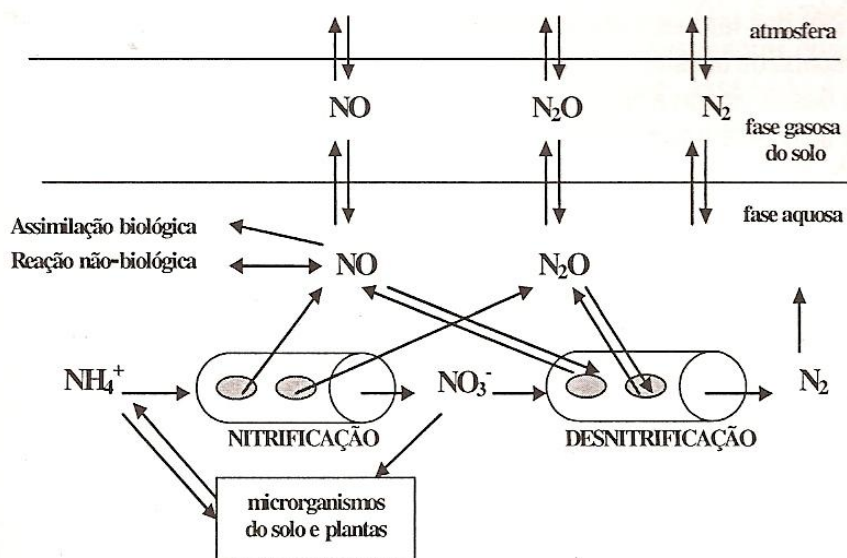


Figura 1. Modelo conceitual “hole-in-the-pipe” (adaptado de Firestone & Davidson, 1989).

A partir desse modelo e, através de vários estudos, tem-se demonstrado que há estímulo nas emissões de N_2O quando há o aumento da disponibilidade de nitrogênio no solo (Parkin & Kaspar, 2006; Pelster et al., 2011, Carvalho et al., 2013), demonstrando que a taxa de ciclagem de nitrogênio dentro do ecossistema exerce grande influência sobre as emissões de NO e N_2O ; o modelo HIP propõe que a soma da produção desses gases seja uma função da disponibilidade de nitrogênio no solo.

As emissões também são fortemente influenciadas pelo conteúdo de água de solo, exibindo fluxos variáveis (Baggs & Philippot, 2010). Linn e Doran (1984) relataram que há grandes variações nas emissões de N_2O em função da umidade do solo. Eles demonstraram que a nitrificação vai aumentando com o aumento do espaço poroso saturado com água (EPSA) até um valor de 60%, quando começa a decrescer. Já a desnitrificação é muito baixa a 60%, mas aumenta com o incremento da umidade, alcançando o seu máximo quando o EPSA alcança 100%. Dessa forma, a umidade influencia na atividade microbológica do solo, alterando a produção de N_2O . Assim, combinando as observações das emissões de ambos os gases, o HIP demonstra que as emissões podem ser explicadas descrevendo-se a relação $N_2O:NO$ como uma função da disponibilidade de água.

Akiyama & Tsuruta (2003) encontraram uma correlação negativa entre proporção do EPSA e taxa de fluxo de $NO-N$ e N_2O-N durante o período de emissão. Esse resultado, aliado a outros realizados pelos mesmos autores, reforçam as evidências obtidas no modelo HIP, de que a emissão de NO é esperada ser maior que a de N_2O quando o EPSA é baixo, e a emissão de N_2O ser maior quando o EPSA está elevado.

3.8 Fatores que Influenciam a Emissão de N_2O

A dinâmica envolvida nas emissões de N_2O pelo solo é muito complexa (Mosier, 2004). Vários fatores influenciam de forma consistente o fluxo de N_2O no solo (Figura 2), sendo que os fatores-chave parecem ser a umidade do solo, a temperatura do solo e a concentração de N mineral no solo (Cameron et al., 2013).

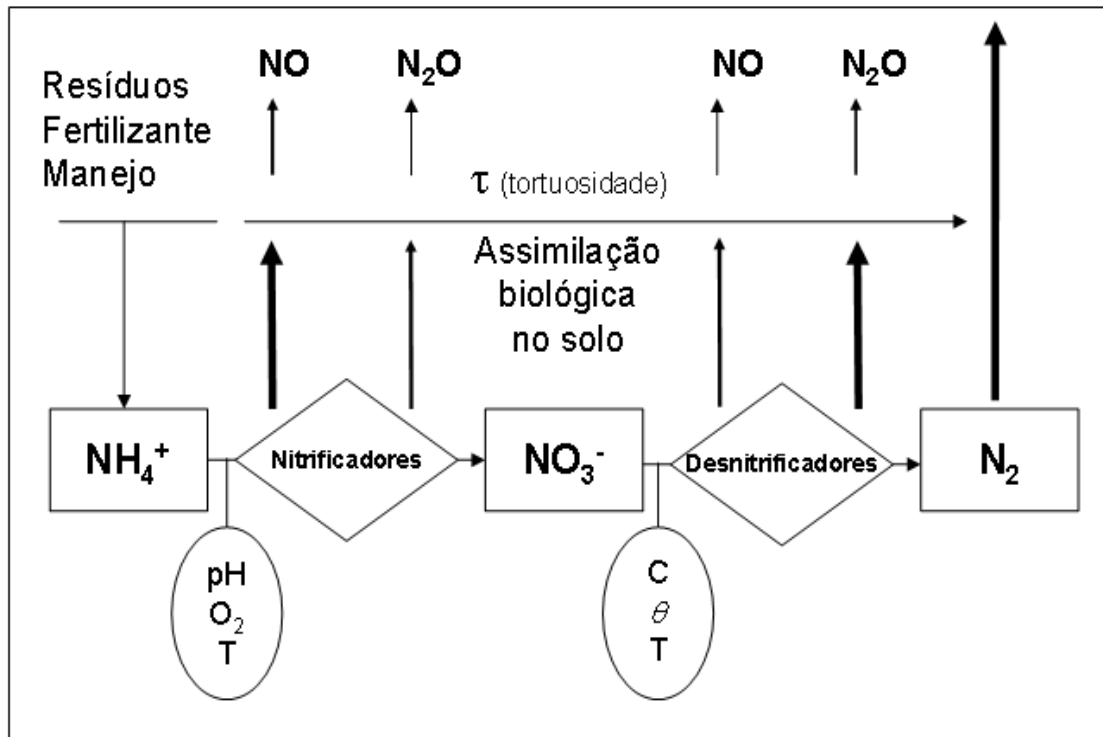


Figura 2. Fatores que influenciam a produção de N₂O no solo (Adaptado de Alves et al., 2011).

3.8.1 Umidade do solo

A umidade do solo, conceituado como a quantidade de água no solo, convertida por meio de fórmula matemática para espaço poroso saturado com água (EPSA), é uma variável chave para regular a emissão de N₂O, principalmente, ao associar precipitação pluviométrica e aplicação de fertilizante nitrogenado (Signor & Cerri, 2013). O EPSA é calculado como sendo a relação entre a umidade volumétrica do solo e a porosidade do solo (Lin & Doran, 1984). A quantidade de água no solo é importante no processo porque controla o transporte de oxigênio no solo e o escape de gases como NO, N₂O e N₂ (Baggs & Philippot, 2010). Fluxos de NO, N₂O, e N do solo dependem do balanço de produção, consumo, e transporte difusivo destes gases. Em solos secos e bem aerados, o processo oxidativo da nitrificação domina, e o gás mais oxidado, NO, é o que predomina e resulta em fluxos no solo. Pelo fato da difusibilidade ser alta em solos secos, a maioria do NO pode ser emitido para fora dos solos antes de ser consumido (Davidson et al., 2000). Em solos úmidos, onde a difusibilidade é baixa e a aeração é pobre, uma parte do NO é reduzido a N₂O antes de escapar do solo. Em condições de alta saturação com água (>80%), o ambiente predominantemente mais

anaeróbico faz com que a forma mais reduzida, o N_2 , seja a forma predominante de gás que escapa do solo.

No campo, a saturação do solo com água vai depender de fatores como quantidade de precipitação pluviométrica, irrigação, e, também de propriedades dos solos como a drenagem. Grandes diferenças entre os fluxos anuais em um mesmo local são causadas, principalmente, pela duração e quantidade das chuvas (Dick et al., 2001). No entanto, em solos bem drenados, essa condição pode ter um efeito menos significativo quanto à produção de N_2O do solo (Jantalia et al., 2008; Carvalho et al., 2013), além do fato da alta evapotranspiração também contribuir para reduzir ainda mais as emissões de N_2O , o que deve ser muito relevante em condições de clima tropical (Jantalia et al., 2008). Pesquisas desenvolvidas no Cerrado, encontraram alta frequência de fluxos de N_2O do solo abaixo do limite de detecção (Carvalho et al., 2006; 2013). Os autores atribuem esses valores à baixa precipitação pluviométrica e ao predomínio de Latossolos com agregação que favorece uma condição de boa drenagem.

O EPSA está em torno de 60% para muitos solos na capacidade de campo. Nessa situação, os microporos do solo estão preenchidos com água, condição que a atividade microbológica ocorre sem estresse hídrico, e os macroporos do solo estão livres, provocando boa aeração do solo, apesar de ainda ocorrerem microsítios anaeróbicos (Davidson et al., 2000). Essa é a condição na qual o conteúdo de água em ambos os processos, oxidativo e redutivo, são ativos no solo. Parkin & Kaspar (2006) obtiveram fluxos de três a nove vezes maiores após uma chuva de 10 mm, em um experimento com milho em sistema convencional nos EUA. Dick et al (2001) observaram que o fluxo de N_2O aumenta imediatamente após as chuvas, voltando à taxa anterior à precipitação em três dias.

Existe também um estímulo à produção de N_2O decorrente do umedecimento do solo, que passa por um período seco, efeito conhecido como “Birch”. Este efeito é causado pela reativação de bactérias que estão sob estresse na ausência de água durante um longo período seguido de umedecimento metabolizam a reserva de N inorgânico disponível (Birch et al., 1964; Carvalho, 2005; Jarvis et al., 2007). A magnitude dos pulsos depende dos ciclos de umedecimento/secagem, e diminui com redução da umidade do solo.

Apesar da teoria e vários trabalhos mostrarem o efeito da umidade do solo nos fluxos de N_2O , isso nem sempre é observado. Jantalia et al (2008) não encontraram qualquer relação entre o aumento da umidade provocada por eventos de chuvas com o aumento do fluxo de N_2O , em experimento realizado no Sul do Brasil. Mesmo sob chuvas intensas (acima de 60 mm por dia), o EPSA médio não passou dos 40%, alcançando 80% em poucas ocasiões. Os autores explicaram o fato pela possível existência de *hotspots* com alta umidade e alta produção de N_2O , que foram mal caracterizados. Além disso, eles justificam que a alta percolação da água do solo junto com a alta evapotranspiração durante o verão reduziria drasticamente o tempo do solo com EPSA acima de 50%, que poderia limitar as emissões de N_2O e mesmo os frequentes eventos de chuvas ocorrendo durante todo o ano não foram suficientes para mudar o EPSA. Baseando-se nessas proposições, mesmo em condições semelhantes de umidade, a variabilidade do fluxo de N_2O pode ser muito extensa.

3.8.2 Temperatura do solo

Outro importante fator que influencia as emissões de N_2O é a temperatura do solo devido à vários fatores. Um deles é a aceleração da reação enzimática através do valor Q_{10} , que é o fator de aumento da velocidade de uma reação em função de um aumento de $10^\circ C$ na temperatura. Os solos com valor Q_{10} mais elevados aceleram as taxas de desnitrificação, conseqüentemente, promovem maiores emissões de N_2O . Para muitos processos biológicos, observa-se valores de Q_{10} na ordem de 2 a 3, mas os fluxos de N_2O podem obedecer a valores Q_{10} da ordem de 2 a 10, dependendo dos demais fatores (Skiba & Smith, 2000).

A outra é pela aceleração da respiração microbiana, que consome o O_2 e pode gerar condição para desnitrificação, mesmo com umidade baixa (Grant et al., 2004). A respiração heterotrófica da matéria orgânica do solo e a respiração autotrófica da raiz (onde a matéria orgânica está presente), geralmente aumentam exponencialmente com a temperatura (Grant et al., 2004) e resultam num aumento das zonas anaeróbicas (Ussiri & Lal, 2013).

Apesar disso, a temperatura só poderá ser limitante quando esta se tornar muito baixa, reduzindo a atividade microbiana. Luo et al (2013), em experimento em regiões com diferentes climas, observaram que a temperatura foi um fator limitante nas emissões de N_2O . Já Akiyama & Tsuruta (2003) não encontraram nenhuma correlação

entre as temperaturas do solo e do ar com os fluxos de N_2O , mesmo quando as temperaturas alcançaram valores menores que $5^\circ C$. A magnitude da importância da temperatura só poderá ser determinada se os outros fatores, como o conteúdo de N no solo e EPSA se mantiverem relativamente constantes.

3.8.3 Disponibilidade de Nitrogênio

As regiões tropicais e subtropicais representam 51% da área agrícola no mundo e com a expectativa de ampliação do uso de fertilizantes nitrogenados para sustentar os incrementos de produção de alimentos, estima-se que esses fertilizantes sejam responsáveis pela maior parte das emissões de N_2O (Bouwman et al., 2010).

Zanata et al. (2010) e Signor et al., (2013) obtiveram altas emissões de N_2O alguns dias após a fertilização, embora os altos fluxos sejam de vida curta e pouco frequentes. Uma parte destes resultados foi obtida através dos altos picos que ocorreram após eventos de chuvas. Baseando-se na importância desses altos picos, Parkin & Kaspar (2006) calcularam que 49% do total das emissões de N_2O em um experimento com milho no período de um ano foram provenientes de apenas dois picos. Em contraste, em soja não-fertilizada com N, os picos resultaram apenas em 19%. Esse resultado evidencia que a maior parte das emissões de N_2O pode acontecer em relativamente pouco tempo dentro do ciclo das culturas, aumentando a importância do tipo de manejo.

O nitrogênio mineral está predominantemente presente no solo sob duas formas: nitrato (NO_3^-) ou amônio (NH_4^+), sendo que as duas formas podem apresentar características diferentes nas emissões de N_2O . Giles et al. (2012), revisando vários trabalhos da literatura, destacaram que baixas concentrações de NO_3^- provocam baixas emissões de N_2O , sendo que quando a concentração de nitrato se encontra abaixo de $5 \text{ mg } NO_3^- \text{ N kg}^{-1}$, há uma clara relação entre o fluxo de N_2O e o EPSA. Portanto, há um nível crítico de nitrato no solo abaixo do qual as emissões de N_2O podem ser muito reduzidas, mesmo quando o EPSA está alto. Isso foi observado também por Jantalia et al (2008) em experimento com rotação soja/trigo, onde os autores não obtiveram aumentos de fluxos de N_2O depois da aplicação de fertilizante nitrogenado. Em todos os momentos, a concentração de NO_3^- foi sempre maior do que a de NH_4^+ , este último tendo se tornado quase indetectável. A concentração de NO_3^- oscilou de valores muito baixos até um valor de $5 \text{ mg kg solo}^{-1}$, independente da estação.

Já Davidson et al. (2000), em florestas tropicais observaram que os locais que apresentam baixas emissões geralmente possuem o NH_4^+ como a forma dominante de N inorgânico. Eles indicaram que o tamanho relativo do estoque de NH_4^+ e NO_3^- pode ser um bom indicador para saber se o ciclo do N é conservativo (baixas emissões, N inorgânico dominado por NH_4^+) ou resulta em altas emissões, quando o N inorgânico é predominantemente NO_3^- .

Signor & Cerri (2013), revisando vários trabalhos da literatura, também destacaram que o tipo de fertilizante influencia o comportamento das emissões de N_2O . Em geral, os fertilizantes amoniacais aumentam as emissões de N_2O mais lentamente do que os fertilizantes nítricos, porque as fontes nítricas podem ser desnitrificadas imediatamente, enquanto as fontes amoniacais ainda precisam ser nitrificadas antes da desnitrificação.

Essas observações mostram que as emissões não dependem essencialmente da forma de N no solo, mas necessitam ser relacionados a outros fatores. Liu et al. (2007), em experimento em laboratório, testando solos em sistemas plantio direto e plantio convencional, relataram que, a 60% EPSA, as emissões de solos que receberam fertilizantes à base de NH_4^+ foram significativamente maiores do que as emissões de fertilizantes com NO_3^- , nos primeiros cinco dias de emissão. Após esse período, a diferença entre os tratamentos tendeu a ser menor. Já sobre alta umidade (75% EPSA), os fluxos de N_2O observados em solos tratados com NO_3^- foram maiores do que os observados nos tratados com NH_4^+ . Isso sugere que, para o NO_3^- , a umidade oferecesse condições para perdas de N por nitrificação e/ou por nitrificação/desnitrificação, e para o NH_4^+ predominantemente por desnitrificação.

3.9 Emissões de N_2O de Sistemas Agrícolas

As práticas de manejo afetam as emissões de N_2O por influenciar a agregação e aeração do solo, a atividade microbiana, a taxa de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização de N, bem como a temperatura e umidade do solo (Signor & Cerri, 2013). Sistemas de preparo do solo conservacionistas, tais como plantio direto (PD) e preparo reduzido (CM), cada vez mais, estão sendo usados em substituição ao preparo convencional do solo (PC) (Ussiri & Lal, 2013).

Estudos sobre os efeitos do PD sobre as emissões de N_2O têm mostrado diferentes resultados. Ussiri et al. (2009) observaram, em experimento em solo argilo-

siltoso nos Estados Unidos, emissões de N₂O em PD inferiores aos observados em PC, alegando as maiores emissões em PC ao revolvimento provocado pela aração. Já Liu et al. (2007), em condições de laboratório, e Rochette et al. (2008), em Espodosolos no Canadá, observaram maiores emissões em solos sob PD.

No Brasil, também foram relatados resultados diferentes entre PC e PD. Carvalho et al. (2009), em experimento em Cerrado, observaram os maiores valores das emissões de N₂O em PD e Escobar et al. (2010) encontraram valores até 3 vezes maior em PD. Já Metay et al. (2007) e Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças nas emissões de N₂O no solo sob PC e PD, no Cerrado e na região Sul do Brasil, respectivamente.

Trabalho atribui o aumento das emissões de N₂O no PC à aração, que aumenta aeração e evaporação da água do solo, permitindo que os microrganismos promovam a decomposição dos resíduos culturais e induzir pulsos de emissões de N₂O (Ussiri & Lal, 2013). Em contrapartida, a desnitrificação tende a ser maior em solos sob PD, em consequência da densidade do solo mais elevada e maior porcentagem de microporos preenchidos com água, elevando as emissões de N₂O (Rochette, 2008).

Abdalla et al. (2014) compararam o cultivo reduzido associado ao uso de plantas de cobertura com o sistema convencional e concluíram que a eficiência do sistema de cultivo mínimo na mitigação de gases de efeito estufa (GEEs) depende essencialmente do “sequestro” de carbono pela planta de cobertura no sistema. Esta capacidade de absorver o CO₂ da atmosfera deverá compensar as maiores emissões de N₂O que predominam nesses sistemas, resultando em um balanço favorável à mitigação de GEEs.

A pecuária também tem influência nas emissões de N₂O, porém a maioria dos valores obtidos são baixos, principalmente, nas pastagens de baixa produtividade do Cerrado. Varella et al. (2004), em trabalho comparando uma pastagem degradada de *Brachiaria brizanta* com Cerrado nativo observaram fluxos de N₂O no solo abaixo do limite de detecção (0,6 ug N-N₂O m⁻² h⁻¹), em ambas as áreas. Cardoso et al. (2001) também encontraram emissões de N₂O muito baixas, chegando a zero. Esses resultados podem ser consequência da boa aeração dos solos do Cerrado, condição que limita a desnitrificação, principal fonte de N₂O nos solos tropicais, além da quantidade de N mineral também ser limitante em pastagens de baixa produtividade, que predominam no Cerrado (Signor & Cerri, 2013, Beuchle et al., 2015).

Os fluxos de N_2O no solo podem ser maiores com a presença de animais na área. Apenas uma pequena proporção de nutrientes da forragem consumida pelos animais em pastejo é retida pelos animais, sendo que cerca de 60 a 99% do nitrogênio ingerido pode retornar à pastagem por meio das excretas (Barrow, 1987). Os dejetos oriundos dos sistemas extensivos de produção animal são diretamente lançados nas pastagens e podem se comportar como poluentes para a atmosfera, por meio de emissões de formas gasosas de N (NH_3 , NO e N_2O) e C (CH_4) (Giacomini & Aita, 2006). Isso é justificado porque grandes quantidades de dejetos depositados em um mesmo local concentram grandes quantidades de energia, com N e C quimicamente reduzidos, o que fornece substrato para as bactérias autotróficas e heterotróficas. Como consequência, ocorrem mudanças temporárias de pH, pressão parcial de O_2 e NH_3 , e nas concentrações de NH_4^+ , NO_2^- , e NO_3^- nas fezes e na urina dos animais, resultando em emissões de N_2O (Oenema et al., 2005).

Oenema et al. (2005), em uma revisão de literatura, mostraram que os valores de N em excretas variam de 1 a 80 g por kg de N, para animais a pasto, principalmente devido a variações nas propriedades do solo e nas condições ambientais. Luo et al. (2008), em estudo na Nova Zelândia, obtiveram variações de 0,22 a 15,2 kg N- N_2O ha^{-1} entre os fluxos de N_2O ao longo das estações devido à variação das condições climáticas (temperatura e precipitação).

Já no Cerrado, Lessa et al. (2014) avaliaram o efeito da aplicação de urina e fezes bovinas sobre um Latossolo em uma área de pastagem. Os resultados mostraram que a adição de urina promoveu fluxos de N_2O significativamente superiores aos encontrados no tratamento com aplicação de fezes e no controle, com fluxo de N_2O chegando a 316 μg N- N_2O $m^{-2} h^{-1}$.

Assim, devido à importância que a adoção de sistemas integrados, como de Integração Lavoura-Pecuária e Integração Lavoura-Pecuária-Floresta têm para o Brasil, são necessárias mais pesquisas sobre o seu papel nas emissões globais de N_2O .

3.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, M., HASTINGS, A., HELMY, M., PRESCHER, A., OSBORNE, B., LANIGAN, G., JONES, M. B. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. **Geoderma**, v. 223, p. 9-20, 2014.

AIDAR, H.; KLUTHCOUSKI, J. Evolução das Atividades Lavoureira e Pecuária nos Cerrados. In: KLUTHCOUSKI, J.; AIDAR, H.; STONE, L. F. **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás. Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 25-58.

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

ALVARENGA, M. I. N., SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Teor de carbono, Biomassa Microbiana, agregação e micorriza em solos de cerrado com diferentes usos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, MG, v.23, n.3, p.617-625,1999.

ALVARENGA, R. C.; NOCE, M. A. **Integração Lavoura-Pecuária**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2005. 16 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 47).

ALVARENGA, R. C. Integração lavoura-pecuária. In: SIMPÓSIO DE PECUÁRIA DE CORTE. Belo Horizonte: **Anais...** UFMG, 2004. CD ROM.

ALVES, T., CAMPOS, L. L., NETO, N. E., MATSUOKA, M., & LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.

ALVES, B. J. R. ; **CARVALHO, A.M.de** ; JANTALIA, C. P. ; CABALLERO, S. S. U. ; FRANCHINI, J. C. . Emissões de óxido nitroso e óxido nítrico no solo em sistemas agrícolas. In: Magda Aparecida Lima et al.. (Org.). Estoques de Carbono e Emissões de Gases de Efeito Estufa na Agropecuária Brasileira. Brasília: Embrapa, 2012, v. 01, p. 01-347.

ANDERSON, T.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

AVIDANO, L.; GAMARELO, E.; COSSA, P. G.; CARRARO, E. Characterization of soil health in a italian polluted site by using microorganisms as bioindicators. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 1 p. 21-33, 2005.

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.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**. Embrapa, Brasília, 2011. 130 p.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; FIGUEIREDO, S. R.; KLAUBERG FILHO. Efeito do Monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no Planalto Sul Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 715-724, 2005.

- BARROW, N. J. Return of nutrients by animals. In: SNAYDON, R. W. (Ed.) **Ecosystems of the world 17B - Managed Grasslands/Analytical Studies**. Amsterdam: Elsevier, p. 181-186, 1987.
- BEUCHLE, R., GRECCHI, 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, p. 116-127. 2015.
- BINI, D., SANTOS, C. A., BERNAL, L.P. T., ANDRADE, G., NOGUEIRA, M. A. Identifying indicators of C and N cycling in a clayey Ultisol under different tillage and uses in winter. **Applied Soil Ecology**, v. 76, p. 95-101, 2014.
- BIRCH, H.F. Mineralisation of plant nitrogen following alternate wet and dry conditions. **Plant Soil**, v. 20, p. 43-49, 1964.
- BOUWMAN, A. F., STEHFEST, E., VAN KESSEL, C. Nitrous Oxide Emissions from the Nitrogen Cycle in Arable Agriculture: Estimation and Mitigation In: **Nitrous Oxide and Climate Change**, Smith, K (Ed.). Earthscan, London, p. 85-106. 2010.
- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação Geral de Mudanças Globais do Clima. **Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima**. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010.
- BROSSARD, M., BARCELLOS, A. O. Conversão do Cerrado em pastagens cultivadas e funcionamento de Latossolos. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 22, n. 1, p. 153-168, 2005.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D. ; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, v. 115, p. 559-577, 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.
- CARDOSO, A. N.; SAMINÉZ, T. C., VARGAS, M. A. **Fluxos de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de Cerrado**. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, Embrapa Cerrados, Planaltina – DF, 23 p., 2001.
- CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; NETO, A. N. S. Atributos bioquímicos em dois solos de cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária tropical**, v. 38, p. 276-283, 2008.

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, n. 1, p. 147-157, 2009.

CARVALHO, A. M. Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases. **Universidade de Brasília**, 199 p. 2005. (Tese de Doutorado)

CARVALHO, J. L. N. et al. Conversion of Cerrado into agricultural land in the southwestern Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 233-241, 2009.

CARVALHO, F.; MOREIRA, F. M. S., CARDOSO, E. J. Bran Nogueira. Chemical and biochemical properties of Araucaria angustifolia (Bert.) Ktze. forest soils in the state of São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 36, n. 4, p. 1189-1202, 2012.

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, 2013.

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.

COBUCCI, T.; WRUCH, F.J.; KLUTHCOUSKI, J. et al. **Opções de integração lavoura-pecuária e alguns de seus aspectos econômicos**. Informe Agropecuário, v.28, n.240, p.64-79, 2007.

COSER, T. R.; RAMOS, M. L. G.; AMABILE, R.; RIBEIRO JÚNIOR, V. Q. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.

CRUSCIOL, C. A. C.; BORGHI, E.; GUARAGNA, J. G.. Alterações na Fertilidade do Solo após Dois Anos de Integração Agricultura – Pecuária. In: XXVII REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO (FERTBIO). Bonito, 2006. **Resumos...** Bonito: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. (CD-ROM).

CRUTZEN, P. J., MOSIER, A. R., SMITH, K. A., WINIWARTER W. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, vol. 7, p. 11191–11205, 2008.

- DAVIDSON, E. A., KELLES, M., ERICKSON, H. E., VERCHOT, L. V., VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**. v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.
- GENNARO, L. A. D., SOUZA, Z. M. D., WEILL, M. D. A. M., SOUZA, G. S. D., & ALVES, M. C. Soil physical and microbiological attributes cultivated with the common bean under two management systems. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 4, p. 641-649, 2014.
- DICK, J., SKIBA, U., WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton. Ann - Rei. Bota**. V. 41, p. 73-80, 2001.
- ESCOBAR, L. F. AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 507-516, 2010.
- FERNANDES, L. A.; VASCONCELLOS, C. A.; FURTINI NETO, A. E.; ROSCOE, R.; GUEDES, G. A. A. Preparo do solo e adubação nitrogenada na produção de grãos e matéria seca e acúmulo de nutrientes pelo milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 9, p. 1691-1698, 1999.
- FERREIRA, A. H. B.; DINIZ, C.C. Convergência entre as rendas *per capita* estaduais no Brasil. **Revista de Economia Política**, São Paulo, v. 15, n. 4. p. 38-56, 1995.
- FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; FERREIRA, E. A. B.; RAMOS, M. L. G. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em resposta a diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 551-562, 2007.
- FIRESTONE ,M.K, DAVIDSON, E.A, ‘Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil’, in M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.), **Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**, New York, John Wiley and Sons, p. 7–21, 1989.
- FREDERICO, S. Modernização da agricultura e uso do território: a dialética entre o novo e o velho, o interno e o externo, o mercado e o estado em áreas de cerrado.**GEOUSP: Espaço e Tempo**, n. 34, p. 46-61, 2013.
- GALLOWAY, J. N., DENTENER, F. J., CAPONE, D. G., BOYER, E. W., HOWARTH, R. W., SEITZINGER, S. P., ET AL. Nitrogen cycles: Past, present, and future. **Biogeochemistry**, 70, 153–226. 2004.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p. 227-243, 1999.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, cap. 8, p. 171-199, 2006.

GILES, M., MORLEY, N., BAGGS E. M., DANIELL, T. J. Soil nitrate reducing processes – drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, art. 407, 2012.

GRANT, B., SMITH, W. N., DESJARDINS, R., LEMKE, R. LI C. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. **Climatic Change**. vol. 65, p. 315-332, 2004.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, Brasil, 2012.

INSAM, H. Developments in soil microbiology since the mid 1960s. **Geoderma**, v. 100, n. 3, p. 389-402, 2001.

IPCC (International Panel on Climate Change) 2006. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**.

JANTALIA, C. P., ZOTARELLI, L., SANTOS, H. P. dos, TORRES, E., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do país. In: ALVES, B. J. R., URQUIAGA, S., AITA, C., BODDEY, R. M., JANTALIA, C. P., CAMARGO, F. A. O. **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Editora Genesis, Porto Alegre, 2006. 216 p.

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, n. 2, p. 161-173, 2008.

JARVIS P., REY, A., PETSİKOS, C., WINGATE, L., RAYMENT, M., PEREIRA, J., BANZA, J., DAVID, J., MIGLIETTA, F., BORGHETTI, M., MANCA, G., VALENTINI, R. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. **Tree Physiology**, v. 27, p. 929-940, 2007.

KICHEL, A. N.; MIRANDA, C. H. B.; ZIMMER, A. H. Degradação de pastagens e produção de bovinos de corte com a integração agricultura x pecuária. In: SIMPOSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 1., 1999, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1999. p. 201-234

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KLUTHCOUSKI, J.; YOKOYAMA, L.P. Opções de integração lavoura-pecuária. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F.; AIDAR, H. **Integração lavoura-pecuária**. 1.ed. Santo Antonio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, p.131-141. 2003.

KLUTHCOUSKI, J.; AIDAR, H.; COBUCCI, T. **Opções e vantagens da Integração Lavoura-Pecuária e a produção de forragens na entressafra**. Informe Agropecuário, v.28, n.240, p.16-29. 2007.

KUMMER, L.; BARROS, Y. J.; SCHÄFER, R. F.; FERREIRA, A. T. S.; FREITAS, M. P.; PAULA, R. A.; DIONÍSIO, J. A. Respiração e bio massa microbiana em solos sob diferentes sistemas de uso. **Scientia Agraria**, v. 9, p. 559-563, 2008.

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 savannahpastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111, 2014.

LINN, D. M., DORAN, J. W.. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 1267-1272. 1984.

LIU X. J., MOSIER A. R., HALVORSON A. D., REULE C. A., ZHANG F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**. vol. 39, p. 2362–2370, 2007.

LOURENTE, E. R. P.; MERCANTE, F. M.; ALOVISI, A. M. T.; GOMES, C. F.; GASPARINI, A. S.; NUNES, C.M. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, p. 20-28, 2011.

LUIZÃO, R. C. C.; COSTA, E. S.; LUIZÃO, F. J. Mudança na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma sequência de idade de pastagem após derrubar e queimar a floresta na Amazônia central. **Acta Amazônica**, v. 29, p. 43-56, 1999.

LUO, J.; LINDSEY, S. B.; LEDGARD, S. F. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology Fertility of Soils**, n. 44, p. 463-470, 2008.

LUO, G. J., KIESE, R., WOLF, B., BUTTERBACH-BAHL, K. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. **Biogeosciences**, v. 10, p. 3205–3219, 2013.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 1, p. 133-146, 2009.

MADER, P.; FLIEBACH, A; DUBOIS, D.; GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. Soil fertility and biodiversity in organic farming. **Science**, v.296, p. 4, 2002.

MARCUZZO, F. F. N., CARDOSO, M. R. D., FARIA, T. G. Chuvas no Cerrado da Região Centro-Oeste do Brasil: análise histórica e tendência futura. **Ateliê Geográfico**, v. 6, n. 2, p.112-130, 2012.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; CORSI, M. Pastagens no Brasil: situação atual e perspectivas. **Preços agrícolas**, Piracicaba, n. 171, p. 3-6, 2001.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L. **Pastagens no Cerrado: baixa produtividade pelo uso limitado de fertilizantes**. Embrapa Cerrados, 2002.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L.; BARCELLOS, A. de O.; SOUSA, D. M. G. de.; BARIONI, L. G. Pecuária de corte no Cerrado: aspectos históricos e conjunturais. In: MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L.; SOUSA, D. M. G. (Ed.). **Cerrado: uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens**. Planaltina: Embrapa Cerrados, v. 1, cap. 1, p. 17-42. 2007.

MENDES, I. C.; VIVALDI, L. Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob mata de galeria da região do DF. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. da; SOUSA-SILVA, J. C. **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: Embrapa-CPAC, p. 664-687, 2001.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 435-443, 2003.

MENDES, I. C.; REIS JUNIOR, F. B. **Microrganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: uma análise crítica**. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 26p, 2004 (Documentos, 85).

MENDONÇA, R.; FELFILI, J.; WALTER, B.; SILVA JÚNIOR, J. C.; REZENDE, A.; FILGUEIRAS, T.; NOGUEIRA, P. Flora vascular do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado, Ambiente e flora, vol 2.** Embrapa Informação e Tecnologia, Brasília, p. 423-1279, 2008.

METAY A., OLIVER R., SCOPEL E., DOUZET J. M., MOREIRA J. A. A., MARAUX F., FEIGL B. J., FELLER C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma** vol. 141, 78–88, 2007.

MERCANTE, F. M.; SILVA, R. F.; FRANCELINO, C. S. F.; CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A. A. Biomassa microbiana, em um Argissolo vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em áreas cultivadas com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 34, p. 476-485, 2008.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 819-826, 2004.

- MORAIS, L. F. D.; CAMPELO, E. F. C.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G. Biomassa microbiana em áreas em processo de restauração na reserva biológica de poço das antas, RJ. **Caatinga**, v. 20, p. 54-63, 2007.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.
- 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** vol 6, p. 11-49, 2004.
- OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; Van GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling and Agroecosystems**, v. 72, n. 1, p. 51-62, 2005.
- PARKIN T. B., KASPAR T. C. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1496-1506, 2006.
- PAULINO, V. T., SCHUMANN, A. M., SILVA, S. C., RASQUINHO, N. M., SANTOS, K. M. Impactos ambientais da exploração pecuária em sistemas intensivos de pastagem. **Informe Agropecuário**, v. 33, n. 266, p. 7-14, 2012.
- PELSTER, D. E., LAROUCHE, F., ROCHETTE P., CHANTIGNY, M. H., ALLAIRE, S., ANGERS D. A. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize -soybean rotation. **Soil & Tillage Research**, v. 115-116, p. 16-26, 2011.
- PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G., MCMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v.39, n.6, p. 567-573, 2004.
- PERON, A. J.; EVANGELISTA, A. R. Degradação de pastagens em regiões do cerrado. **Ciência e Agrotecnologia** , v. 28, n. 3, p. 655-661, 2004.
- PIRES, M. O. Programas agrícolas na ocupação do Cerrado. **Sociedade e Cultura**, Goiânia, v. 3, n. 1 e 2, p. 111-131, 2000.
- PORFÍRIO-DA-SILVA, V. A. Integração “lavoura-pecuária-floresta” como proposta de mudança no uso da terra. In: FERNANDES, E. N.; MARTINS, P. DO C.; MOREIRA, M. S. DE P.; ARCURI, P. B. (ed.). **Novos desafios para o leite no Brasil**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2007. p. 197-210.
- PULROLNIK, K., VILELA, L., MORAES NETO, S. P., MARCHÃO, R. L., GUIMARÃES JÚNIOR, R. **Desenvolvimento Inicial de Espécies Arbóreas no Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta**. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados, 2010. 17 p. (Série Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento).
- REIS Jr., F. B.; MENDES, I. C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 40 p. 2007.

REIS, H.A. et al. Agrossilvicultura no Cerrado, região noroeste do estado de Minas Gerais. In: FERNANDES, E. N.; PACIULLO, D. S. C.; CASTRO, C. R. T. de; MÜLLER, M. D.; ARCURI, P. B.; CARNEIRO, J. da C. (Ed.). **Sistemas Agrossilvipastoris na América do Sul: desafios e potencialidades**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2007. cap.s, p.137-154.

RESENDE, M. de. L. F.; GUIMARÃES, L. de. L. **Inventários da Biodiversidade do Bioma Cerrado: Biogeografia de Plantas**. 2007. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 14 p. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/levantamento/biogeografia.pdf> . Acesso em: 21 de nov. 2014.

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.

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, v. 101, n. 1-2, p. 97-100, 2008.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C.. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R. et al. (Ed.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, p. 163-198, 2006.

SANO, E. E., ROSA, R., BRITO, J. L. S., FERREIRA, L. G.. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008.

SCHMIDT, R. O.; SANA, R. S.; LEAL, F. K.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F.A.O.; MEURER, E.J. Biomassa e atividade microbiana do solo em sistemas de produção olerícola orgânica e convencional. **Ciências Rural**, v. 43, 2013.

SIGNOR, D., CERRI, C. E. P., CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2013.

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.

SILVA, A. A.; GALON, R.; GALON, L.FERREIRA, F. A.; TIRLONI, S. P.; FERREIRA, E. A.; SILVA, A. F.AGNES, E. L. Sistema de plantio direto na palhada e seu impacto na agricultura brasileira. **Revista Ceres**, v.56, p.496-506, 2009.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T.. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas

de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.1585-1592, 2010.

SILVA, E. B., FERREIRA JR., L. G., ANJOS, A. F., MIZIARA, F. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás, entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p.116-138, 2013.

SKIBA U.; SMITH K.A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. **Chemosphere - Global Change Science**, v.2, p. 379-386, 2000.

SOUSA, D. M. G.; VILELA, L.; REIN, T. A.; LOBATO, E. Eficiência da adubação fosfatada em dois sistemas de cultivo em urn latossolo de Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. 1 CD-ROM.

TEIXEIRA NETO, A. Pequena história da agropecuária goiana (O ouro acabou? Viva o boi!/O ouro se foi? Chegou o boi!). **Revista Educação & Mudança**, n. 20/21, p. 09-42, 2013.

TODA, F. E.; VASQUES, T.; ARAÚJO, M. F. F. Biomassa microbiana e sua correlação com a fertilidade de solos em diferentes sistemas de cultivo, **Colloquium Agrariae**, v. 6, p. 01-07, 2010.

USSIRI, D.A.N., LAL, R., JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 104, n. 2, p. 247-255, 2009.

USSIRI, D., LAL, R. **Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation**. Springer Dordrecht, Rotterdam, Netherlands. 378 p. 2013.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Society of America**, n. 14, p. 221-231, 2004.

PAULINO, V. T., SCHUMANN, A. M., SILVA, S. C., RASQUINHO, N. M., SANTOS, K. M. Impactos ambientais da exploração pecuária em sistemas intensivos de pastagem. **Informe Agropecuário**, v. 33 , n. 266 , p. 7-14, 2012.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral de um Podzólico Vermelho-escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 35-42, 2000.

YOKOYAMA, L. P.; KLUTHCOUSKI, J.; OLIVEIRA, I. P., DUTRA, L.G.; SILVA, J. G; GOMIDE, J. C.; BUSO, L.H. **Sistema Barreirão: Análise de custo/benefício e necessidade de máquinas e implementos agrícolas**. Goiânia: EMBRAPA, 1995. 31p (Documentos 56)

ZANATTA, J. A. BAYER C., VIEIRA F. C. B., GOMES J., TOMAZI M. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

CAPÍTULO 1

ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS EM SISTEMAS INTEGRADOS (ILP e ILPF), PASTAGEM DE BAIXA PRODUTIVIDADE E CERRADO

RESUMO

O bioma Cerrado ocupa aproximadamente 20% do território brasileiro e dos seus 204 milhões de hectares, 80 milhões são ocupados por atividades antrópicas. Dessa forma, o uso de sistemas de manejo do solo mais conservacionistas, como ILP e ILPF, têm se apresentado como a principal alternativa para assegurar a sustentabilidade do uso agropecuário do solo, sendo de extrema importância para o desenvolvimento socioeconômico e, principalmente, ambiental da região. O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos em sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) e integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), além da pastagem de baixa produtividade e de Cerrado Nativo. O experimento foi conduzido na Embrapa Cerrados, Planaltina-DF, em Latossolo Vermelho no período de fevereiro de 2012 a abril de 2014, acompanhando a transição de lavoura para pecuária, iniciada em março de 2012, com o plantio de *Brachiaria brizantha* cv. Piatã em consórcio com sorgo, e o capim permanecendo durante todo o experimento. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com três repetições. Os tratamentos foram: área cultivada intercalada com renques de *Eucalyptus urograndis*, com espaçamento de 2 x 2 m entre plantas e 22 m entre renques; e área cultivada a pleno sol, sem a presença de espécies arbóreas, além das testemunhas: uma área em Cerrado nativo e, uma área de pastagem de baixa produtividade. As amostras de solo (0-10, 10-20 e 20-30 cm) foram coletadas na época chuvosa (fevereiro de 2012 e fevereiro de 2014) e na época seca (julho de 2012 e setembro de 2013). O sistema ILPF não resultou em alterações no solo dos teores de Nitrogênio da Biomassa Microbiana (NBM), Carbono Orgânico (Corg) e nitrogênio total com relação ao ILP. Porém, neste sistema (ILPF) observaram-se reduções no solo dos teores de Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), Respiração Basal e Coeficiente Microbiano (qMic). A área de Cerrado nativo apresentou teores mais altos no solo dos atributos microbiológicos avaliados, exceto nitrogênio total, para o qual não se detectou diferença significativa entre os tratamentos. Na estação chuvosa, foram observados aumentos dos teores de NBM nos sistemas de ILP e ILPF.

Palavras-chave: biomassa microbiana, sistemas integrados, integração lavoura-pecuária-floresta, Cerrado, matéria orgânica do solo.

ABSTRACT

The Cerrado biome covers approximately 20% of the Brazilian territory and, from 204 million hectares, 80 million are occupied by human activities. Thus, the use of more conservationists soil systems management, such as ILP and ILFP, have been presented as the main alternative to ensure the sustainability of agricultural land use, being extremely important to socioeconomic and especially environmental development of region. The objective of this study was to evaluate the microbial biomass from pasture in Crop-Livestock Integration (iLP) and Crop-Livestock-Forest Integration (iLPF), in addition to native Cerrado and low productivity pasture. The experiment was conducted at Embrapa Cerrado, Planaltina-DF, in Red Latosol. The experiment was conducted in the period from February 2012 to April 2014, following the transition to livestock from crop, which began in March 2012, with the sowing of *B. brizantha* cv. Piatã, intercropped with sorghum, and the grass remaining throughout the experiment. The experimental design was a randomized block with three replications. The treatments were: cultivated area interspersed with rows of *Eucalyptus urograndis*, spaced 2 x 2 m between plants and 22 m between rows; and area cultivated in full sun, with no presence of tree species, in addition to controls: a native Cerrado and a low productivity pasture. Soil samples for the assessment of microbial biomass (0-10, 10-20 and 20-30 cm) were collected in February 2012 and February 2014 (rainy season) and July 2012 and September 2013 (dry season). The iLPF system did not promote change in NBM, Corg and total nitrogen contents in comparison to the iLP, but decreased the levels of CBM, basal respiration and qMic. The native Cerrado had higher levels of all evaluated factors, except total nitrogen, which showed no difference.

Keywords: microbial biomass, crop-livestock-forest integration, Cerrado, soil organic matter

4.1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de manejo do solo mais conservacionistas têm se apresentado alternativas para assegurar a sustentabilidade do uso agrícola do solo. Dentre esses sistemas, a integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) ganha destaque como estratégia potencial de produção agropecuária sustentável nos trópicos (Balbino et al., 2011) tornando-se importante ferramenta do programa do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) no âmbito do Plano ABC (Agricultura de Baixo Carbono).

Devido às interações entre as culturas, espécies florestais e pecuária, iLPF torna-se um sistema dinâmico e complexo, e relações positivas podem ser observadas com sua aplicação (Alvarenga et al., 2010). Cultivos anuais e pastagens nos sistemas integrados (iLP e iLPF) deixam maiores quantidades de palha e raízes no solo, proporcionando o aumento da matéria orgânica em relação aos sistemas isoladamente, principalmente, de monocultivos. Esses sistemas integrados, principalmente, iLPF, são extremamente importantes para a melhoria de atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Marchão et al., 2009; Anghinoni et al., 2011). O sistema iLPF 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, além de favorecer a ciclagem de nutrientes, (Alvarenga et al., 2010; Vinhal-Freitas et al., 2010).

A biomassa microbiana representa a fração lábil da matéria orgânica do solo, de natureza dinâmica, rápida e facilmente alterada por fatores bióticos e abióticos (Gama-Rodrigues, 1999). Em razão disso, a biomassa microbiana tem sido considerada um indicador mais sensível às mudanças nos teores de MOS, ocasionadas pelos diferentes manejos do solo, do que o C orgânico (Barreto et al., 2008).

Entre os parâmetros que caracterizam a biomassa microbiana do solo, o carbono da biomassa microbiana (CBM) é um dos mais promissores e requeridos em função de sua rápida resposta às alterações ambientais e maior susceptibilidade a mudanças. Já a respiração basal (RB) permite verificar se as condições climáticas e o manejo do solo influenciam a atividade microbiana, podendo ser utilizado como indicador de qualidade do solo (Hungria et al. 2009). Costa et al. (2006) observaram maior CBM em área de Cerrado nativo em relação a áreas com Plantio Convencional (PC) e Plantio Direto (PD). Observaram, ainda, maior RB no solo de Cerrado nativo e

sob PD com milho (maior adição de restos culturais com maior razão C/N) em relação àquela sob PC com milho.

Araújo et al. (2007) também constataram maior CBM e RB em área de Cerrado nativo em comparação ao cultivo convencional de milho. Conceição et al. (2005), entretanto, não observaram diferenças significativas nos valores de CBM entre diferentes sistemas de preparo do solo e de culturas antecessoras ao milho. D'Andréa et al. (2002), por sua vez, não encontraram diferenças nos valores de RB entre Cerrado nativo, pastagem e sistemas agrícolas sob preparo convencional e semeadura direta.

Carneiro et al. (2008) e Alves et al. (2011) observaram que áreas com presença de pastagem e ILP apresentaram maiores teores de CBM no solo, quando comparados ao solo de Cerrado e de lavoura. Muniz et al. (2011), avaliando pastagens em iLP com várias idades, observaram que o CBM aumentou de acordo com estágio de envelhecimento da pastagem, sendo que no solo com a pastagem mais antiga foram obtidos valores superiores, inclusive ao do solo de Cerrado nativo.

Os resultados de C e N da biomassa microbiana do solo, quando associados aos dados de atividade microbiana (CO₂ liberado) e atributos químicos, como C orgânico e N total, possibilitam a obtenção de índices microbianos que expressam a dinâmica do C e N de maneira mais adequada que os valores absolutos (Monteiro & Gama-Rodrigues, 2004). Dentre essas relações, a observada entre C da biomassa microbiana e o C orgânico do solo é a mais utilizada e reflete a qualidade da MOS, assim como a eficiência de conversão do C do solo em C microbiano (Jakelaitis et al., 2008).

Apesar das evidências de que a biomassa microbiana exerce importante papel na dinâmica de C e N em sistemas integrados, ainda é necessário maior elucidação da influência desses atributos, consequentemente, nas emissões de N₂O do solo. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar alterações dos atributos microbiológicos do solo sob a influência do sistema de iLPF, iLP, pastagem de baixa produtividade e vegetação nativa.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área Experimental e Tratamentos

O estudo foi conduzido na Embrapa Cerrados, em Planaltina, DF. O experimento do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) foi implantado

em janeiro de 2009 em uma área anteriormente ocupada com pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu; *B. brizantha* consorciada com *Stylosanthes guianensis*; e *B. brizantha* consorciada com leucena. O clima da região é Aw (classificação de Köppen) com 1.500 mm de precipitação pluvial anual concentrada nos meses de outubro a abril, e temperaturas médias mínimas e máximas de 16,7 °C e 28,3 °C, respectivamente. O solo é caracterizado como Latossolo Vermelho, textura argilosa (Pulrolnik et al., 2010). A temperatura média e precipitação diária acumulada na área experimental no período de fevereiro de 2012 a abril de 2014 é apresentada na Figura 1.

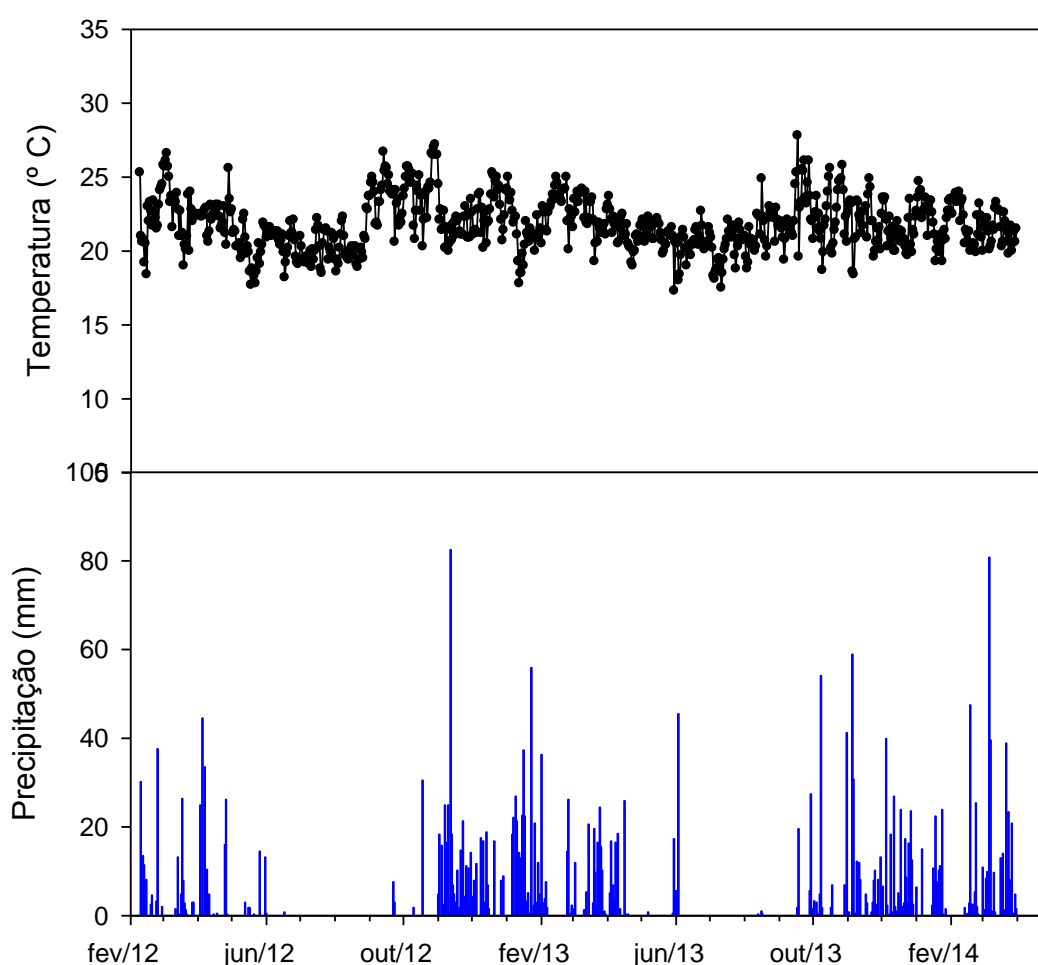


Figura 1. Temperatura média e precipitação diária acumulada durante o período de fevereiro de 2012 a abril de 2014.

No ano de 2007 foram aplicados em cobertura na área, as doses de 2,0 t ha⁻¹ e 800 kg ha⁻¹ de calcário e gesso agrícola, respectivamente.

Tabela 1. Características químicas do solo da área do experimento de iLPF nas camadas de 0 a 20 cm e 20 a 40 cm de profundidade.

Camada (cm)	pH (H ₂ O)	P mgL ⁻¹	K mgL ⁻¹	Al -----cmolc dm ⁻³ -----	Ca	Mg	H+Al	T	V %	MO %
0-20	5,55	0,48	67,24	0,14	1,45	0,86	4,41	6,9	35,7	2,86
20-40	5,47	0,64	33,44	0,23	0,96	0,57	4,19	5,81	27,37	2,32

Em março de 2009, de acordo com a análise do solo (Tabela 1), foi realizado o cultivo de sorgo juntamente com a aplicação de adubação de plantio, em sistema de plantio direto (SPD). A partir do sorgo, iniciou-se o cultivo de uma cultura anual durante a safra, até 2012, conforme Tabela 2. Após a retirada das culturas, durante a estação seca, a área permaneceu em pousio até o início do próximo ano agrícola.

Tabela 2. Culturas na área de 2009 a 2011.

Cultura	Data de semeadura	Adubação de plantio
Sorgo BRS 310	março/2009	350 kg/ha de NPK 8-20-15 e micronutrientes
Soja Baliza (RR)	dezembro/2009	400 kg de NPK 0-20-20
Soja BRS 850	novembro/2010	400 kg de NPK 0-20-20
Soja Favorita	outubro/2011	1500 kg/ha de calcário e 400 kg de NPK 0-20-20

O experimento de atributos microbiológicos e emissões de N₂O e foi iniciado em fevereiro de 2012 e constou de parcelas de 1,4 ha, com delineamento de blocos ao acaso e três repetições. Os tratamentos foram os seguintes: iLPF, uma área cultivada intercalada com renques de *Eucalyptus urograndis*, com espaçamento de 2 x 2 m entre plantas e 22 m entre renques; e iLP, área cultivada a pleno sol, sem a presença de espécies arbóreas (Figura 2), além de duas áreas de referência: uma área de pastagem de baixa produtividade a partir de fevereiro de 2013 e uma área com Cerrado nativo desde o início do experimento.

Em março de 2012, a soja foi colhida e, em seguida, iniciada a implantação de pastagem, com o cultivo de Sorgo granífero BRS 330, utilizando 8 kg ha⁻¹ de sementes viáveis, em consórcio com *Brachiaria brizantha* cultivar BRS piatã, que foi semeado 5 kg ha⁻¹ de sementes puras viáveis. As sementes de capim foram semeadas a lanço antes da semeadura do sorgo e da aplicação da formulação NPK 08-20-15 na dosagem de 350 kg ha⁻¹. Após a colheita do sorgo, a pastagem formada pelo capim *Brachiaria brizantha* cultivar BRS piatã se desenvolveu até a entrada de animais, no início da estação chuvosa, em janeiro de 2013.

em 4 datas: 25 de fevereiro de 2012, no final do ciclo da soja, com plantas senescentes; 17 de julho de 2012, no fim do ciclo do sorgo, com a pastagem se estabelecendo; 17 de setembro de 2013, somente com pastagem e animais na área; e 19 de fevereiro de 2014, também com animais na área. As coletas consistiram na retirada de três amostras simples para formar uma composta, nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, com trado holandês, coletadas aleatoriamente em cada repetição de cada tratamento. Nas áreas de iLPF, foram coletadas uma amostra no meio da distância entre os renques e duas próximas aos renques. Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e transportadas em caixa de isopor com gelo até o Laboratório de Microbiologia e Bioquímica do Solo da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (FAV/UnB-DF) e armazenadas sob refrigeração (± 4 °C) até o momento das análises.

O nitrogênio e o carbono da biomassa microbiana do solo (NBM e CBM) foram calculados pelo método de fumigação e extração (Brookes et al., 1985; Vance et al., 1987; Jenkinson 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 subamostras (triplicatas) de 20 g de solo e incubadas por sete dias. Parte das amostras foi submetida ao processo de fumigação seguida de extração e a outra parte somente ao processo de extração. As amostras foram fumigadas com clorofórmio isento de etanol por 24 horas e, posteriormente, retiradas e extraídas juntamente com as amostras não fumigadas. As amostras foram extraídas com K_2SO_4 0,5 mol L⁻¹ com pH ajustado entre 6,5 a 6,8, em agitador contínuo a uma velocidade de 150 rpm por 40 min e, a seguir, filtradas.

Para a determinação dos teores de NBM, foram retiradas alíquotas de 20 mL da solução extraída e transferidas para tubos de vidro com 1 g de mistura catalítica (K_2SO_4 : $CuSO_4$:selênio em pó, na relação 1:0,1:0,01) e 3 mL de H_2SO_4 concentrado. Em seguida, foi realizada a digestão a 150°C por 1 hora e 30 min e 300°C durante 3 horas. A destilação foi realizada com 20 mL da solução de 400 g NaOH L⁻¹ de água destilada. Ao destilado, foram adicionados 10 mL da mistura de 15 mL de verde de bromocresol e 6 mL de vermelho de metila a 0,1% em meio alcoólico, 20 g de H_3BO_3 e três gotas de NaOH 0,1 N, completada com 1 L de água destilada. A titulação foi realizada com H_2SO_4 0,0025N. O nitrogênio microbiano foi calculado pela fórmula:

$$\text{Nitrogênio da biomassa microbiana} = (\text{NF} - \text{NNF}) \text{KEN}^{-1},$$

Onde NF e NNF são as quantidades totais de nitrogênio mineral liberado dos solos fumigados e não fumigados, respectivamente. O KEN (0,54) é uma constante que representa a proporção do nitrogênio da biomassa microbiana que é mineralizada (Wardle, 1994).

Já para a determinação dos teores de CBM, foram retiradas alíquotas de 8 mL para serem transferidas para tubos de vidro com 15 mL da solução H₂SO₄: H₃PO₄ na proporção 2:1 e 2 mL de K₂Cr₂O₇ 0,4 N. Os tubos foram colocados no bloco digestor a uma temperatura de 100°C por 30 min. Em seguida, o conteúdo dos tubos foi completado com água destilada para 50 mL e transferido para um erlenmeyer de 125 mL com 7 gotas de indicador ferroína. A quantidade de carbono extraída foi então calculada por titulação com solução de Fe(NH₄)(SO₄).6H₂O e H₂SO₄ para determinar a quantidade de dicromato utilizado na oxidação.

O carbono da biomassa microbiana foi determinado através da diferença entre o carbono extraído das amostras fumigadas e o das amostras não fumigadas. A fórmula para o cálculo do carbono da biomassa microbiana foi:

$$B = (\text{CF} - \text{CNF}) \text{KEC}^{-1};$$

Onde CF e CNF, representam o C extraído das subamostras fumigadas e não fumigadas, respectivamente e o KEC (0,38) representa a proporção total do carbono microbiano extraído após fumigação (Wardle, 1994).

A respiração basal (RB) foi estimada utilizando a metodologia de Alef & Nannipieri (1995). Amostras de 20 g de solo foram armazenadas em vidros herméticos de 500 ml. Dentro do vidro foi acondicionado um frasco contendo 10 mL de solução KOH 0,3 mol L⁻¹ e as amostras foram então incubadas por sete dias. Após este período, foram adicionados 3 ml de BaCl 20%, em cada um dos frascos com KOH. Logo após, a solução foi transferida para um erlenmeyer de 100 mL contendo três gotas do indicador fenolftaleína. Posteriormente, foi realizada a titulação com HCl 0,1 mol L⁻¹ para quantificar o CO₂ liberado durante a incubação. A quantidade de CO₂ liberado será calculada pelo número de moles de KOH iniciais menos o número de moles de KOH que reagiu com o HCl 0,1 mol L⁻¹.

Para a determinação do carbono orgânico total e nitrogênio total, as subamostras de solo foram passadas em peneiras de 2 mm de malha (terra fina seca ao ar - TFSA) e posteriormente moídas em almofariz e passadas em peneira de 0,149 mm. O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método da oxidação por via úmida com dicromato de potássio na presença de ácido, sem fonte externa de calor (Walkley e Black, 1934). O nitrogênio total do solo (NT) foi estimado pelo método Kjeldahl, de acordo com Bremner e Mulvaney (1982).

O Quociente microbiano (qMic) foi calculado pela razão entre o C microbiano (CBM) e o C orgânico (Corg) e foi expresso em percentagem (%).

4.2.3 Análises Estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância, utilizando o PROC MIXED do SAS 9.1 (SAS Institute, Cary, NC, EUA, 2003) e as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey-Kramer ($p < 0,05$) para tratamento (T) e profundidade (P) e as interações entre tratamento x profundidade (T x P), para cada época amostrada. Os dados dos atributos microbiológicos foram submetidos, também, à Análise Multivariada, de Componentes Principais (ACP) e a Correlação Linear de Pearson entre todas as variáveis, utilizando-se os dados individuais de todos os manejos, profundidades e épocas.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maioria dos atributos do solo foi afetada pela profundidade (0-10, 10-20 e 20-30 cm) e pelos tratamentos (iLP, iLPF, Cerrado e pastagem) e suas interações (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de F da análise de variância para carbono da biomassa microbiana (CBM); nitrogênio da biomassa microbiana (NBM); respiração basal (RB); carbono orgânico (Corg); Nitrogênio total (Ntotal) e quociente microbiano (qMic); a diferentes profundidades, em sistema iLP, iLPF, Cerrado nativo e pastagem de baixa produtividade em 4 épocas de coleta.

	CBM	NBM	RB	Corg	Ntotal	qMic
Valores de F e magnitude das significâncias						
Fevereiro de 2012						
Tratamento	23,99***	12,11**	43,20****	13,27*	0,17 ^{ns}	3,55 ^{ns}
Profundidade	27,21****	0,05 ^{ns}	42,11****	8,71**	0,19 ^{ns}	9,60**
T x P	4,37*	1,20 ^{ns}	5,18*	2,72 ^{ns}	0,52 ^{ns}	2,13 ^{ns}
Julho de 2012						
Tratamento	671,63****	168,21****	0,44 ^{ns}	1,03 ^{ns}	0,00 ^{ns}	2,45 ^{ns}
Profundidade	541,12****	11,07**	13,36***	1,72 ^{ns}	0,23 ^{ns}	60,20****

T x P	46,14***	105,72****	1,01 ^{ns}	1,01 ^{ns}	0,00 ^{ns}	1,70 ^{ns}
Setembro de 2013						
Tratamento	514,04****	0,92 ^{ns}	36,98****	1,10 ^{ns}	0,42 ^{ns}	18,16***
Profundidade	515,34****	0,95 ^{ns}	72,46****	12,96***	0,19 ^{ns}	67,44****
T x P	87,15****	4,14 ^{ns}	8,53***	0,51 ^{ns}	1,08 ^{ns}	14,78***
Fevereiro de 2014						
Tratamento	410,63****	59,11****	22,99****	1,69 ^{ns}	14,54***	6,78*
Profundidade	214,77****	37,08****	2,36 ^{ns}	2,05 ^{ns}	2,40 ^{ns}	4,45*
T x P	175,88****	21,12****	2,33 ^{ns}	2,57 ^{ns}	2,48 ^{ns}	16,17****

Valores seguidos por: (****),(***),(**),e (*) mostraram efeitos significativos a 0,01 ($p < 0,0001$); 0,1 ($p < 0,001$); 1 ($p < 0,01$); e a 5 % ($p < 0,05$), respectivamente; e (ns) não significativo ao nível de 5 % de probabilidade para o teste F.

Efeitos significativo dos tratamentos para CBM, NBM e RB foram observados em três coletas. Em relação ao Corg houve efeito significativo dos tratamentos apenas na coleta de fevereiro de 2012, enquanto para Ntotal e qMic os efeitos significativos foram observados apenas na coleta de fevereiro de 2014. Os efeitos das profundidades foram observados em três coletas para CBM, RB e qMic e em duas coletas para NBM e Corg. Os efeitos da interação entre tratamentos e profundidades (T x P) foram observados para CBM, NBM, RB em duas coletas, uma na estação chuvosa e a outra na estação seca. Em relação aos atributos Corg e Ntotal, não foram observadas interações em T x P.

4.3.1 Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)

A área de Cerrado Nativo apresentou os maiores valores de CBM, superiores a 300 mg C kg⁻¹ solo, apresentando valores significativamente mais elevados que os observados em iLP e iLPF nas coletas de fevereiro e julho de 2012 e setembro de 2013. Esses valores são semelhantes aos obtidos por Ferreira et al. (2011), em experimento com plantas de cobertura em PC e PD no Cerrado, que encontraram os teores superiores a 300 mg C kg⁻¹ solo para a área de Cerrado nativo, comparado a áreas cultivadas com feijão e milho, que variaram de 150 a 270 mg C kg⁻¹ solo. Carneiro et al. (2009), em estudo com diferentes sistemas de manejo em latossolos de Cerrado, encontraram 541 mg C kg⁻¹ solo para áreas de cerrado nativo e valores entre 106 e 334 mg C kg⁻¹ solo para os demais sistemas de cultivo.

Tabela 4. Carbono da biomassa microbiana em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				Média
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	
	----- mg C kg ⁻¹ solo -----				

Fevereiro de 2012					
0-10	546,46 aA	-	359,5 abA	234,34 bA	365,31
10-20	384,74 aAB	-	201,14 bB	162,34 bA	220,57
20-30	193,91 aB	-	124,04 aB	185,05 aA	185,39
Julho de 2012					
0-10	552,96 aA	-	287,78 bA	276,15 bA	372,30
10-20	207,44 aB	-	190,84 aB	156,07 aB	187,69
20-30	175,52 aB	-	126,94 bB	114,07 bB	140,52
Setembro de 2013					
0-10	512,63 aA	297,42 bA	284,1 bA	238,36 cA	345,03
10-20	145,19 bC	235,03 aB	145,84 bB	162,44 bB	151,16
20-30	247,57 aB	249,81 aB	126,62 bB	119,73 bC	164,64
Fevereiro de 2014					
0-10	453,45 aA	222,29 cA	339,81 bB	298,16 bA	363,81
10-20	295,05 bB	207,5 cA	411,26 aA	175,85 dB	294,05
20-30	187,1 bC	193,63 bA	432,03 aA	156,66 cB	258,60

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

Exceto a última coleta, realizada em fevereiro de 2014, onde o iLP apresentou os maiores valores médios, devido principalmente aos teores mais altos observados nas camadas de 10-20 cm e 20-30 cm, as demais coletas apresentaram os teores mais altos na área com Cerrado Nativo (Tabela 4). Esse resultado pode ser devido à maior transformação da matéria orgânica pelos microrganismos do solo presentes no Cerrado, como foi observado por Pôrto et al. (2009), em latossolo amarelo submetido a diferentes usos. Cunha et al. (2011), avaliando solo com cultivo de milho e feijão e diferentes plantas de cobertura também constataram comportamento semelhante em relação ao Cerrado.

A alta diversidade de plantas favorece o aumento do conteúdo de biomassa microbiana do solo, como em matas nativas ou ambientes recuperados (Roscoe et al., 2006). No ambiente mais equilibrado, com maior diversidade de espécies, como no Cerrado Nativo, a microbiota do solo é estimulada pelo fornecimento contínuo de materiais orgânicos com diferentes graus de suscetibilidade à decomposição, originados da vegetação (Cunha et al., 2011). Com essa maior diversidade biológica, a variedade de substratos orgânicos oxidáveis originários da serapilheira depositada se torna maior, fator favorável à sobrevivência e crescimento de diferentes grupos de microrganismos do solo (Cunha et al., 2011; Ferreira et al., 2011).

Nas primeiras três coletas realizadas não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos iLP e iLPF. Esse comportamento pode ser explicado devido à coleta de fevereiro de 2012 ter sido realizada durante a implantação da pastagem, após a colheita da soja, que deixou resíduos sobre toda a área experimental,

de forma que houve uma deposição uniforme de resíduos tanto em iLP quanto em iLPF. Já nas duas coletas subsequentes, realizadas em julho de 2012 e setembro de 2013, observaram-se durante a estação seca, período em que parte dos microrganismos entram em senescência, redução do carbono da biomassa microbiana. Com a retomada das chuvas e incremento da umidade do solo, a biomassa sobrevivente utiliza matéria orgânica acumulada no período, incluindo as células mortas, permitindo, desta forma, um incremento semelhante do C da biomassa microbiana nos dois tratamentos (Lourente et al., 2011).

A última coleta realizada em fevereiro de 2014, durante a estação chuvosa, onde o crescimento vegetal da pastagem é mais intenso. Além disso, as áreas implantadas com iLP, por não ter influência do sombreamento das árvores, receberam maior intensidade luminosa e não sofreram qualquer outro tipo de competição, aumentando a produção de biomassa da pastagem e, conseqüentemente, o C da biomassa microbiana do solo (Oliveira et al, 2007).

Em relação às profundidades, foi observado que a camada de 0-10 cm apresentou os maiores valores de CBM em todos os tratamentos das coletas de julho de 2012 e setembro de 2013 e nos tratamentos iLPF e Cerrado Nativo na coleta de fevereiro de 2014 (Tabela 4). Isso pode ser devido à atividade biológica mais intensa na camada superficial do solo, pois essa área é a que recebe mais nutrientes pela deposição de material vegetal e possui melhor aeração, importante para as atividades metabólicas do solo (Gama-Rodrigues, 1999).

Deve-se salientar, ainda, que no tratamento iLP não foi observada diferença entre as camadas de 10-20 e 20-30 cm em nenhuma das coletas. A *B. brizantha*, ao alcançar seu potencial produtivo, atinge até 1,60 m de altura e sistema radicular com 50 cm de profundidade (Rezende et al., 2011), suas raízes melhoram as condições para a microbiota do solo em profundidade, fornecendo exsudatos radiculares para os microrganismos (Helal & Sauerbeck, 2007), e as raízes transportam oxigênio para a matriz do solo, criando um favorável sistema solo-microrrizosfera (Xu et al., 2013).

No tratamento de iLPF houve diminuição do CBM entre as camadas de 10-20 e 20-30 cm na coleta de setembro de 2013, possivelmente, devido à menor densidade e profundidade de raízes das gramíneas, provocado pelo sombreamento. Plantas que crescem em ambientes sombreados investem relativamente mais produtos da fotossíntese em área foliar. De maneira geral, essas plantas possuem uma maior área foliar específica e uma menor massa seca foliar e radicular (Lambers et al., 2008). Dias

Filho (2000) em condições com 0 e 70% de sombreamento, observou que plantas mantidas em ambiente sombreado alocaram quantidade significativamente menor de biomassa no sistema radicular e quantidade maior nos tecidos foliares, e apresentaram reduções de 90% na produção de matéria seca de raízes.

4.3.2 Nitrogênio da biomassa (NBM)

O Cerrado apresentou teores de NBM no solo significativamente menores que os tratamentos iLP e iLPF nas coletas realizadas em fevereiro de 2012 e fevereiro de 2014, com valores médios de cerca de 30 mg N kg⁻¹ solo (Tabela 5). Já os tratamentos iLP e iLPF apresentaram valores desse atributo superiores a 33 mg N kg⁻¹ solo nessas coletas. Esses resultados são semelhantes aos observados por Gama-Rodrigues et al. (2005), avaliando NBM em várias regiões do Cerrado e encontraram valores entre 33,14 e 43,37 mg N kg⁻¹ solo em plantios de eucalipto com 7 anos de idade.

Tabela 5. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				Média
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	
----- mg N kg ⁻¹ solo -----					
Fevereiro de 2012					
0-10	27,49	-	36,48	33,64	32,54 A
10-20	27,06	-	36,29	35,37	32,91 A
20-30	31,20	-	33,92	32,23	32,46 A
Média	28,58 b	-	35,57 a	33,75 a	
Julho de 2012					
0-10	32,34 aB	-	33,75 aA	33,43 aA	33,18 A
10-20	48,68 aA	-	25,55 cB	34,54 bA	36,26 A
20-30	47,50 aA	-	14,08 cC	30,52 bA	30,70 A
Média	42,85 a	-	24,46 c	32,83 b	
Setembro de 2013					
0-10	30,24	33,41	25,00	27,82	27,70 A
10-20	27,08	23,54	30,41	25,93	27,81 A
20-30	22,18	29,27	25,53	37,94	28,55 A
Média	26,51 a	28,74 a	26,98 a	30,57 a	
Fevereiro de 2014					
0-10	27,57 bA	49,04 aA	43,44 aA	50,72 aA	40,58 A
10-20	31,07 bA	30,25 bB	40,05 abA	46,54 aA	39,22 A
20-30	30,86 bA	20,18 cC	44,42 aA	31,23 bB	35,51 A
Média	29,84 b	33,16 b	42,64 a	42,83 a	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

O NBM indica maior imobilização do N no solo, se tornando mais indisponível para as plantas, mas pode constituir uma das possíveis reservas deste nutriente no solo

(Coser et al., 2007). Os resultados encontrados indicam que a implantação de sistema de integração não altera o N presente na fração microbiana do solo.

Nas coletas realizadas na estação chuvosa (fevereiro de 2012 e fevereiro de 2014), os valores de NBM encontrados nos sistemas iLP e iLPF foram significativamente maiores do que os observados em Cerrado nativo e pastagem de baixa produtividade. Esses resultados indicam que, nas áreas de iLP e iLPF, durante a estação chuvosa, há um maior crescimento da biomassa vegetal, estimulada pela maior disponibilidade de água, resultando em atividade microbiana mais intensa, pois os microrganismos do solo necessitam de água para absorção de nutrientes e integridade da superfície celular (Moreira & Siqueira, 2006). A maior atividade no solo intensifica a mineralização de nutrientes, e sua subsequente imobilização, aumentando a quantidade de N presente na estrutura da microbiota do solo (Jarvis et al., 2007).

Foram observadas diferenças significativas entre as profundidades apenas para NBM no solo de iLP na coleta de julho de 2012 e solo de iLPF e pastagem na coleta de fevereiro de 2014. Esses resultados estão de acordo com o observado por Moura et al. (2013) e Coser et al. (2007), que verificaram diminuição dos valores da NBM com o aumento da profundidade. Os autores afirmam que a transformação do nitrogênio orgânico encontrado nos horizontes superficiais sofre influência mais intensa dos fatores que controlam o crescimento e atividade microbiana no solo, como a quantidade e qualidade dos resíduos vegetais, a temperatura, o pH, umidade e a aeração.

4.3.3 Respiração Basal (RB)

Em geral, a RB foi menor nas áreas com iLP e iLPF quando comparadas ao Cerrado nativo, a exceção da coleta de julho de 2012, em que não foram observadas diferenças significativas entre os 2 sistemas (Tabela 6). Entre as épocas de amostragem, em geral, a primeira coleta apresentou os menores valores para o solo de iLP e iLPF, com valores inferiores a $10 \text{ mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Esse resultado pode ser devido ao fato da 1ª coleta ter sido realizada no final do ciclo da soja, quando as plantas apresentavam avançada senescência e queda de folhas. Nesse período, há acelerada morte de raízes das plantas, reduzindo sua atividade e a disponibilidade de exsudados para a biota do solo, promovendo competição e indicando estresse (Helal & Sauerbeck, 2007).

Tabela 6. Respiração basal em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, Cerrado Nativo e Pastagem Degradada em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				Média
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	
----- mg CO ₂ kg ⁻¹ d ⁻¹ -----					
Fevereiro de 2012					
0-10	25,14 aA	-	15,29 bA	10,73 bA	17,06 A
10-20	18,3 aAB	-	4,02 bB	9,47 bA	10,60 B
20-30	11,45 aB	-	5,38 bB	4,28 bA	7,04 B
Média	18,3 a	-	8,23 b	8,16 b	
Julho de 2012					
0-10	23,78	-	34,28	26,06	28,05 A
10-20	17,86	-	18,21	16,02	17,37 B
20-30	15,90	-	13,42	13,30	14,21 B
Média	19,18 a	-	21,97 a	18,47 a	
Setembro de 2013					
0-10	43,13 aA	33,57 abA	31,26 bA	26,69 bA	33,70
10-20	31,00 aB	15,92 cB	27,37 abA	18,69 bcA	25,70
20-30	23,73 abB	11,41 cB	25,57 aA	21,71 bA	23,68
Média	32,63 a	20,31 c	28,07 b	22,37 c	
Fevereiro de 2014					
0-10	23,84	16,24	12,50	14,72	17,02 A
10-20	24,01	16,51	19,16	11,06	18,08 A
20-30	24,43	12,70	11,65	12,05	16,05 A
Média	24,10 a	15,15 b	14,44 b	12,62 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

A área sob Cerrado Nativo apresentou os maiores valores de RB nas coletas realizadas em julho de 2012, setembro de 2013 e fevereiro de 2014, concordando com os encontrados por Cunha et al. (2011), Ferreira et al. (2011) e Lourente et al. (2011). O solo de Cerrado Nativo pode ter obtido esse fluxo mais elevado de CO₂ em função da incorporação constante de resíduos vegetais com elevados teores de matéria orgânica lábil, o que aumenta a biomassa microbiana e sua atividade e, conseqüentemente, a liberação de CO₂, em uma relação direta com o elevado teor de biomassa microbiana (Lourente et al., 2011).

Foram observadas diferenças significativas em relação à RB entre iLP e iLPF, apenas na coleta de setembro de 2013, sendo evidenciada nas camadas de 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Esse resultado pode ser consequência do sombreamento promovido pelas árvores de eucalipto. Nas áreas sombreadas pelas árvores, a produção de biomassa vegetal é reduzida, gerando uma condição de possível estresse microbiano, resultando em menor respiração de microrganismos (Pinto Neto et al., 2014).

4.3.4 Carbono Orgânico (Corg)

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. O Cerrado apresentou valores de Corg superiores a 26 g C kg⁻¹ solo, sendo que nos solos dos tratamentos iLP e iLPF observaram-se valores superiores a 20 g C kg⁻¹ solo (Tabela 7). Esses valores são semelhantes aos observados por Costa Junior et al. (2011a), que encontraram valores superiores a 25,9 g C kg⁻¹ solo em Cerrado e 18,4 g C kg⁻¹ solo para as áreas de iLP.

Tabela 7. Carbono orgânico em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, Cerrado Nativo e Pastagem Degradada em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	Média
	-----g C kg ⁻¹ solo -----				

	Fevereiro de 2012				
0-10	28,8	-	23,1	29,0	27,0 A
10-20	28,0	-	19,2	21,7	23,0 B
20-30	28,8	-	24,3	24,5	25,9 AB
Média	28,6 a		22,2 b	25,1 ab	
	Julho de 2012				
0-10	29,2	-	26,5	25,1	27,0 A
10-20	24,1	-	21,7	26,4	24,1 B
20-30	25,9	-	24,3	21,5	23,9 B
Média	26,4 a		24,2 a	24,4 a	
	Setembro de 2013				
0-10	29,3	28,0	27,9	26,7	28,0 A
10-20	27,0	24,0	23,9	22,3	24,4 B
20-30	24,8	24,1	25,5	21,7	24,1 B
Média	27,1 a	25,4 a	25,8 a	23,6 a	
	Fevereiro de 2014				
0-10	28,8	25,1	29,9	29,1	29,3 A
10-20	29,0	21,6	24,9	25,3	26,4 B
20-30	29,1	21,6	26,3	20,8	25,4 B
Total	29,0 a	22,8 a	27,1 a	25,1 a	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

A biomassa microbiana do solo depende da matéria orgânica como substrato; portanto, a cobertura vegetal promove uma alta disponibilidade de matéria orgânica fresca que estimula os microrganismos do solo (Roscoe et al., 2006). Em áreas com pastagens, há grande quantidade de material vegetal disponível proporcionado pelo rápido crescimento e cobertura do solo pelas plantas e deposição de resíduos dos animais em pastejo, que estimulam a biomassa microbiana. As gramíneas perenes, componentes das pastagens, possuem sistemas radiculares abundantes e rizodeposição

elevada com distribuição uniforme de exsudatos no solo, o que favorece a manutenção da matéria orgânica, ou seja, do C orgânico do solo (Leite et al., 2013).

4.3.5 Nitrogênio Total

Em relação ao N total, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 8). Essa ausência de variação, inclusive em relação ao Cerrado, pode ser devido aos resíduos vegetais depositados no solo serem constituídos principalmente por substratos orgânicos de decomposição rápida (baixa razão C\N), que não contribui para incrementos nos estoques de N total no solo (Cardoso et al., 2010).

Tabela 8: Nitrogênio total em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, Cerrado Nativo e Pastagem Degradada em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				Média
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	
----- g N kg ⁻¹ solo -----					

Fevereiro de 2012					
0-10	1,64	-	1,77	1,44	1,62 A
10-20	1,58	-	1,56	1,53	1,56 A
20-30	1,61	-	1,62	1,53	1,59 A
Média	1,61 a	-	1,65 a	1,50 a	
Julho de 2012					
0-10	1,76	-	1,64	1,56	1,66 A
10-20	1,74	-	1,60	1,44	1,60 A
20-30	1,59	-	1,37	1,48	1,49 A
Média	1,70 a	-	1,54 a	1,50 a	
Setembro de 2013					
0-10	1,45	1,47	1,47	1,46	1,47 A
10-20	1,49	1,31	1,49	1,43	1,48 A
20-30	1,61	1,48	1,40	1,34	1,45 A
Média	1,52 a	1,43 a	1,46 a	1,41 a	
Fevereiro de 2014					
0-10	1,49	1,47	1,53	1,50	1,51 A
10-20	1,66	1,15	1,29	1,50	1,49 A
20-30	1,70	1,14	1,34	1,25	1,43 A
Média	1,62 a	1,26 b	1,39 b	1,42 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

Não foram observadas diferenças significativas entre as diversas camadas nos tratamentos (Tabela 8) para esse atributo microbiológico. Esses resultados corroboram com os obtidos por D'Andrea et al. (2004) que avaliaram os estoques de N em um Latossolo vermelho no bioma Cerrado, e concluíram que a utilização de pastagens ou

cultivo convencional de longa duração pode não causar alterações significativas nos teores e estoques de N.

4.3.6 Quociente Microbiano

O solo de Cerrado apresentou os valores mais altos desse atributo microbiológico, com qMic superior a 1,1 %, sendo significativamente diferente dos tratamentos iLP e iLPF na coleta de julho de 2012 (Tabela 9). Já o tratamento iLPF não alcançou valor igual ou superior a 1% em nenhuma coleta.

Tabela 9: Quociente microbiano em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, Cerrado Nativo e Pastagem Degradada em 4 épocas de amostragem.

Profundidade	Sistema				Média
	Cerrado	Pastagem	iLP	iLPF	
-----%-----					

Fevereiro de 2012					
0-10	1,77	-	1,56	0,83	1,39 A
10-20	1,32	-	1,06	0,75	1,04 B
20-30	1,04	-	0,50	0,76	0,77 C
Média	1,38 a	-	1,04 a	0,78 a	
Julho de 2012					
0-10	1,98	-	1,09	1,10	1,40 A
10-20	0,90	-	0,88	0,58	0,79 B
20-30	0,69	-	0,53	0,53	0,59 B
Média	1,19 a	-	0,84 b	0,74 c	
Setembro de 2013					
0-10	1,76 aA	1,07 bA	1,02 bA	0,90 bA	1,23 A
10-20	0,54 aC	0,99 aA	0,61 aAB	0,73 aAB	0,69 B
20-30	1,00 aB	1,04 aA	0,50 bB	0,56 bB	0,63 B
Média	1,10 a	1,03 a	0,71 b	0,73 b	
Fevereiro de 2014					
0-10	1,64 aA	0,89 bA	1,14 abB	1,02 abA	1,27 A
10-20	1,05 abB	0,97 abA	1,69 aA	0,70 bA	1,15 A
20-30	0,66 bB	0,91 bA	1,65 aA	0,77 bA	1,03 A
Média	1,12 ab	0,93 ab	1,50 a	0,83 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas colunas e minúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre sistemas e profundidades.

Normalmente, o carbono da biomassa microbiana representa de 1 a 4% do carbono orgânico total e, de modo geral, valores de qMIC inferiores a 1% podem ser atribuídos a algum fator limitante à atividade da biomassa microbiana (Araújo Neto et al., 2014). Ambientes nessas condições podem refletir uma menor utilização de carbono pela microbiota do solo. Em solos com baixa disponibilidade ou qualidade inadequada

de substrato, ou mesmo outro fator limitante, a biomassa microbiana está sob estresse e incapaz de utilizar totalmente o C orgânico (Leite et al., 2013).

No entanto, em condições tropicais, nem sempre valores de qMIC inferiores a 1% indicam comprometimento das funções microbianas do solo (Silva et al., 2012). Além disso, Pôrto et al. (2009) destaca que, apesar de o qMic estar sendo mencionado como um importante indicador da qualidade da matéria orgânica do solo, podendo refletir variações de matéria orgânica no solo, a eficiência de conversão do C orgânico em C microbiano, perdas de C do solo e estabilização do C orgânico pelas frações minerais do solo.

O solo de Cerrado Nativo apresentou qMic significativamente mais elevado em relação aos tratamentos iLP e iLPF na camada de 0-10 cm na coleta de e setembro de 2013 (Tabela 9). Esse resultado mostra que, sistemas em equilíbrio, como o Cerrado nativo apresentam crescimento da população microbiana do solo quando grande quantidade da matéria orgânica é acumulada no solo devido à deposição contínua de material vegetal (Marchão et al., 2009). Mas essa diferença tendeu a desaparecer nas camadas mais profundas, não mostrando diferenças significativas entre os tratamentos na camada de 20-30 cm. A ausência de variação é consequência dos baixos teores de CBM associadas aos menores teores de Corg nesta profundidade, já que o qMic é calculado pela relação entre esses dois atributos.

4.3.7 Análise multivariada dos atributos microbiológicos

As ferramentas estatísticas multivariadas, como a análise de componentes principais ou PCA (do inglês "*Principal Component Analysis*"), possibilitam a avaliação de um conjunto de dados ou indicadores de natureza diversa, de modo a torná-los mais facilmente interpretáveis. Um componente principal é, deste modo, uma combinação linear de um conjunto de variáveis, o que facilita a apresentação visual das funções do solo quando existem muitas interações entre as variáveis estudadas (Tótola & Chaer, 2002).

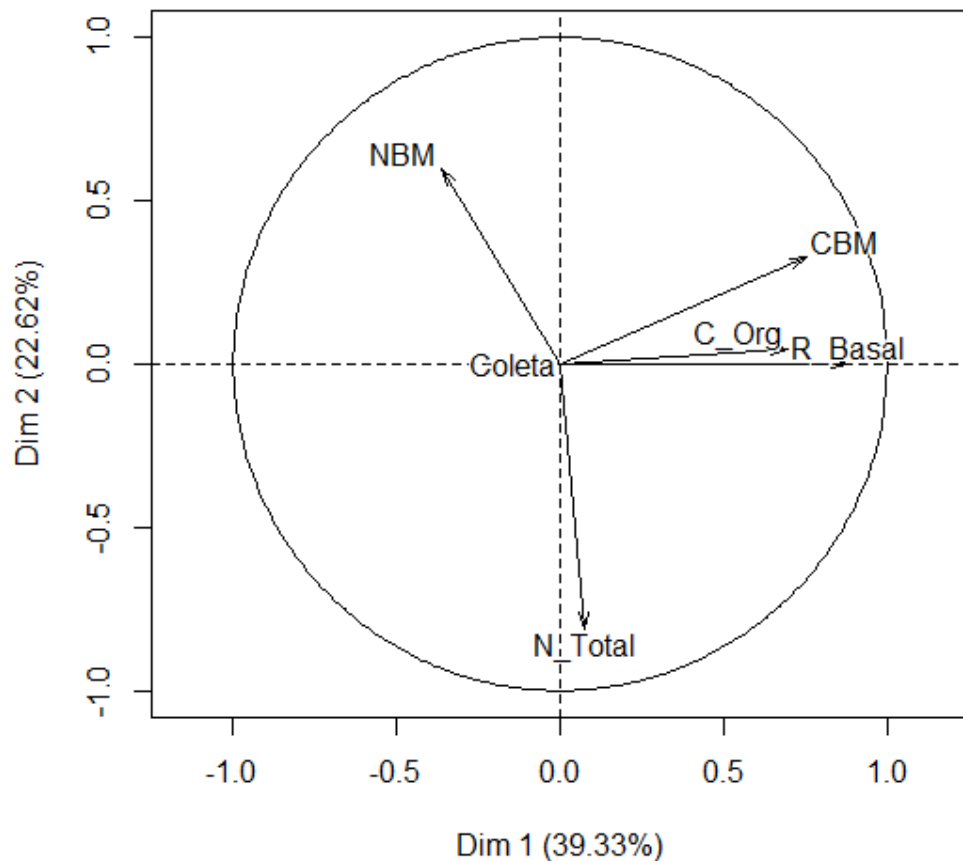


Figura 3. Análise de componentes principais dos atributos microbiológicos do solo para os tratamentos Cerrado, iLP e iLPF e as camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, nas coletas da estação chuvosa.

A partir dos dados dos atributos microbiológicos, dois componentes principais foram gerados (Dim 1 e Dim 2) como ferramentas para a distinção dos efeitos desses atributos sobre os tratamentos e profundidades, nas duas estações (chuvosa e seca) avaliadas no estudo (Figuras 3, 4, 5 e 6).

Na estação chuvosa, a distribuição das variáveis apresentou variância acumulada de 61,95% para a soma dos componentes principais Dim 1 e Dim 2 (Figura 3). Desses componentes, nota-se que as correlações com o primeiro foram mais significativas ($p < 0,01$), explicando 39,33% da variância total. Além disso, observa-se que as variáveis relacionadas ao carbono (CBM, Corg e respiração basal) são as que possuem maior correlação com esse componente, apresentando maior proximidade com o eixo horizontal, demonstrando serem as melhores variáveis para explicar as variações no presente estudo. Essas variáveis também apresentaram correlação positiva entre si, pois seus eixos se localizam no mesmo quadrante e estão muito próximas uma da outra.

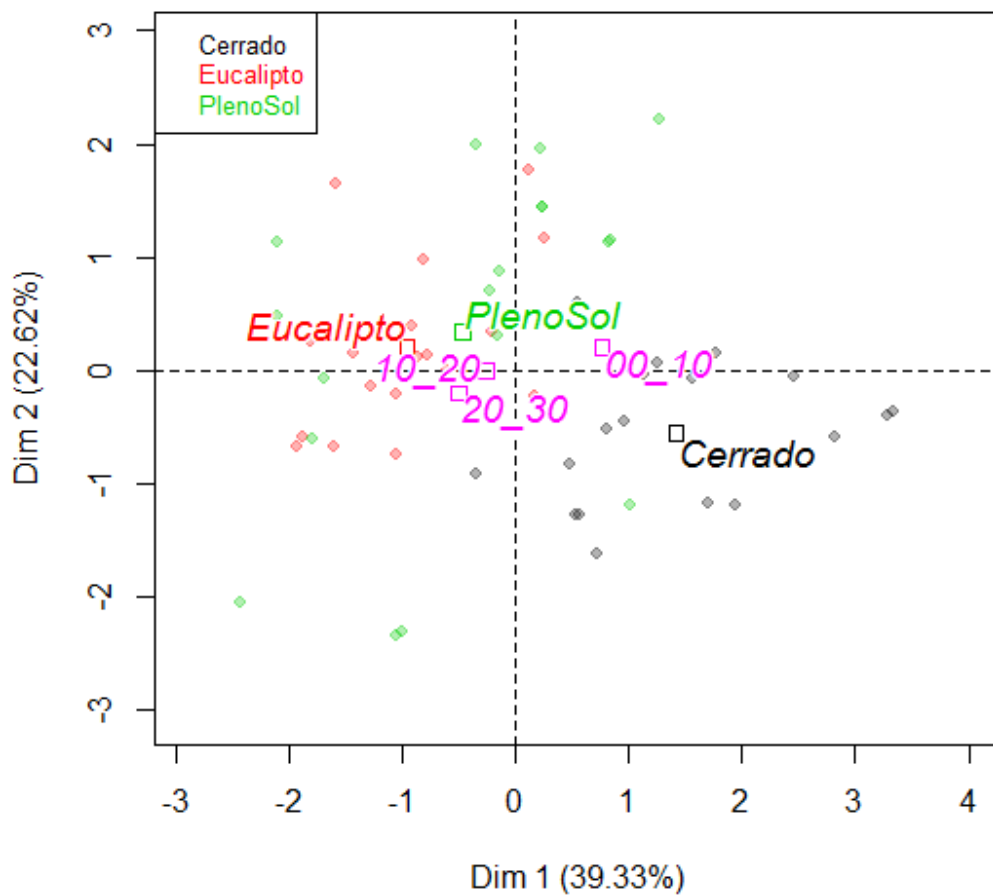


Figura 4. Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos microbiológicos do solo para os tratamentos Cerrado, iLP e iLPF e as camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, nas coletas da estação chuvosa.

O segundo componente (Dim 2) ajudou a explicar 22,62% da variância total e apresentou maior correlação com as variáveis relacionadas ao nitrogênio (NBM e Ntotal), que apresentam maior proximidade com o eixo vertical. Além disso, observa-se que essas variáveis apresentaram correlação negativa, localizando em extremos opostos do eixo.

No diagrama de ordenação da ACP, verificou-se que o Cerrado ocupou posições opostas aos dos tratamentos iLP e iLPF (Figura 4), mostrando a distância evidente entre elas quanto aos atributos microbiológicos, já que a maioria das variáveis apresentaram diferenças entre o Cerrado e os demais tratamentos. Já o sistema de iLP não apresentou separação com o de iLPF, como pode ser observado pela grande similaridade entre esses dois tratamentos, com os pontos se concentrando no quadrante superior esquerdo do diagrama.

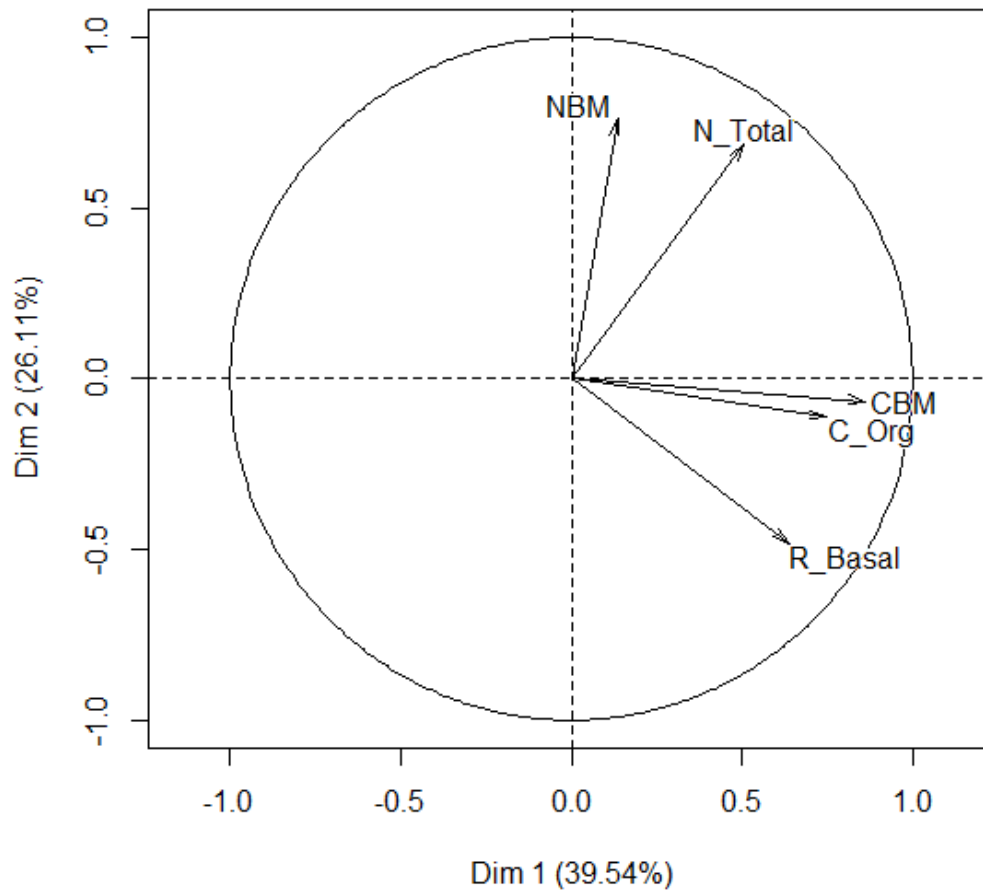


Figura 5. Análise de componentes principais dos atributos microbiológicos do solo para os tratamentos Cerrado, iLP e iLPF e as camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, nas coletas da estação seca.

Pode-se observar também, na camada de 0-10 cm, uma maior proximidade com o Cerrado. Já as camadas de 10-20 e 20-30 cm ficaram mais próximas dos pontos de iLP e iLPF, demonstrando que essas camadas podem explicar melhor as variações que ocorrem entre esses tratamentos.

Na estação seca, a distribuição das variáveis apresentou variância acumulada de 65,65% para a soma dos componentes principais Dim 1 e Dim 2 (Figura 5). Nota-se a mesma tendência observada na estação seca, com as correlações com o primeiro componente explicando 39,54% da variância total e correlação com as variáveis relacionadas ao carbono (CBM, Corg e respiração basal) mais significativa ($p < 0,01$). A respiração basal foi a variável que mais se distanciou do eixo horizontal.

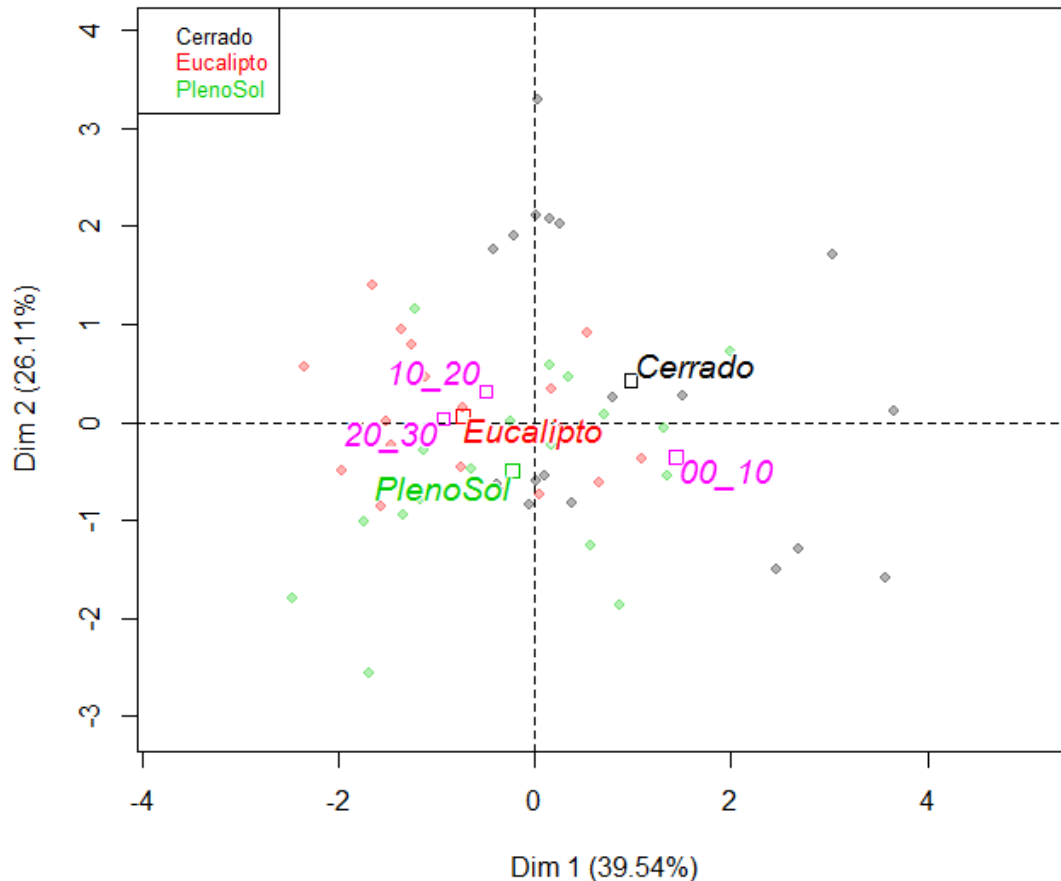


Figura 6. Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos microbiológicos do solo para os tratamentos Cerrado, iLP e iLPF e as camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, nas coletas da estação seca.

O segundo componente (Dim 2) ajudou a explicar 26,11% da variância total e também apresentou maior correlação com as variáveis relacionadas ao nitrogênio (NBM e Ntotal), que apresentam maior proximidade com o eixo vertical, sendo que essas variáveis apresentaram correlação positiva, localizando-se no mesmo quadrante do eixo.

No diagrama de ordenação da ACP, verificou-se que, para a estação seca, o Cerrado não apresentou uma separação tão nítida quanto a observada para a estação chuvosa, mas ainda se apresentou separado dos tratamentos iLP e iLPF (Figura 6), demonstrando que os atributos microbiológicos ajudam a explicar a diferença entre os tratamentos durante esta estação.

Na camada de 0-10 cm houve maior proximidade com o Cerrado, sendo novamente a camada que melhor evidencia a diferença do Cerrado com os demais tratamentos, enquanto que as camadas de 10-20 e 20-30 cm ficaram mais próximas dos pontos de iLP e iLPF.

A análise de correlação foi feita entre os atributos microbiológicos entre si, utilizando todos os dados individuais do estudo. No geral, as correlações foram baixas (0,051 a 0,56) e apresentaram tendências tanto positivas quanto negativas (Tabela 10).

Tabela 10. Coeficientes da correlação de Pearson representando a relação entre os atributos microbiológicos, para as estações avaliadas.

Variáveis	CBM	NBM	Respiração Basal	C orgânico	N total
CBM	1	-0,079 ^{ns}	0,560**	0,307*	-0,095 ^{ns}
NBM	-	1	-0,275*	-0,057 ^{ns}	-0,132 ^{ns}
Respiração Basal	-	-	1	0,470**	0,051 ^{ns}
C orgânico	-	-	-	1	0,075 ^{ns}
N Total	-	-	-	-	1

Valores seguidos por: (**) e (*) mostraram efeitos significativos a 1 (p<0,01) e a 5% (p<0,05), respectivamente; e (ns) não significativo ao nível de 5 % de probabilidade.

A variável que apresentou melhor correlação com outras variáveis foi a respiração basal, mostrando correlação positiva com a CBM (p<0,01) e com o Corg (p<0,01). Esses resultados confirmam o que foi relatado por Vicente & Araújo (2013), que também encontraram correlação positiva entre essas variáveis, em estudo sobre atributos microbiológicos de solo com pastagens no Cerrado. O aumento do CBM e Corg no solo aumenta a disponibilidade de fontes de carbono para a microbiota, favorecendo a atividade microbiana, expressa pela respiração basal (Moreira & Siqueira, 2006).

Também foi observada correlação positiva (p<0,05) entre o CBM e o Corg, confirmando o que foi observado na análise de ACP, de maior correlação entre as variáveis relacionadas ao carbono.

4.4 CONCLUSÕES

O sistema de iLPF apresentou redução nos teores de CBM no solo em relação ao iLP.

Na camada de 0-10 cm, o Cerrado nativo apresentou teor de CBM no solo mais elevado em relação aos sistemas integrados iLP e iLPF.

O Cerrado nativo apresentou RB no solo superior aos sistemas integrados iLP e iLPF.

O CBM, Corg e RB foram os atributos microbiológicos que mais diferenciaram os sistemas avaliados.

Na camada de 0-10 cm foi detectada a diferença entre o Cerrado e os demais tratamentos, enquanto as camadas de 10-20 e 20-30 cm foi a melhor para explicar as diferenças entre iLP e iLPF.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEF, K.; NANNIPIERI, **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**, London: Academic Press, 576 p., 1995.

ALVARENGA, R. C., PORFIRIO-DA-SILVA, V., 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, n. 257, p. 59-67, 2010.

ANGHINONI, I.; MORAES, A.; CARVALHO, P.C.F.; SOUZA, E.D.; CONTE, O. & LANG, C.R. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio-direto. In: FONSECA, A.; CAIRES, E.F. & BARTZ, G., eds. **Fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto**. Ponta Grossa, Fundação ABC, p.272-309, 2011.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J., LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1099-1108, 2007.

ARAÚJO NETO, S. E., SILVA, A. N., KUSDRA, J. F., KOLLN, F. T., ANDRADE NETO, R. C. Atividade biológica de solo sob cultivo múltiplo de maracujá, abacaxi, milho, mandioca e plantas de cobertura. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 45, n. 4, p. 650-658, 2014.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**. Embrapa, Brasília, 2011. 130 p.

BARRETO, P. A. B., GAMA-RODRIGUES, E. F., GAMA-RODRIGUES, A. C., BARROS, N. F., FONSECA, S. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em sequencia de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 611-619, 2008.

BEZERRA, R. P. M., LOSS, A., PEREIRA, M. G., PERIN, A. Formas de carbono em latossolo sob sistemas de plantio direto e integração lavoura-pecuária no cerrado, Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2637-2654, 2013.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: **Methods of soil analysis**. 2ed. American Society of Agronomy. Madison, USA. Part 2: Chemical and Microbiological Properties, Agronomy Monograph n.9, p.591-641, 1982.

- BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p.837-842, 1985.
- CARDOSO, E. L., SILVA. M. L. N., SILVA, C. A., CURI, N, FREITAS, D. A. F. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 9, p. 1028-1035, 2010.
- 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, J. L. N., CERRI, C. E. P., FEIGL, B. J., PÍCCOLO, M. C., GODINHO, V. P., CERRI, C. C.. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil Tillage Research**, v. 103, p. 342-349, 2009.
- CONCEIÇÃO, P. C., AMADO, T. J. C., MIELNICZUK, J., SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005.
- CORTEZ, C.T., NUNES, L.A.P.L., RODRIGUES, L.B., EISENHAUER, N., ARAÚJO, A.S.F. Soil microbial properties in *Eucalyptus grandis* plantations of different ages. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 14, n. 3, 2014.
- COSER, T. R., RAMOS, M. L. G., AMABILE, R. F., RIBEIRO JÚNIOR, W. Q. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 3, p.399-406, 2007.
- COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J., SOUSA, D. M. G. Qualidade de solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 1185-1191, 2006.
- COSTA JUNIOR, C., PICCOLO, M. C., SIQUEIRA NETO, M., CAMARGO, P. B., CERRI, C. C., BERNOUX, M.. Carbono total e ¹³C em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n.5, p. 1241-1252, 2011a.
- COSTA JUNIOR, C., SIQUEIRA NETO, M., PICCOLO, M. C., & CAMARGO, P. B. Nitrogênio e abundância natural de ¹⁵N em agregados do solo sob diferentes usos da terra no Bioma Cerrado. **Ensaios e Ciência**, v. 15, p. 47-66, 2011b.
- CUNHA, E. Q., STONE, L. F., FERREIRA, E. P. B., DIDONET, A. D., M. J. A. ALVES, LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. II - Atributos biológicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 603-611, 2011.

D'ANDREA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O., CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na Região do Cerrado do Sul do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 913-923, 2002.

D'ANDRÉA, A. F., SILVA, M. L. N., CURI, N., GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179-186, 2004.

DE GODOY, S. G., STONE, L. F., FERREIRA, E. P. B., COBUCCI T., L. M. C. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo impactado por cultivos sucessivos de arroz. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.12, p.1278–1285, 2013.

DIAS-FILHO, M. B. Growth and biomass allocation of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 12, p. 2335-2341, 2000.

FERREIRA, E. P. B.; WENDLAND, A.; DIDONET, A. D. Microbial biomass and enzyme activity of a Cerrado Oxisol under agroecological production system. **Bragantia**, v. 70, n. 4, p. 899-907, 2011.

GAMA-RODRIGUES, E. F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p. 227-243, 1999.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & SANTOS, G.A. Carbon, nitrogen and activity of microbial biomass in soil under eucalypt plantations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 893-901, 2005.

HELAL, H.M. & SAUERBECK, D. Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 149, p. 181-188. 2007.

HUNGRIA, M., FRANCHINI, J. C., BRANDÃO-JUNIOR, O., KASCHUK, G., SOUZA, R. A.. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 288-296, 2009.

JAKELAITIS, A., SILVA, A. A., SANTOS, J. B., VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, p. 118-127, 2008.

JARVIS P., REY, A., PETSİKOS, C., WINGATE, L., RAYMENT, M., PEREIRA, J., BANZA, J., DAVID, J., MIGLIETTA, F., BORGHETTI, M., MANCA, G., VALENTINI, R. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition

and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. **Tree Physiology**, v. 27, p. 929-940, 2007.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. **Microbial biomass in soil: measurement and turnover**. In: PAUL, E. A. & LADD, J. N. (ed.). *Soil Biochemistry*, New York: Marcel Dekker, p.415-471, 1981.

JENKINSON, D. S.; BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. Measuring soil microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, n. 1, p. 5-7, 2004.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, E.S.; PONS, T.L. **Plant physiological ecology**. 2nd ed. New York: Springer, 2008. 604 p.

LEITE, L. F. C., ARRUDA, F. P., COSTA, C. N., FERREIRA, J. S., HOLANDA NETO, M. R. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1257-1263, 2013.

LOSS, A., PEREIRA, M. G., PERIN, A., ANJOS, L. H. C. 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**; v. 4, n. 8; 2012.

LOURENTE, E. R. P., MERCANTE, F. M., ALOVISI, A. M. T., GOMES, C. F., GASPARINI, A. S., NUNES, C. M. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 1, p. 20-28, 2011.

MARCHÃO, R.L.; LAVELLE, P.; CELINE, L.; BALBINO, L.C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.1011-1020, 2009.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.

MOURA, L. N. A., LACERDA, M. P. C., RAMOS, M. L. G. Qualidade de Organossolo sob diferentes usos antrópicos em áreas de preservação permanente no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 33-39, 2013.

OLIVEIRA, T. K., MACEDO, R.L.G., VENTURIN, N., BOTELHO, A., HIGASHIKAWA, E.M., MAGALHÃES, W.M. Radiação solar no sub-bosque de sistema agrossilvipastoril com eucalipto em diferentes arranjos estruturais. **Cerne**, v. 13, n. 01, p. 40-50, 2007.

PINTO NETO, J. N., ALVARENGA, M. I. N., CORRÊA, M. P., OLIVEIRA, C. C. Efeito das variáveis ambientais na produção de café em um sistema agroflorestal. **Coffee Science**, v. 9, n. 2, p. 187-195, 2014.

PÔRTO, M. L., ALVES, J. C., DINIZ, A. A., SOUZA, A. P., SANTOS, D. Indicadores biológicos de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso no brejo paraibano. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 4, p. 1011-1017, 2009.

PULROLNIK, K., VILELA, L., MORAES NETO, S. P., MARCHÃO, R. L., GUIMARÃES JÚNIOR, R. **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas no sistema de integração lavoura-pecuária-floresta**. Planaltina, DF :Embrapa Cerrados, 18 p. 2010. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento)

REZENDE, A. V., LIMA, J. F., RABELO, C. H. S., RABELO, F. H. S., NOGUEIRA, D. A., CARVALHO, M., FARIA Jr., D. C. N. A., BARBOSA, L. A. Características morfofisiológicas da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em resposta à adubação fosfatada. **Revista Agrarian**, v.4, n.14, p.335-343, 2011.

ROSCOE, R., MERCANTE, F. M., MENDES, L. C., REIS JÚNIOR, F. B., SANTOS, J. C. F., HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. (Org.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, p. 163-198, 2006.

SILVA, C. F., PEREIRA, M. G., MIGUEL, D. L., FEITORA, J. C. F., LOSS, A., MENEZES, C. E. G., SILVA, E. M. R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio Vale do Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1680-1689, 2012.

STIEVEN, A. C., OLIVEIRA, D. A., SANTOS, J. O., WRUCK, F. J., CAMPOS, D. T. S. **Impacts of integrated crop-livestock-forest on microbiological indicators of soil**. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 9, n. 1, p. 53-58, 2014.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 2. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p.195-276.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C. JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v.19, n.6, p. 703-707, 1987.

VICENTE, G. C. M. P.; ARAÚJO, F. F. Uso de indicadores microbiológicos e de fertilidade do solo em áreas de pastagens. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 1, p. 137-146, 2013.

VINHAL-FREITAS, I. C.; WANGEN, D. R. B.; FERREIRA, A. S.; CORRÊA, G. F.; WEDLING, B. Microbial and enzymatic activity in soil after organic composting. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 757-764, 2010.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chronic tritration method. **Soil Science**, v. 37, p.29-38, 1934.

WARDLE, D. A. Metodologia para a quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Embrapa, Brasília, DF. 543, 1994.

XU, X., THORNTON, P. E., POST, W. M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, p. 737-749, 2013.

ZANCHI, F. B., WATERLOO, M. J., KRUIJT, B., KESSELMEIER, J., LUIZÃO, F. J., MANZI, A. O., DOLMAN, A. J. Soil CO₂ efflux in Central Amazonia: environmental and methodological effects. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p 173-184, 2012.

CAPÍTULO 2

EMISSÕES DE N₂O EM SISTEMAS INTEGRADOS (ILP e ILPF), PASTAGEM DE BAIXA PRODUTIVIDADE E CERRADO

RESUMO

O N₂O, dentre os gases de efeito estufa, é o que possui maior importância para o setor agropecuário devido às suas emissões estarem relacionadas com a dinâmica de nitrogênio (N) do solo. A utilização de práticas agrícolas conservacionistas, como o Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), podem influenciar as emissões deste gás, interferindo no balanço global dos gases de efeito estufa. O objetivo deste trabalho foi avaliar as emissões de N₂O no solo em Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), além de Cerrado Nativo e pastagem de baixa produtividade. O experimento foi conduzido na Embrapa Cerrados, Planaltina-DF, em Latossolo Vermelho. O experimento foi conduzido do período de fevereiro de 2012 a abril de 2014, acompanhando a transição de lavoura para pecuária, iniciada em março de 2012, depois da colheita da soja, com a semeadura de *Brachiaria brizantha* cv. Piatã em consórcio com sorgo, e o capim permanecendo durante todo o experimento. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com três repetições. Os tratamentos foram: área cultivada intercalada com renques de *Eucalyptus urograndis*, com espaçamento de 2 x 2 m entre plantas e 22 m entre renques; e área cultivada a pleno sol, sem a presença de espécies arbóreas, além das testemunhas: uma área em Cerrado nativo e, uma área de pastagem de baixa produtividade. A emissão de N₂O foi avaliada utilizando-se câmaras estáticas fechadas e as análises realizadas por cromatografia gasosa. As emissões de N₂O foram caracterizadas por fluxos abaixo de 20 µg N m⁻² h⁻¹, sendo que aproximadamente 20% dos dados coletados apresentaram valores negativos. O sistema de iLP resultou na maior emissão acumulada, com 2,86 kg N ha⁻¹, enquanto o sistema de iLPF e a pastagem de baixa produtividade resultaram em emissões de 2,05 kg N ha⁻¹ e 0,41 kg N ha⁻¹, respectivamente. O Cerrado Nativo resultou em balanço final negativo, com -0,05 kg N ha⁻¹. O EPSA foi o fator que melhor explicou as emissões de N₂O e os maiores fluxos no solo foram observados após a aplicação de fertilizante nitrogenado.

Palavras-chave: óxido nitroso, integração lavoura-pecuária-floresta, Cerrado, gases do efeito estufa, mudanças climáticas

ABSTRACT

The N₂O, among greenhouse gases, is the one that has greater importance for the agricultural sector due to its emissions are related to the dynamics of soil nitrogen (N). The use of agricultural-conservation practices, such as Crop-Livestock-Forest Integration (iLPF), can influence this gas emissions, interfering in the greenhouse gases global balance. The objective of this study was to evaluate the N₂O emissions from pasture in Crop-Livestock Integration (iLP) and Crop-Livestock-Forest Integration (iLPF), in addition to native Cerrado and low productivity pasture. The experiment was conducted at Embrapa Cerrado, Planaltina-DF, in Red Latosol. The experiment was conducted in the period from February 2012 to April 2014, following the transition to livestock from crop, which began in March 2012, with the sowing of *B. brizantha* cv. Piatã, intercropped with sorghum, and the grass remaining throughout the experiment. The experimental design was a randomized block with three replications. The treatments were: cultivated area interspersed with rows of *Eucalyptus urograndis*, spaced 2 x 2 m between plants and 22 m between rows; and area cultivated in full sun, with no presence of tree species, in addition to controls: a native Cerrado and a low productivity pasture. The emission of N₂O was evaluated using closed static chambers. N₂O emissions were characterized by flow below 20 µg N m⁻² h⁻¹, with approximately 20% of the data collected showing negative values. The iLP system had the highest cumulative emission with 2,859 kg N ha⁻¹, while the iLPF system and the low productivity pasture obtained emissions 2,047 kg N ha⁻¹ and 0,41 kg N ha⁻¹, respectively. The native Cerrado showed a negative balance, with -0,047 g N ha⁻¹. The EPSA was the factor that best explained N₂O emissions, but the biggest flows were observed after application of nitrogen fertilizer.

Keywords: crop-livestock-forest integration, Cerrado, nitrous oxide, greenhouse effect gases

5.1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas, em grande parte causadas por atividades antrópicas, podem afetar a produção agrícola, tanto nos grandes quanto nos pequenos empreendimentos rurais. As consequências recentes dessas mudanças, como maior período de secas e veranicos, e chuvas intensas, já representam prejuízos para toda a sociedade. O aquecimento global devido à emissão de gases do efeito estufa (GEEs) tem sido um agravante dessas mudanças, por elevar a temperatura do planeta e modificar a dinâmica da atmosfera (Ussiri & Lal, 2013).

O óxido nitroso (N_2O) é considerado um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa do planeta, apesar de sua baixa concentração na atmosfera. É considerado um gás muito ativo no processo devido a sua alta capacidade de absorver radiação infravermelha e sua alta estabilidade na atmosfera, contribuindo com aproximadamente 6% do potencial radiativo dos GEEs, e possui meia-vida de 120 anos (WMO, 2012). Sua concentração na atmosfera tem aumentado nas últimas décadas, alcançando $324,2 \pm 0,1$ ppb em 2011 (WMO, 2012) e este processo é atribuído a um aumento das emissões antropogênicas por maiores quantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados na agricultura, conversão de áreas de floresta para agricultura, aumento das queimadas, intensificação da pecuária, etc. (Smith et al., 2010; Bustamante et al., 2012).

Com 204 milhões de hectares, sendo 39,5% desse total já alterado para o uso agropecuário, o Cerrado pode ocupar um papel de destaque nas emissões de GEEs. Além disso, o aumento da produção agropecuária promovido pela aplicação de novas tecnologias aumentou a expansão dos cultivos em áreas do Cerrado, sem uma avaliação dos impactos causados pela adoção das mesmas, de forma que a contribuição para as emissões de N_2O do solo para atmosfera pode ser ainda maior.

Carvalho et al. (2006) e Cruvinel et al. (2011) observaram valores abaixo do limite de detecção ($0,5 \mu g N m^{-2} h^{-1}$) para fluxos de N_2O em latossolo do Cerrado do DF. Carvalho et al. (2013) observaram um terço dos valores obtidos abaixo de zero e Metay et al. (2007) também obtiveram valores muito baixos para fluxos de N_2O em latossolo do Cerrado de Goiânia-GO, em todos os sistemas agrícolas avaliados.

A adoção de sistemas conservacionistas interfere diretamente nas emissões de N_2O . A adoção de Plantio Direto (PD), por exemplo, apresenta resultados divergentes em relação aos fluxos de N_2O do solo. Carvalho et al. (2009) e Escobar et

al. (2010) observaram os maiores valores das emissões de N₂O em PD, enquanto Metay et al. (2007) e Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças nas emissões de N₂O entre PC e PD. A influência dos sistemas de manejo é dependente das condições de umidade, temperatura e aeração e o grau de influência desses fatores definirá a magnitude das emissões de N₂O (Liu et al., 2007).

O material vegetal de parte aérea e raízes depositado no solo, tanto em quantidade quanto qualidade (C\N, lignina\N, lignina, celulose, hemicelulose) é que determinará a magnitude dos efeitos desses sistemas de manejo do solo nas emissões de N₂O. Abdalla et al. (2014), ao compararem cultivo reduzido associado ao uso de plantas de cobertura com o sistema convencional concluíram que a eficiência do sistema de cultivo mínimo na mitigação de gases de efeito estufa (GEEs) depende essencialmente do “sequestro” de carbono pela planta de cobertura no sistema. Esta capacidade de absorver o CO₂ da atmosfera deverá compensar as maiores emissões de N₂O que predominam nesses sistemas, resultando em um balanço favorável à mitigação de GEEs.

A integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) pode ser um sistema com potencial de redução dessas emissões. A introdução do componente florestal pode aumentar a aeração e reduzir a presença de sítios anaeróbios no solo, diminuindo a intensidade da desnitrificação (Baggs & Philippto, 2010). E ainda, pode aumentar a diversidade biológica do agroecossistema tornando-o mais equilibrado, além de reduzir a produção e decomposição do material vegetal depositado no solo, conseqüentemente as emissões de N₂O. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as emissões de N₂O do solo em sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) e integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), além de pastagem de baixa produtividade e Cerrado Nativo.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área Experimental

O experimento foi conduzido na Embrapa Cerrados, em Planaltina, DF. O clima da região é Aw (classificação de Köppen) com 1.500 mm de precipitação pluvial anual concentrada nos meses de outubro a abril, e temperaturas médias mínimas e máximas de 16,7 °C e 28,3 °C, respectivamente. O solo é caracterizado como Latossolo Vermelho, com textura argilosa (Pulrolnik et al., 2010).

O experimento do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) foi

implantado em janeiro de 2009 em uma área anteriormente ocupada com pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu; *B. brizantha* consorciada com *Stylosanthes guianensis*; e *B. brizantha* consorciada com leucena.

No ano de 2007, de acordo com a análise do solo (Tabela 1), foram aplicados em cobertura na área, as doses de 2,0 t ha⁻¹ e 800 kg ha⁻¹ de calcário e gesso agrícola, respectivamente, sendo essas as últimas aplicações para a correção da acidez do solo.

Tabela 1. Características químicas do solo da área do experimento de iLPF nas camadas de 0 cm a 20 cm e 20 cm a 40 cm de profundidade.

Camada (cm)	pH (H ₂ O)	P mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Al -----cmolc dm ⁻³ -----	Ca	Mg	H+Al	T	V %	MO %
0-20	5,55	0,48	67,24	0,14	1,45	0,86	4,41	6,9	35,7	2,86
20-40	5,47	0,64	33,44	0,23	0,96	0,57	4,19	5,81	27,37	2,32

A partir de janeiro de 2009 foi iniciado o cultivo de uma cultura anual juntamente com a aplicação de adubação de plantio, em sistema plantio direto (SPD), conforme Tabela 2. Após a colheita da cultura, a área permaneceu em pousio, durante a estação seca, até o início do próximo ano agrícola.

O experimento para monitorar as emissões de N₂O foi implantado em fevereiro de 2012 e constou de parcelas de 1,4 ha, com delineamento de blocos ao acaso e três repetições e três câmaras por cada parcela. Os tratamentos foram: área cultivada intercalada com renques de *Eucalyptus urograndis*, com espaçamento de 2 x 2 m entre plantas e 22 m entre renques; e área cultivada a pleno sol, sem a presença de espécies arbóreas (Figura 1), além das referências: uma área de pastagem cultivada de baixa produtividade a partir de fevereiro de 2013 e uma área em Cerrado nativo durante os dois anos de avaliações.

Tabela 2. Culturas agrícolas cultivadas na área do experimento de 2009 a 2011.

Cultura	Data de semeadura	Adubação de plantio
Sorgo BRS 310	março/2009	350 kg/ha de NPK 8-20-15 e micronutrientes
Soja Baliza (RR)	dezembro/2009	400 kg de NPK 0-20-20
Soja BRS 850	novembro/2010	400 kg de NPK 0-20-20
Soja cult. Favorita	outubro/2011	1500 kg/ha de calcário e 400 kg de NPK 0-20-20

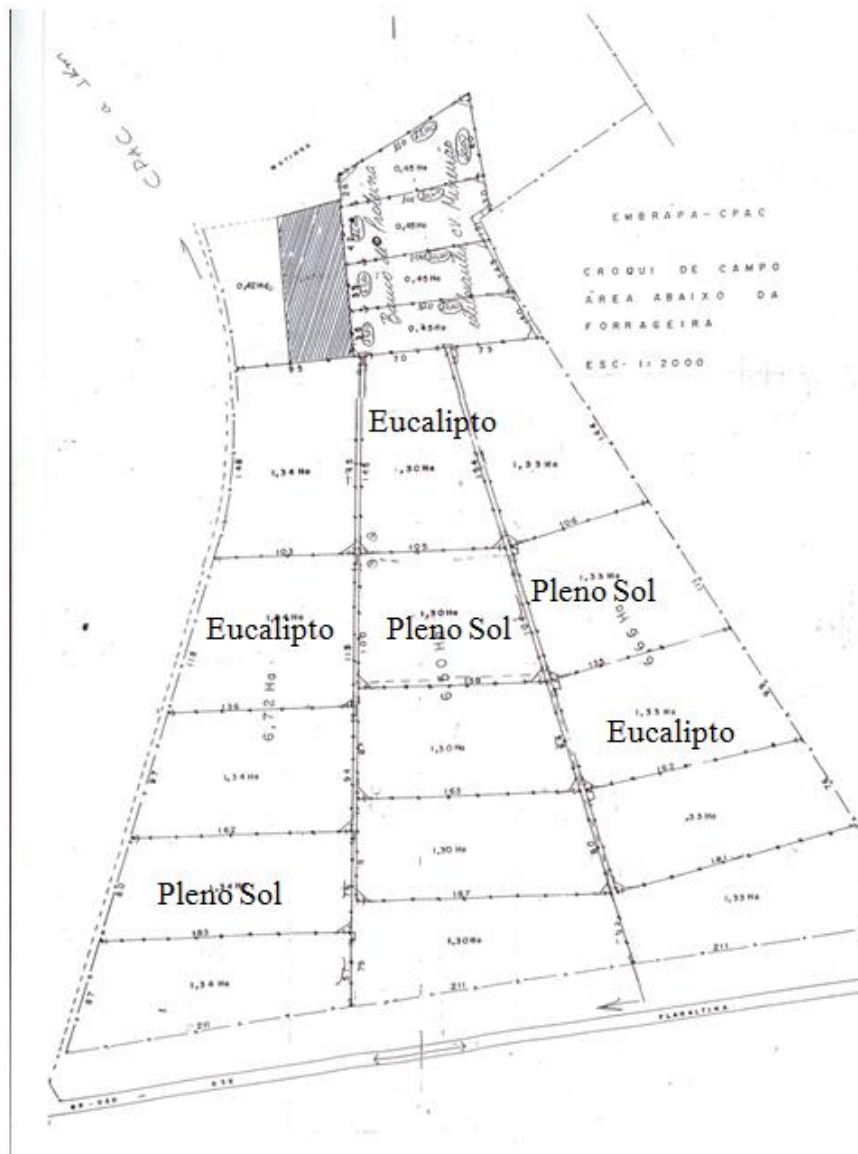


Figura 1. Croqui da área experimental com os sistemas integrados (iLP e iLPF).

Em março de 2012 a soja foi colhida, em seguida, iniciada a implantação de pastagem com o cultivo de sorgo granífero BRS 330, utilizando-se 8 kg ha^{-1} de sementes viáveis, em consórcio com *Brachiaria brizantha* cultivar BRS piatã, que resultou em 5 kg ha^{-1} de sementes puras viáveis. As sementes de capim foram misturadas a fórmula NPK 08-20-15 na dosagem de 350 kg ha^{-1} . Após a colheita do sorgo, a pastagem formada pelo capim Piatã se estabeleceu, desenvolvendo-se até a entrada de animais, no início da estação chuvosa, em outubro de 2012.

A área permaneceu com animais até o encerramento das coletas no experimento, em abril de 2014, com a última amostragem para análise de fluxo de N_2O no solo. Durante esse período, foram realizadas duas aplicações de nitrogênio em cobertura na pastagem: nos dias 12 e 13 de março de 2013, com a aplicação de 200 kg

ha⁻¹ de ureia; e no dia 24 de fevereiro de 2014, com 130 kg ha⁻¹ de ureia.

5.2.2 Amostragens e Análises do N₂O

Em cada parcela foram colocadas três câmaras estáticas, totalizando 24 câmaras no experimento de sistemas integrados (iLP e iLPF). As câmaras estáticas fechadas, compostas de uma base de metal retangular (38 x 68 cm), foram inseridas no solo até a profundidade de 5 cm. A parte exposta possui uma canaleta, na qual se insere uma tampa retangular, na forma de uma bandeja com largura e comprimento iguais aos da base, com uma cobertura metalizada para refletir os raios solares, e altura de 10,5 cm. Esta parte superior somente era acoplada na base metálica nos eventos de amostragem. A vedação da tampa acoplada na base foi feita por meio de borracha isolante, e foram presas com o auxílio de presilhas de borracha. Sobre cada tampa retangular era fixada uma válvula, com abertura para acessar o conteúdo da câmara fechada, permitindo a retirada dos gases no momento da amostragem.

Nas parcelas com *E. urograndis*, as câmaras foram colocadas paralelamente às linhas de cultivo, sendo que a primeira e terceira câmara permaneceram exatamente à distância de três metros do renque de árvores e a segunda câmara localizada ao centro do espaçamento. Nas parcelas a pleno sol, as câmaras foram colocadas próximas ao centro da parcela, cada uma seguindo o alinhamento das câmaras colocadas na área com árvores, respeitando a distância entre elas. Para evitar o pisoteamento da área ao redor das câmaras, sua localização era modificada a intervalos de aproximadamente 3 meses, mantendo a mesma a distância entre as câmaras.

As amostragens de gases foram realizadas utilizando-se seringas e inicialmente, bombas de vácuo manuais. Posteriormente, as bombas de vácuo foram substituídas por um compressor de ar com controle de pressão. As amostras coletadas foram colocadas em frascos de vidro (*vials*) lacrados com rolhas de borracha butírica vedadas totalmente. Com a bomba de vácuo ou compressor de ar, garante-se que todos os frascos sejam evacuados no momento da amostragem com uma pressão negativa (sucção) de 80 kPa. Pela válvula de três vias, localizada na tampa da câmara, foram coletados 30 ml de ar do interior da câmara e imediatamente transferidos para os frascos. Ao todo, foram realizadas 80 amostragens de ar por evento de amostragem, sempre no horário da manhã (entre 8 e 10 h), sendo que oito são coletadas da atmosfera, fora das câmaras fechadas, para servir de referência, 24 amostras retiradas no momento do fechamento das câmaras (tempo zero), definindo a concentração inicial de N₂O do ar, aos 15 minutos e aos 30

minutos depois do fechamento das câmaras. Após a coleta, aos 30 minutos do fechamento das câmaras, as mesmas são reabertas.

As amostragens de gases foram realizadas, em média, três dias consecutivos na semana durante a estação chuvosa, semanalmente durante veranicos na estação chuvosa e quinzenalmente durante a estação seca. Na estação chuvosa, a amostragem era feita nos dias seguintes a eventos de chuva que houve pluviosidade intensa, que eleva o teor de água no solo, eventualmente eram feitas amostragens por até quatro dias consecutivos. Em cada amostragem de gás, era realizada a medição da temperatura da câmara no seu fechamento, aos 15 minutos e na abertura, 30 minutos depois. Em cada amostragem de gás, era medida a temperatura do solo no momento em que se determinava a temperatura da câmara com termômetros digitais.

As análises das concentrações de N₂O foram realizadas no Laboratório de Cromatografia Gasosa da Embrapa Cerrados, utilizando-se um cromatógrafo gasoso (ThermoTraceGC) equipado com uma coluna empacotada com Porapak Q e um detector de captura de elétrons. O resultado da análise de cada amostra era obtido integrando a área de um gráfico, que variava de acordo com a concentração de N₂O. Antes de cada conjunto de análises, eram injetadas algumas amostras com concentrações conhecidas de N₂O, que serviam como padrões para o cálculo da concentração de N₂O em cada amostra. Os padrões utilizados são: 200 ppb, 600 ppb, 1000ppb e 1500 ppb de N₂O.

Os fluxos de N₂O (FN₂O) consistem na diferença entre as concentrações de cada amostra dos tratamentos e a concentração das amostras do ar. Inicialmente era feita a regressão linear entre as concentrações dos padrões e as suas respectivas áreas, encontrando-se um fator de transformação da leitura das amostras. Realizada a conversão, os fluxos foram calculados pela equação:

$$FN_2O = \delta C / \delta t (V/A) M/V_m;$$

Onde $\delta C / \delta t$ é a mudança de concentração de N₂O na câmara no intervalo de incubação; V e A são respectivamente o volume da câmara e a área de solo coberta pela câmara; M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molecular na temperatura de amostragem. Os fluxos foram calculados individualmente para os tempos 0, 15 e 30 min, obtidos em $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e corrigidos de acordo com Conen e Smith (2000), para compensar o efeito da câmara sobre a concentração no solo. Posteriormente, foi

determinada a inclinação da reta da regressão linear, através da função INCLINAÇÃO do aplicativo Microsoft Excel®, utilizando os fluxos de N₂O em 0, 15 e 30 min, que expressa as emissões.

5.2.3 Amostragens e Análises de Solo

Além de amostras de gases, durante a realização do estudo também foram realizadas amostragens de solo em cada uma das coletas dos fluxos de N₂O, para determinar o teor gravimétrico de água e a concentração de formas minerais de nitrogênio no solo (N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺). O processo de amostragem consistiu na retirada de três amostras deformadas simples em cada parcela, nas profundidades de 0-5 cm e de 5-10 cm, com o auxílio de um trado holandês, sendo então misturadas e homogeneizadas, resultando em uma amostra composta por tratamento. As amostras de solo foram coletadas a cada amostragem de N₂O e foram realizadas no período da manhã, entre 8:00 e 10:00 h. As amostras coletadas eram posteriormente colocadas em latas metálicas, para a determinação de umidade do solo, e outra parte acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e transportadas em caixa de isopor com gelo até o Laboratório de Solos da Embrapa Cerrados.

Para determinação do teor gravimétrico de água no solo, as latas contendo as amostras de solo foram levadas para a estufa e mantidas a 105° C por 72 horas, quando então foram pesadas e determinada a umidade do solo. A partir dos valores de umidade, foi calculado o Espaço Poroso Saturado com Água (EPSA %) pela seguinte fórmula:

$$\text{EPSA}(\%) = (\text{umidade gravimétrica}(\%) \times \text{densidade do solo}) / \text{porosidade total do solo} \times 100;$$

Onde: porosidade total do solo = [1-(densidade do solo/2,65)], com 2,65 [g cm⁻³] sendo a densidade das partículas assumida do solo.

O nitrogênio mineral do solo nas formas de nitrato (N-NO₃⁻) e amônio (N-NH₄⁺) foi analisado por destilação por arraste de vapores (Embrapa, 1997). As amostras de solo foram colocadas em potes com solução extratora de KCl 1M, com cerca de 10 g de solo, permanecendo em repouso por, pelo menos, 18 horas. Na preparação da amostra foi necessária a determinação do teor de umidade da amostra. Uma alíquota de amostra de solo foi seca em estufa a 105° C durante 72 h para a determinação da

concentração de N-NO_3^- e N-NH_4^+ . Foi pipetada uma alíquota de 10 ml da solução, colocada em tubos de ensaio para destilação. Para a determinação de N-NH_4^+ foram adicionados ao tubo de ensaio cerca de 0,25 g de óxido de magnésio e feita a destilação da amostra em destilador de arraste de vapores. O condensado foi coletado em erlenmeyer de 50 ml, contendo 10 ml de solução indicadora de ácido bórico a 2%. O volume do condensado no erlenmeyer de ácido bórico deve atingir 30 ml (mais ou menos 3 minutos de destilação). Para determinação de N-NO_3^- foi utilizada a mesma alíquota de 10 ml destilada anteriormente. A essa quantidade de extrato foi adicionada 0,25 g de liga de Devarda, que consiste em uma liga metálica composta por alumínio (45%), cobre (50%) e zinco (5%), e feita novamente a destilação dessa solução em destilador de arraste de vapores, em novo erlenmeyer com ácido bórico, até que o volume do condensado nesse recipiente atinja 30 ml. O condensado obtido na destilação foi titulado com solução de H_2SO_4 0,005 M, por meio de restituição de ácido bórico utilizado na formação de borato de amônio, composto que confere a cor verde-azulada à solução condensada.

5.2.4 Análises Estatísticas dos Dados

Foi realizada a análise descritiva dos dados de fluxos de N_2O e das covariáveis de solo e clima. As emissões acumuladas foram estimadas plotando-se os valores médios dos fluxos de N_2O e a escala de tempo em um gráfico e calculando-se a área resultante sob a curva, por integração, utilizando-se o software Sigmaplot® Versão 10 (Systat Software Inc., Chicago, USA, 2007). As emissões acumuladas foram separadas em 03 períodos com 07 intervalos: estação seca, que compreendeu os intervalos de maio a setembro de 2012 e 2013, respectivamente; estação chuvosa, em que não houve aplicação de fertilizante nitrogenado, compreendendo os períodos de outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e de outubro de 2013 a fevereiro de 2014; e estação chuvosa, na qual houve a aplicação de fertilizante, compreendendo os períodos de fevereiro a maio de 2012 e 2013, respectivamente, e fevereiro a abril de 2014.

Os dados resultantes foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas utilizando-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) que permitiu comparar os tratamentos distribuídos em delineamento experimental de blocos ao acaso (iLP e iLPF) e as referências (pastagem de baixa produtividade e Cerrado) que não possuem delineamento experimental. Foi aplicada a Correlação de Pearson e

Regressão Linear Múltipla para relacionar as emissões acumuladas de N₂O e os atributos microbiológicos.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Fluxos de N₂O no solo

5.3.1.1 Variação temporal dos fluxos de N₂O no solo

A variação temporal de N₂O, durante os dois anos de monitoramento, foi caracterizada por fluxos abaixo de 20 µg N m⁻² h⁻¹ na maioria das amostragens, interrompidos por períodos de emissões mais altas (picos), com fluxos superiores a 40 µg N m⁻² h⁻¹ no solo em iLP e iLPF no primeiro ano de estudo, (Figura 2) e superiores 150 µg N m⁻² h⁻¹ em iLP e iLPF no segundo ano (Figura 3), com predomínio desses picos na estação chuvosa. Durante a estação seca, os fluxos de N₂O foram, na maioria das vezes, inferiores a 10 µg N m⁻² h⁻¹, ocorrendo com frequência fluxos muito próximos a 0 µg N m⁻² h⁻¹, e esses valores foram observados nos sistemas integrados (iLP e iLPF) e Cerrado.

As áreas com Cerrado Nativo e pastagem de baixa produtividade apresentaram os valores mais baixos das emissões de N₂O no solo. Esses resultados corroboram com os observados por Cruvinel et al. (2011), que observaram valores entre -0,6 a 0,5 µg N m⁻² h⁻¹, e Carvalho et al. (2006), que observaram muitos valores abaixo do limite de detecção (0,5 µg N m⁻² h⁻¹). Esses menores valores podem ser atribuídos aos atributos dos latossolos de Cerrado, que, em geral, são bem drenados, com relativa limitação em N, apresentam baixas taxas de nitrificação e só raramente a produção de NO₃⁻ excede a demanda dos microrganismos e raízes (Nardoto e Bustamante, 2003). Além disso, a drenagem elevada desses solos aumenta a quantidade de poros preenchidos com ar, de forma a reduzir a presença de sítios anaeróbios, fator chave para as emissões de N₂O por desnitrificação (Baggs & Philippot, 2010).

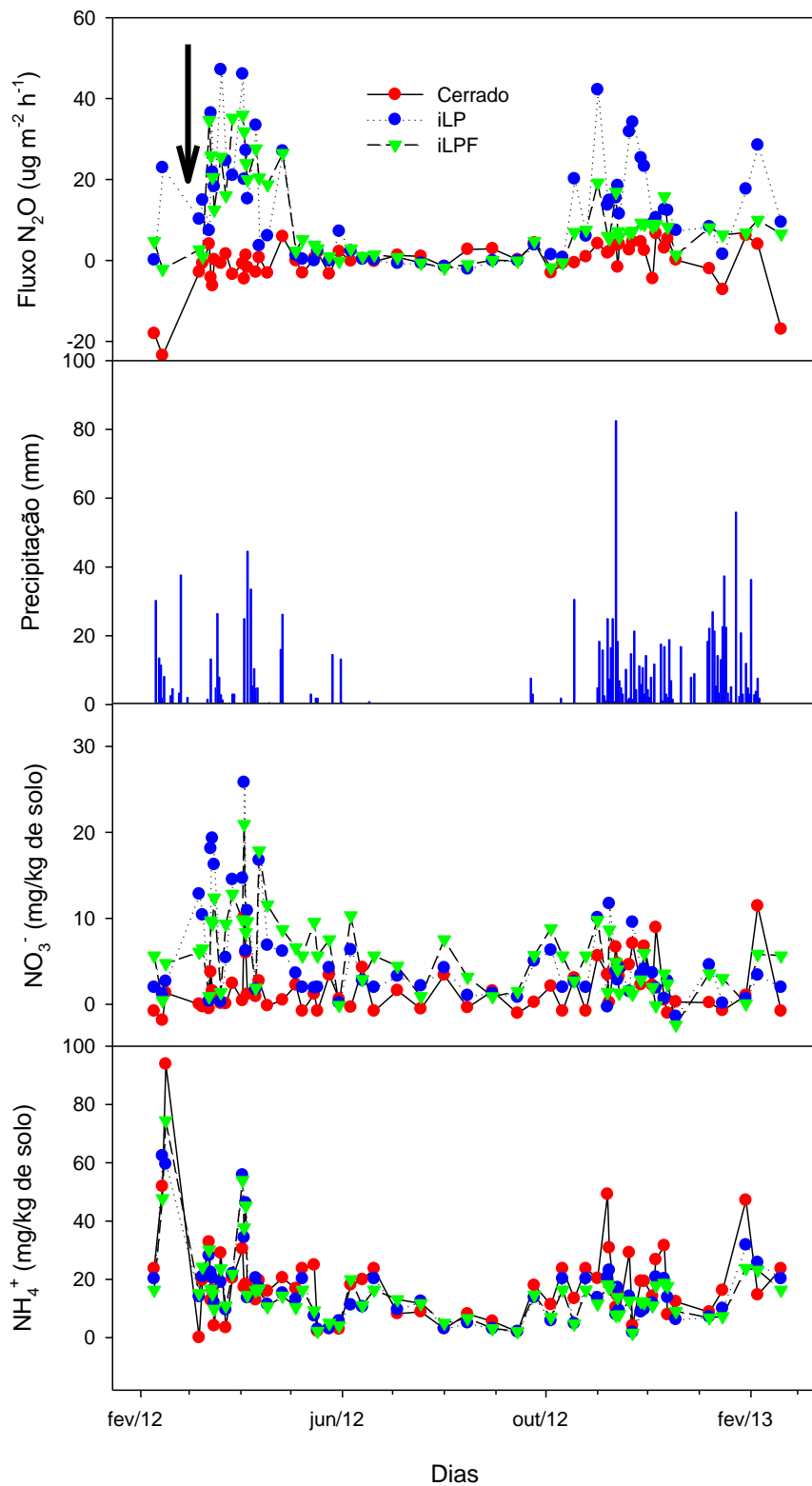


Figura 2. Fluxo médio diário de N_2O no solo, precipitação diária acumulada, concentração de Nitrato ($N-NO_3^-$) e Amônio ($N-NH_4^+$) durante o período de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2013. A seta indica o período de aplicação de N.

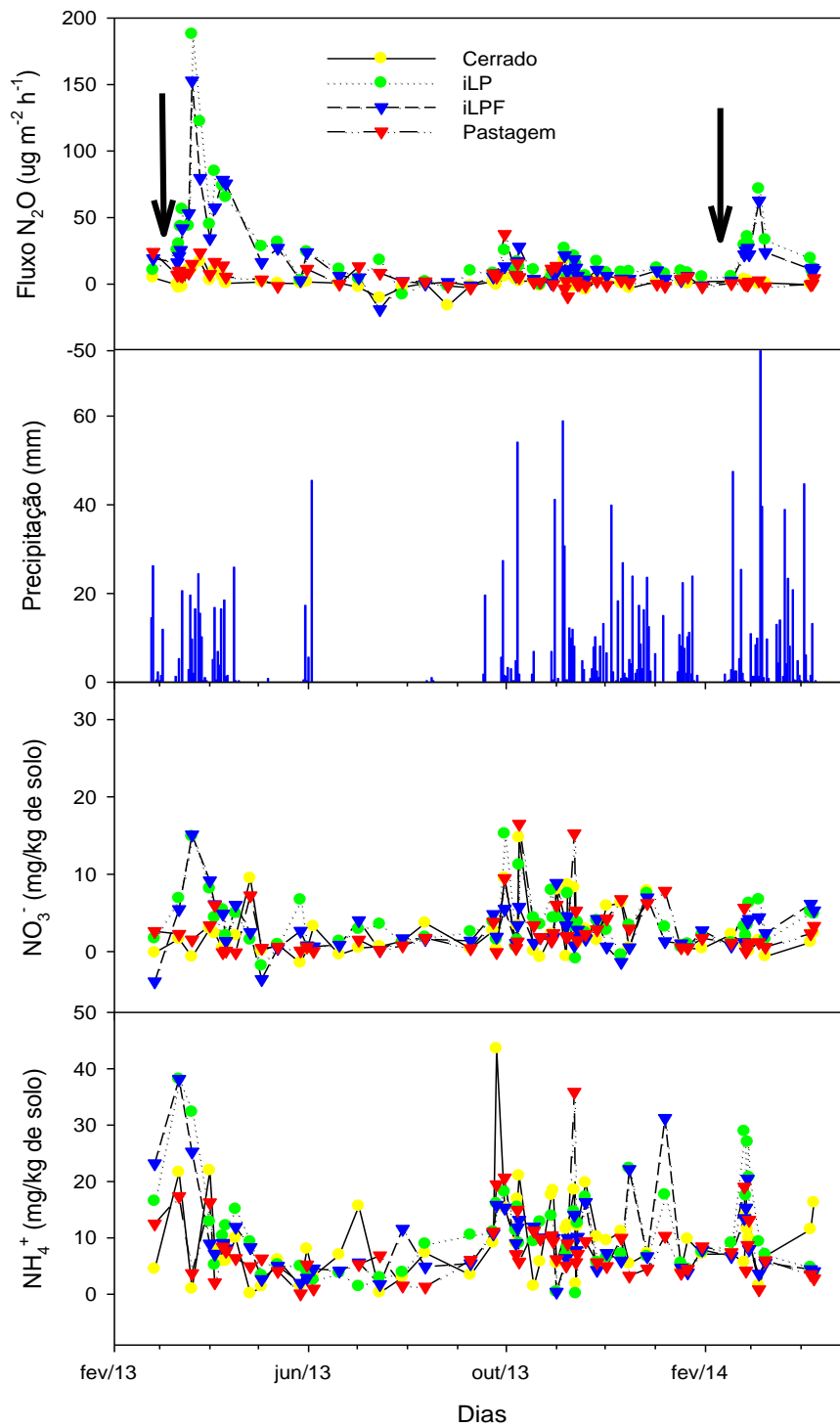


Figura 3. Fluxo médio diário de N_2O no solo, precipitação diária acumulada, concentração de Nitrato ($N-NO_3^-$) e Amônio ($N-NH_4^+$) durante o período de fevereiro de 2013 a abril de 2014. As setas indicam os períodos de aplicação de N em cobertura.

Aproximadamente 20% dos dados de fluxos de N_2O no solo coletados foram negativos, sendo 54% dos valores negativos obtidos em solo de Cerrado Nativo. Esses

resultados corroboram com os observados por Carvalho et al. (2013) que observaram 34% dos dados negativos, sendo que 34% desses valores também foram observados em solo de Cerrado Nativo.

Chapuis-Lardy et al. (2007), realizando uma revisão sobre os trabalhos de vários autores, afirmam que o solo pode ser uma fonte de consumo de N_2O . Os autores destacam que, algumas vezes, baixos teores de N mineral e altos valores de umidade podem favorecer o consumo de N_2O , sendo que esses fatores colocam a desnitrificação como o principal processo responsável, reduzindo o N_2O para N_2 . No entanto, também relatam que bactérias nitrificantes consomem o N_2O na desnitrificação realizadas por nitrificantes, um dos processos de produção de N_2 no solo. A contribuição de vários processos poderia explicar a ampla gama de condições encontradas que permitem o consumo de N_2O , variando de baixas a altas temperaturas, de solos secos a úmidos, de parcelas fertilizadas a não fertilizadas (Chapuis-Lardy et al., 2007). No presente trabalho, esses dados predominam em solo de Cerrado Nativo.

Hickman et al. (2014) ressaltam que as baixas emissões de N_2O em solo sob vegetação nativa podem estar associadas ao baixo pH encontrado nas regiões secas de savanas tropicais, já que a desnitrificação tende a decrescer com o aumento da acidez do solo. Cuhel et al. (2010) observaram que a atividade da desnitrificação em pH ácido foi 3 vezes menor que a observada em pH alcalino. Os autores também notaram que proporção $N_2O:N_2$ obtida em solos ácidos foi maior do que em solo alcalino. Em condições extremas de falta de oxigênio, associado à severa limitação de substrato de carbono, a desnitrificação começa imediatamente e as bactérias desnitrificantes tendem a utilizar mais o proteoma existente necessário à desnitrificação do que sintetizar novas enzimas. Dessa forma, formam mais subprodutos da desnitrificação, como o N_2O , em relação ao N_2 (Raut et al., 2012).

5.3.1.2 Influência dos fatores (co-variáveis) nos fluxos de N_2O no solo

Os valores absolutos das correlações desses fatores com os fluxos de N_2O no solo foram pequenos, não apresentando coeficientes com valores superiores a 0,45 (Tabela 3), mas foram altamente significativos, a exceção das emissões provenientes do Cerrado nativo. Além disso, todas as correlações foram positivas, reforçando a relação direta que essas co-variáveis apresentam com os fluxos de N_2O .

Desses fatores, o Espaço Poroso Saturado com Água (EPSA) foi o mais significativo. Geralmente, os altos fluxos ocorrem após períodos de ocorrência de precipitação (Dick et al., 2001, Ussiri & Lal, 2013). Neste estudo, o regime de chuvas se apresentou bem distribuído dentre as estações do ano, concentrando-se nos meses de outubro a abril (Figuras 2 e 3), sendo que as maiores lâminas de água ultrapassaram os 40 mm diários. A ocorrência de precipitação provocou a elevação das emissões de N₂O, sendo que as maiores frequências de picos ocorreram em períodos após precipitações e depois de aplicações de fertilizantes em cobertura.

Tabela 3. Coeficientes da correlação de Pearson representando a relação entre a emissão de N₂O e variáveis do solo e clima, para as estações avaliadas.

Variáveis	Total	Estação Seca	Estação Chuvosa c/N	Estação Chuvosa s/N
NO₃⁻ 0-5 cm	0,203***	0,074**	0,159***	0,086***
NO₃⁻ 5-10 cm	0,226***	0,050*	0,217***	0,052*
NH₄⁺ 0-5 cm	0,144***	0,109***	0,056*	0,069***
NH₄⁺ 5-10 cm	0,058***	0,124***	-0,029 ^{ns}	0,015 ^{ns}
EPSA 0-5 cm	0,336***	0,266***	0,412***	0,212***
EPSA 5-10 cm	0,277***	0,237***	0,313***	0,145***
Precipitação pluviométrica	0,073***	0,184***	0,070**	-0,003 ^{ns}

^{ns}Não significativo. ***, ** e *Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente.

Os principais processos bioquímicos que promovem a produção de N₂O no solo são a nitrificação e a desnitrificação (Davidson et al., 2000, Baggs & Phillippot, 2010). Esses processos são dinâmicos e vários fatores edafoclimáticos exercem influência sobre eles. A magnitude das emissões é dependente principalmente da disponibilidade de N no solo, mas outras variáveis, como a precipitação e umidade do solo, podem alterar essa dinâmica (Ussiri & Lal, 2013).

A precipitação pluviométrica influencia os fluxos de N₂O por alterar o conteúdo de água no solo. Vários trabalhos reportam aumento das emissões de N₂O após períodos de alta precipitação (Parkin & Kaspar, 2006; Jantalia et al. 2008; Ruser et al., 2006; Dick et al., 2001; Grover et al., 2012), resultando em elevação da quantidade de água no solo, atribuído ao aumento da atividade desnitrificante induzida pela redução da difusão de O₂ no solo (Dobbie et al., 1999; Ussiri & Lal, 2013).

Entretanto, neste estudo, a correlação dos fluxos de N₂O com a precipitação foi pequena, apesar de altamente significativa. Um evento de precipitação adiciona grande quantidade de água no solo em um curto intervalo de tempo, preenchendo os espaços vazios e, subsequentemente, gerando condições anaeróbias no solo, que estimularão as

bactérias desnitrificantes (Butterbach-Bahl et al., 2013). Após esse período, a água é perdida por infiltração e/ou evaporação, mas haverá produção de N₂O desencadeada pela umidade no solo. Como a difusibilidade do N₂O no solo é menor em solos com grande densidade de microporos (Eickenscheidt & Brumme, 2013), característica de solos argilosos, as maiores emissões serão registradas apenas depois de algumas horas após a precipitação (Dick et al., 2001).

Vários autores tem observado o consumo de N₂O sob condições secas de solo, resultando em uma rede de dreno de N₂O (Goldberg & Gebauer, 2009; Grover et al., 2012; Stewart et al., 2012). Embora os mecanismos básicos ainda não sejam claros, uma possível explicação é que as condições mais secas de solo melhoram a difusão do N₂O proveniente da atmosfera para dentro do solo, que está sob limitada disponibilidade de N inorgânico, e o N₂O atmosférico é reduzido para N₂ por bactérias desnitrificantes (Dijkstra et al., 2013).

Apesar disso, a maior correlação da precipitação pluviométrica com os fluxos de N₂O no solo ocorreu durante o período seco (Tabela 3), e esse resultado pode ser consequência do “efeito Birch” (Jarvis et al., 2007). Esse efeito acontece em eventos de secagem/reumedecimento, no qual o reumedecimento após longo período de seca promove altas taxas de decomposição vegetal e rápida mineralização no solo, declinando a intensidade com o tempo após o reumedecimento (Birch, 1964). Na região central do Brasil, é comum ocorrência de chuva durante um longo período de seca, que pode chegar até de 5 a 6 meses, promovendo uma intensa resposta na atividade da microbiota. A adição de água aumenta rapidamente a população de microrganismos no solo, além de reativar o metabolismo dos mesmos (Jarvis et al., 2007), podendo explicar esta relação entre precipitação pluviométrica e emissões de N₂O no solo no período de seca. Haren et al. (2005) verificaram, em uma floresta nos Estados Unidos, que as primeiras chuvas, depois de um período de seca, provocaram um pulso de N₂O que correspondeu a aproximadamente 25% do fluxo total de N₂O associado à estação seca e cerca de 1,3% ± 0,4% das emissões anuais de N₂O no local, perdurando por várias horas.

O mesmo efeito pode explicar os picos de N₂O no solo observados no início da estação chuvosa com valores superiores aos observados nos meses seguintes, apesar do menor teor de água do solo. O “efeito Birch” promove um pico de respiração do solo, estimulando a atividade microbiana que manteve-se inativa. Isso promove a aceleração dos processos bioquímicos no solo (Dick et al., 2001) e aumenta a concentração da

biomassa microbiana, reduzindo o carbono orgânico dissolvido (Pelster et al., 2011). Esse processo aumenta a concentração de C disponível e favorece as bactérias desnitrificantes que utilizam o nitrogênio como receptor de elétrons para oxidação do carbono e geração de energia (Ussiri & Lal, 2013). Ruser et al. (2006) obtiveram rápidas e altas respostas nos fluxos de N_2O após o reumedecimento do solo, alcançando, em determinados momentos, fluxos maiores do que os obtidos em resposta à aplicação de fertilizante nitrogenado. Pelster et al., (2011), avaliando cultivo de alfafa e soja em PD e PC, observaram os maiores picos de N_2O após eventos de reumedecimento do solo, além de observarem que os períodos com maiores emissões de N_2O no solo foram os que apresentaram eventos mais extremos e frequentes de secagem/reumedecimento.

O EPSA não alcançou 60% em momento algum durante toda a realização do experimento, mesmo nos picos de emissões ocorridos no período chuvoso e transição da seca para chuva. O EPSA é um fator limitante nas emissões de N_2O e autores citam que há um grande incremento nas emissões quando o seu valor ultrapassa 60%, onde a atividade das bactérias desnitrificantes no solo aumenta consideravelmente (Liu et al., 2007, Denmead et al., 2010).

Zhang et al., (2008) avaliando fluxos de N_2O em solo com pastagem nativa e cultivo em pousio, ao observarem respostas nesses fluxos com EPSA abaixo de 60%, afirmaram que, quando o EPSA permanece entre 20-70%, a emissão de N_2O é realizada predominantemente por bactérias nitrificantes. No presente trabalho, mesmo com valores abaixo de 60%, o EPSA apresentou a melhor correlação com o fluxo de N_2O .

A temperatura foi a co-variável que menos influenciou as emissões de N_2O este estudo. Houve pouca oscilação, ficando em torno de 25° C durante o período chuvoso, a temperatura foi mais baixa, com média de 22° C. Segundo Davidson et al. (2006), a temperatura exerce influência na magnitude dos fluxos de N_2O , mas só se torna limitante quando esta é muito baixa, interferindo diretamente nos processos bioquímicos e limitando a atividade da microbiota no solo.

Após a aplicação de nitrogênio em cobertura, foi observada a elevação dos fluxos de N_2O no solo dos sistemas iLP e iLPF. A primeira aplicação foi realizada nos dias 12 e 13 de março de 2013, sendo aplicados 200 kg ha⁻¹ de ureia, obtendo uma rápida resposta nos fluxos de N_2O . A segunda aplicação, realizada no dia 24 de fevereiro de 2014, sendo aplicados 130 kg ha⁻¹ de ureia, também resultou em uma resposta nos fluxos de N_2O (Figura 2), além de elevar os teores de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ no solo dos dois tratamentos. Além disso, as aplicações de N resultaram na melhor relação

entre os níveis de N-NO_3^- e N-NH_4^+ e os fluxos de N_2O no solo, apesar menor do que a observada com o EPSA (Tabela 3).

A aplicação de fertilizantes químicos no solo pode estimular a produção de N_2O via processos bioquímicos de nitrificação e desnitrificação, utilizando o N mineral (N^- e N-NH_4^+) como seu substrato (Baggs & Philippot, 2010, Davidson et al., 2000). Conseqüentemente, seguindo a aplicação de N via fertilizantes, tem sido frequentemente observado aumento nas taxas de desnitrificação e/ou fluxos de N_2O em campo e laboratório (Liu et al., 2007, Stehfest & Bouwman, 2006, Fuß et al., 2011). Além disso, a aplicação de N em cobertura na forma de ureia também favorece as emissões, já que, após a aplicação, a ureia é rapidamente hidrolisada dentro de 1 a 2 dias pela urease a íons de NH_4^+ , hidroxila (OH^-) e carbonato (CO_3^{2-}), resultando num alto pH e concentrações elevadas de NH_4^+ em volta do grânulo de uréia. Esse aumento temporário no pH do solo e produção de grande quantidade de NH_4^+ devido à rápida hidrólise de uréia abaixa a atividade de *Nitrobacter*, o gênero de bactéria responsável pela oxidação de NO_2^- a NO_3^- . Assim, ocorre acumulação de NO_2^- no solo em volta dos grânulos de fertilizantes, que é perdido como N_2O via nitrificação (Ussiri & Lal, 2013).

As emissões de N_2O podem estar positivamente correlacionadas com a disponibilidade inorgânica de N (Holtgrieve et al., 2006). Neste estudo, a variação total do nitrogênio mineral (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) de 0-10 cm de profundidade foi de 0 a 93 mg N kg^{-1} (Figuras 1 e 2). O teor médio de N-NH_4^+ (0 a 93 mg N kg^{-1}) foi geralmente mais elevado do que o teor de N-NO_3^- (0 a 25 mg N kg^{-1}). Além de o N-NH_4^+ apresentar média geral superior ao N-NO_3^- (11,8 mg N kg^{-1} contra 3,2 mg N kg^{-1}) e maior amplitude (desvio padrão de 12,5 mg N kg^{-1} contra 4,25 mg N kg^{-1}). Em níveis muito baixos de umidade do solo, a taxa de dissolução de fontes nitrogenadas se torna mais lenta, reduzindo a disponibilidade de NH_4^+ em solução (Cameron, 2013). Essa redução decresce a atividade de bactérias nitrificantes, principalmente *Nitrobacter*, que, conseqüentemente, diminuirá a concentração de NO_3^- disponível (Baggs & Philippot, 2010).

Os teores de N-NO_3^- apresentaram maior correlação com as emissões de N_2O do que os teores de N-NH_4^+ . Esse resultado pode ser explicado pelas propriedades físicas (porosidade, taxa de infiltração) dos latossolos de Cerrado. Enquanto a nitrificação promove a oxidação do N reduzido, geralmente NH_3 ou NH_4^+ , para NO_3^- sob condições aeróbias, a desnitrificação é o processo em que o N oxidado é reduzido novamente para N_2 sob condições anaeróbias (Signor & Cerri, 2013). Os solos de Cerrado são bastante

aerados, oferecendo condições para a nitrificação, de forma que as reações de transformação de NH_4^+ ocorrem com mais frequência. Quando a precipitação pluviométrica eleva o EPSA do solo acima de 60%, a desnitrificação se torna mais intensa, consumindo o NO_3^- presente no solo e promovendo emissões mais intensas de N_2O (Cameron et al., 2013).

5.3.2 Emissões Acumuladas de N_2O no solo

O sistema de iLP obteve emissão acumulada de N_2O no solo significativamente mais elevada ($P < 0,05$), com $2,859 \text{ kg N ha}^{-1}$, seguido do iLPF, com $2,047 \text{ kg N ha}^{-1}$, e a pastagem de baixa produtividade, com $0,412 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Tabelas 4, 5 e 6). O Cerrado Nativo apresentou balanço final negativo, com $-0,047 \text{ kg N ha}^{-1}$, devido ao grande número de valores negativos observados.

Foi observada diferença estatística entre as emissões acumuladas de todos os tratamentos do estudo (Tabela 6). O sistema de iLP e iLPF foram diferentes entre si a 5% de probabilidade, o mesmo sendo observado entre Cerrado Nativo e pastagem de baixa produtividade. Já as diferenças entre os outros tratamentos foram mais significativas ($P < 0,01$).

Esses resultados são semelhantes aos encontrados em outros trabalhos no Brasil. Jantalia et al., (2008) encontraram emissão acumulada variando entre $0,596$ a $0,984 \text{ kg N ha}^{-1}$ no período de um ano, em sistema de rotação milho-soja-trigo, no sul do Brasil e Salton et al. (2013) encontraram emissão acumulada de $0,523 \text{ kg N ha}^{-1}$ em sistema de Plantio Direto e $0,486 \text{ kg N ha}^{-1}$ em iLP no período de 5 meses, em área de Cerrado. Os valores são menores do que os observados em regiões de clima úmido e frio (Parkin & Kaspar, 2006; Drury et al., 2006; Ussiri & Lal 2009), mas semelhantes a outros biomas quentes e secos (Grover et al., 2012; Hickman et al., 2014).

Tabela 4. Emissão de N_2O acumulada em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade. Os dados representam as médias dos 7 intervalos de amostragem.

Sistema	Épocas						
	02 a 05/12	05 a 09/12	10/12 a 02/13	02 a 05/13	05 a 09/13	10/13 a 02/14	02 a 04/14
	----- kg N ha ⁻¹ -----						
Cerrado	-0,12 a	0,02 a	0,00 a	0,07 a	-0,07 a	0,04 a	0,01 a
Pastagem				0,02 a	0,18a	0,19 a	0,03 a
iLP	0,38 bc	0,03 c	0,47 b	0,99 a	0,35 bc	0,25 bc	0,37 bc
iLPF	0,32 b	0,02 b	0,26 b	0,84 a	0,19 b	0,15 b	0,27 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As comparações foram feitas entre épocas.

A emissão acumulada total mais elevada nas áreas de iLP podem ser devido à maior atividade biológica que ocorre nesse ambiente, que foi refletida nos teores de carbono da biomassa microbiana (CBM), descritos no capítulo anterior. Sistemas diversificados são importantes para repor e manter a matéria orgânica do solo (MOS) e proporcionar solos bem estruturados, que promovem maior diversidade de espécies de fungos micorrízicos arbusculares e de grupos da macrofauna invertebrada do solo (Marchão et al., 2009). Os invertebrados alteram as populações e a atividade de microrganismos responsáveis pelos processos de mineralização e humificação da MOS, além de alterarem a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas (Vilela et al., 2011). Além disso, áreas implantadas com sistemas de iLP produzem maior biomassa vegetal por estarem expostas à maior incidência solar e, conseqüentemente, maior fonte de energia para o crescimento e desenvolvimento das plantas (Alvarenga et al., 2010).

O sistema de iLPF é caracterizado pela presença de árvores entre a área cultivada, que provocam o sombreamento parcial dessas áreas, resultando em algumas limitações para a cultura, como a supressão física da serapilheira, competição por água e nutrientes e ainda a baixa disponibilidade lumínica (Oliveira et al., 2007). Além disso, o microclima é modificado pelas árvores, reduzindo a velocidade dos ventos, regime de temperatura ameno com maior umidade, mais baixas taxas de evapotranspiração e maiores níveis de umidade no solo, comparado com áreas cultivadas sob céu aberto (Lin et al., 2001).

Stieven et al. (2014) observou redução da biomassa microbiana no solo em plantios de eucalipto durante a estação chuvosa. Eles descrevem que essas mudanças podem ser causadas pelo sombreamento do eucalipto no sistema de iLPF, que resulta em menor crescimento vegetal das culturas implantadas, com plantas menores e mais frágeis. A menor biomassa vegetal produzida resulta em menor deposição de resíduos vegetais e, conseqüentemente, em menor atividade biológica no solo (Stieven et al., 2014). Como as emissões de N₂O são resultado da atividade de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes no solo, a redução na atividade biológica terá como conseqüência a diminuição da intensidade dos processos bioquímicos, refletindo nas emissões, que serão menores (Signor & Cerri, 2013).

Tabela 5. Médias e medianas das emissões de N₂O acumulada em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade. Os dados representam as médias dos 7 intervalos de amostragem.

	Total		fev a mai/12		mai a set/12		out/12 a fev/13		fev a mai/13		mai a set/13		out/13 a fev/14		fev a abr/14	
	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn	Méd	Mdn
Cerrado	-0,047	-0,047	-0,11	-0,12	-0,03	0,02	0,01	0	0,06	0,07	0,09	-0,08	0,05	0,04	0,01	0,01
Pastagem	0,412	0,412	-	-	-	-		0,02	0,13	0,18	0,17	0,19	0,05	0,03	-0,01	0
iLP	2,859	2,909	0,39	0,27	0,06	0,48	0,47	0,28	1,03	0,37	0,24	0,18	0,31	0,21	0,36	0
iLPF	2,047	2,192	0,32	0,27	0,04	0,5	0,27	0,42	0,86	0,18	0,09	0,35	0,20	0,13	0,62	0,18

Tabela 6. Valores P do teste de Kruskal-Wallis das emissões de N₂O acumulada em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade. Os dados representam as médias dos 7 intervalos de amostragem.

Total		Valor P	fev a mai/12		Valor P	mai a set/12		Valor P
Cerrado	Pastagem	4,4172**	Cerrado	Pastagem	6,2308**	Cerrado	Pastagem	0,6923 ^{ns}
	iLP	35,8352***		iLP			6,2308**	
	iLPF	29,5801***		iLPF			6,2308**	
Pastagem	iLP	16,4083***	Pastagem	iLP	0,3294 ^{ns}	Pastagem	iLP	1,0312 ^{ns}
	iLPF	10,2481***		iLPF			0,3294 ^{ns}	
	iLP	4,0902**		iLP			0,3294 ^{ns}	
out/12 a fev/13		Valor P	fev a mai/13		Valor P	mai a set/13		Valor P
Cerrado	Pastagem	0,4286 ^{ns}	Cerrado	Pastagem	1,1905 ^{ns}	Cerrado	Pastagem	3,8571**
	iLP	6,2308**		iLP	6,2308**		iLP	5,3419**
	iLPF	4,5214**		iLPF	6,2308**		iLPF	6,2308**
Pastagem	iLP	6,2308**	Pastagem	iLP	6,2308**	Pastagem	iLP	1,4444 ^{ns}
	iLPF	3,7692*		iLPF	6,2308**		iLPF	0,0769 ^{ns}
	iLP	3,2768*		iLP	0,8946 ^{ns}		iLP	2,9649*
out/13 a fev/14		Valor P	fev a abr/14		Valor P			
Cerrado	Pastagem	0,0476 ^{ns}	Cerrado	Pastagem	3,8571**			
	iLP	6,2308**		iLP	6,2308**			
	iLPF	1,9231 ^{ns}		iLPF	6,2308**			
Pastagem	iLP	6,2308**	Pastagem	iLP	6,2308**			
	iLPF	2,4701 ^{ns}		iLPF	6,2308**			
	iLP	1,2183 ^{ns}		iLP	0,0955 ^{ns}			

^{ns}Não significativo. ***, ** e *Significativo a 1, 5, and 10% de probabilidade, respectivamente.

Allen et al. (2009), em experimento com reflorestamento de eucalipto com várias idades e pastagem cultivada sob pastejo intenso na Austrália, observaram que, geralmente, as emissões de N_2O são menores sob as árvores em relação à pastagem. Entretanto, durante o estabelecimento das plantas até a fase de fechamento do dossel (2-3 anos), o solo sob as árvores apresentou emissões de N_2O mais elevadas do que as áreas de pastagem adjacentes, e essa tendência se inverteu nos ciclos de rotação média e tardia (5-23 anos), onde as emissões sob as árvores foram menores que as pastagens adjacentes. Os autores também relatam que uma parte da redução das emissões sob as árvores pode ser consequência da composição da comunidade de plantas e sua interação com o tipo de solo, já que algumas plantas podem ter efeitos supressores sobre as comunidades microbianas do solo, e compostos derivados de plantas que inibem a nitrificação já foram identificados (Niklaus et al., 2006).

A emissão acumulada no Cerrado Nativo apresentou balanço negativo, consumindo mais N_2O do que a quantidade emitida (Tabela 4). Esse resultado é consequência da alta frequência de fluxos negativos coletados, corroborando com outros resultados obtidos na literatura. Grover et al. (2012), em experimento na savana australiana, obteve emissão acumulada negativa na mata nativa e em pastagem cultivada de baixa produtividade durante a estação seca, atribuindo esses valores a sistemas que apresentam baixa umidade e baixa disponibilidade de N, quando bastante ar pode difundir pelos macro e microporos do solo, permitindo que os microrganismos supram suas necessidades por N usando o N_2O gasoso do ar como fonte. Carvalho et al., (2014) citam que as baixas emissões de N_2O do solo sob a região do Cerrado estão associadas aos baixos teores de N mineral e à rápida drenagem da água no solo, não oferecendo condições propícias para alta emissão de N_2O .

Não foi observada variação nas emissões acumuladas nas áreas de Cerrado Nativo e pastagem degradada durante todo o período estudado (Tabela 4). O Cerrado Nativo é um ecossistema em equilíbrio, de forma que não há fortes alterações nas características do solo com o passar do tempo, mesmo durante a estação seca, onde há redução da disponibilidade de água causada pela ausência das chuvas. Além disso, juntamente com a área de pastagem degradada, o ambiente sofre pouca perturbação, não ocorrendo eventos que alterem as condições de solo, refletindo em um comportamento equilibrado da biota do solo.

Os maiores valores acumulados observados nas áreas de iLP e iLPF foram resultantes dos períodos que receberam a aplicação de fertilizantes nitrogenados,

apresentando diferenças significativas em relação aos outros períodos (Tabela 4). A aplicação de fertilizantes aumenta a disponibilidade de N para a microbiota do solo, que é o substrato para os processos bioquímicos de produção de N₂O no solo, sendo a principal fonte do gás em sistemas agrícolas (Bouwman et al., 2010).

Devido à baixa fertilidade natural presente na região do Cerrado, a aplicação nitrogenada resultou em alta resposta nas emissões de N₂O, com mais de 50% das emissões observadas durante todo o experimento sendo obtidas no período da aplicação dos fertilizantes. Esse resultado corrobora com Hickman et al. (2014), em experimento testando várias doses de fertilizantes nitrogenados na África, os autores observaram que mais de 60% das emissões ocorreram nas três semanas seguintes à aplicação de fertilizante e os fluxos não responderam à adubação de cobertura até a ocorrência de precipitação, evidenciando a necessidade da presença de umidade para a ocorrência de emissão de N₂O.

Geralmente, a resposta das aplicações de N são de curta duração, ocorrendo as maiores emissões de N₂O na primeira ou segunda semana após a aplicação de N, e o efeito podendo desaparecer em aproximadamente dois meses (Signor et al., 2013), resultando em emissões similares entre os tratamentos após esse período.

5.3.3 Correlação dos atributos microbiológicos com as emissões de N₂O

As análises de correlação de Pearson entre as emissões acumuladas de N₂O e os atributos microbiológicos do solo (CBM, NBM, respiração basal, Corg, Ntotal e qMic) são apresentadas para os tratamentos iLP e iLPF na Tabela 7 e regressão linear múltipla entre esses fatores na Tabela 8. Dentre os atributos avaliados, apenas o CBM e a RB apresentaram correlação significativa com as emissões de N₂O, sendo que CBM mostrou correlação positiva e a RB, correlação negativa. Na avaliação de regressão linear múltipla, apenas a RB resultou em uma relação significativa com as emissões de N₂O.

Tabela 7. Correlação linear entre emissão de N₂O e atributos microbiológicos em solo de Cerrado, em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), Cerrado Nativo e Pastagem de baixa produtividade.

	CBM	NBM	RB	COrg	NTotal	qMic
N ₂ O	0,453*	0,249	-0,474*	0,006	-0,218	0,390

*Significativo a 5% de probabilidade.

A RB é um processo biológico que resulta na liberação de CO₂ por microrganismos e partes de plantas no solo, tornando-se mais intensa em condições de maior concentração de O₂ no solo (Moreira & Siqueira, 2006). Nesse estudo, os maiores valores de RB ocorreram na estação seca, época em que foram observados os menores valores de umidade no solo apresentados no capítulo anterior. Nessas condições, os macroporos do solo estão predominantemente preenchidos com ar, facilitando, assim, a difusão de O₂, e os microporos estão parcialmente preenchidos com água, promovendo a difusão de substratos solúveis (Luo & Zhou, 2006). Por outro lado, as emissões de N₂O são estimuladas principalmente pelo aumento da disponibilidade de água no solo, já que o principal processo para a produção de N₂O no solo é a desnitrificação (Baggs & Phillipot, 2010), justificando a relação negativa obtida entre RB e emissão de N₂O.

Tabela 8. Coeficientes estimados, teste t e intervalo de confiança da regressão linear múltipla entre os atributos microbiológicos e as emissões de N₂O.

Variáveis	Coeficiente Não Padronizado		Coeficiente Padronizado			Intervalo de confiança para B de 95.0%	
	B	Desvio Padrão	Beta	t	Sig.	Limite Inferior	Limite Superior
CBM	0,806	3,566	0,288	0,226	0,824	-6,719	8,330
NBM	-2,401	4,422	-0,119	-0,543	0,594	-11,730	6,928
RB	-9,539	4,166	-0,532	-2,290	0,035	-18,328	-0,750
COrg	-41,928	404,106	-0,082	-0,104	0,919	-894,518	810,661
NTotal	-227,448	174,248	-0,271	-1,305	0,209	-595,079	140,183
qMic	44,778	901,220	0,078	0,050	0,961	-1856,629	1946,186

A correlação significativa entre CBM e N₂O pode estar associada à relação entre a biomassa microbiana e a quantidade e qualidade da biomassa produzida, refletida no processo de decomposição de resíduos vegetais nos sistemas integrados avaliados (Carvalho et al., 2014). O CBM é conceituado como o C imobilizado pela fração viva da matéria orgânica do solo, que é composta basicamente por bactérias, fungos e protozoários. Esses microrganismos atuam em diversos processos biológicos do solo, desde a intemperização das rochas, formação e manutenção da estrutura do solo, até a decomposição dos resíduos vegetais e ciclagem de nutrientes (Gama-Rodrigues, 1999). Em condições favoráveis de disponibilidade de energia, como no sistema iLP, devido à maior produção de biomassa e a decomposição mais rápida em relação ao iLPF, há um estímulo ao crescimento da população de microrganismos no solo, resultando em aumento do teor de CBM (Insam, 2001). Com a elevação da população da microbiota

do solo, a atividade biológica é mais intensa, promovendo incrementos nos processos bioquímicos do solo, dentre eles a nitrificação e desnitrificação, principais responsáveis pela produção de N₂O, aumentando a sua concentração no solo e, conseqüentemente, as emissões para a atmosfera.

Com isso, as áreas implantadas com sistemas de iLP se tornam mais favoráveis ao aumento das emissões de N₂O, por receber a incidência solar diretamente, que resulta em maior produção de biomassa vegetal e, conseqüentemente, incrementos do CBM. Em contrapartida, as áreas com iLPF tem menor aporte de biomassa devido à influência sofrida pelo sombreamento promovido pelas árvores, que refletiu em valores de CBM inferiores aos observados em iLP, resultando nas menores emissões de N₂O.

5.4 CONCLUSÕES

Nas condições desta pesquisa pode-se concluir que:

Os sistemas de iLP e iLPF apresentam maior emissão acumulada em relação ao Cerrado e pastagem de baixa produtividade.

A adoção de sistema de iLPF apresenta potencial para reduzir as emissões de N₂O do solo para atmosfera em relação ao de iLP.

O Cerrado nativo não promove emissões de N₂O, agindo, em alguns momentos, como um dreno desse gás de efeito estufa (influxo).

O carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo sob sistema iLPF contribuiu para explicar os menores picos de emissão em relação ao sistema iLP.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, D. E., MENDHAM, D. S., BHUPINDERPAL-SINGH, COWIE, A., WANG, W., DALAL, R. C., RAISON, R. J. Nitrous oxide and methane emissions from soil are reduced following afforestation of pasture lands in three contrasting climatic zones. **Australian Journal of Soil Research**, v. 47, p. 443-458, 2009.

ALVARENGA, R. C., PORFIRIO-DA-SILVA, V., 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, n. 257, p. 59-67, 2010.

BAGGS E. M. & PHILIPPOT L. Microbial Terrestrial Pathways to Nitrous Oxide. In: SMITH, K. (ed). **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan, London, p. 4-36, 2010.

BIRCH, H.F. Mineralisation of plant nitrogen following alternate wet and dry conditions. **Plant Soil**, v. 20, p. 43-49, 1964.

BOUWMAN, A. F., STEHFEST, E., KESSEL, C. Nitrous Oxide Emissions from the Nitrogen Cycle in Arable Agriculture: Estimation and Mitigation. In: SMITH, K. (ed). **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan, London, p. 85-106, 2010.

BUTTERBACH-BAHL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, v. 368, art. 1621, 2013.

BUSTAMANTE, M. M. C. ; NOBRE, C. A. ; SMERALDI, R. ; AGUIAR, A. P. D. ; BARIONI, L. G. ; FERREIRA, L. G. ; LONGO, K. ; MAY, P. ; PINTO, A. S. ; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change*, v. 115, p. 559-577, 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.

CARVALHO, A. M., BUSTAMANTE, M. M. C., KOZOVITS, A. R., MIRANDA, L. N., VIVALDI, L. J., SOUSA, D. M. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 41, n.4, p. 679-685, 2006.

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, 2013.

CARVALHO, J. L. N., RAUCCI, G. S., FRAZAO, L. A., CERRI, C. E. P., BERNOUX, M., CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 183, p. 167-175, 2014.

CHAPUIS-LARDY, L., WRAGE, N., METAY, A., CHOTTE, J-C. BERNOUX, M. Soil a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1-17, 2007.

CLAYTON, H. et al. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, p.16599-16607, 1994.

CONEN, F.; SMITH, K. A. An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. **European Journal of Soil Science**. v. 51, p. 111-117, 2000.

- CRUVINEL, E. B. F., BUSTAMANTE, M. M. C., KOZOVITS, A. R., ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, p. 29-40, 2011.
- DAVIDSON, E. A., KELLES, M., ERICKSON, H. E., VERCHOT, L. V., VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**. v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.
- 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.
- DENMEAD, O. T., MACDONALD, B. C. T., BRYANT, G., NAYLOR, T., WILSON, S., GRIFFITH, D. W. T., WANG, W. J., SALTER, B., WHITE, I., MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 6, p. 748-756, 2010.
- DICK, J., SKIBA, U., WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton-Annales Rei Botanicae**. v. 41, p. 73-80, 2001.
- DOBBIE K. E., MCTAGGART I. P., SMITH K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, vol. 104, n° D21, p. 26,891–26,899, 1999.
- DRURY, C. F., REYNOLDS, W. D., TAN, C. S., WELACKY, T. W., MCLAUGHLIN, N. B. Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: influence of tillage type and nitrogen placement depth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 57-581, 2006.
- EICKENSCHIEDT, N., BRUMME, R. Regulation of N₂O and NO_x emission patterns in six acid temperate beech forest soils by soil gas diffusivity, N turnover, and atmospheric NO_x concentrations. **Plant Soil**, v. 369, p. 515-529, 2013.
- FUß, R., RUTH, B., SCHILLING, R., SCHERB, H., MUNCH, J. C. Pulse emissions of N₂O and CO₂ from an arable field depending on fertilization and tillage practice. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, p. 61-68, 2011.
- GROVER, S. P. P., LIVESLEY, S. J., HUTLEY, L. B., JAMALI, H., FEST, B., BERINGER, J., BUTTERBACH-BAHL, K., ARNDT, S. K. Land use change and the impact on greenhouse gas exchange in north Australian savanna soils. **Biogeosciences**, v. 9, p. 423-437, 2012.
- HAREN, J. L. M., HANDLEY, L. L., BIEL, K. Y., KUDEYAROV, V. N., MCLAIN, J. E. T., MARTENS, D. A., COLODNER, D. C. Drought-induced nitrous oxide flux dynamics in an enclosed tropical forest. **Global Change Biology**, v. 11, n.8, p. 1247-1257, 2005.

- HICKMAN, J. E., PALM, C. A., MUTUO, P. MELILLO, J. M., TANG, J. Nitrous oxide (N₂O) emissions in response to increasing fertilizer addition in maize (*Zea mays* L.) agriculture in western Kenya. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 100, p. 177-187, 2014.
- HOLTGRIEVE, G. W., JEWETT, P. K., MATSON, P. A. Variations in soil N cycling and trace gas emissions in wet tropical forests. **Oecologia**, v. 146, p. 584–594, 2006.
- INSAM, H. Developments in soil microbiology since the mid 1960s. **Geoderma**, v. 100, n. 3, p. 389-402, 2001.
- 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.
- JARVIS P., REY, A., PETSİKOS, C., WINGATE, L., RAYMENT, M., PEREIRA, J., BANZA, J., DAVID, J., MIGLIETTA, F., BORGHETTI, M., MANCA, G., VALENTINI, R. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. **Tree Physiology**, v. 27, p. 929-940, 2007.
- LIN, C.H.; MCGRAW, R.L.; GEORGE, M.F; GARRETT, H.E. Nutritive quality and morphological development under partial shade of some forage species with agroforestry potential. **Agroforestry Systems**, v. 53, n. 3, p. 269-281, 2001.
- LIU X. J., MOSIER A. R., HALVORSON A. D., REULE C. A., ZHANG F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**. vol. 39, p. 2362–2370, 2007.
- LUO, Y.,ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. Academic press, London, UK. 320 p. 2006.
- MARCHÃO, R.L.; BALBINO, L.C.; SILVA, E.M. da; SANTOS JUNIOR, J. de D.G. dos; SÁ, M.A.C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura- pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.873- 882, 2007.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.
- NARDOTO, G.B., BUSTAMANTE, M.M.C.. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 955-962, 2003.
- NIKLAUS, P. A., WARDLE, D. A., TATE, K. R. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. **Plant and Soil**, v. 282, p. 83-98, 2006.

OLIVEIRA, T. K., MACEDO, R.L.G., VENTURIN, N., BOTELHO, A., HIGASHIKAWA, E.M., MAGALHÃES, W.M. Radiação solar no sub-bosque de sistema agrossilvipastoril com eucalipto em diferentes arranjos estruturais. **Cerne**, v. 13, n. 01, p. 40-50, 2007.

PARKIN T. B., KASPAR T. C. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1496-1506, 2006.

PELSTER, D. E., LAROUCHE F., ROCHETTE P., CHANTIGNY, M. H., ALLAIRE S., ANGERS, D. A. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize–soybean rotation. **Soil & Tillage Research**. v. 115-116, p. 16-26, 2011.

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 & Biochemistry**. v. 38, p. 263-274, 2006.

SIGNOR, D., CERRI, C. E. P., CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2013.

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.

SMITH, K., CRUTZEN, P., MOSIER, A., WINIWARTER W. The Global Nitrous Oxide Budget: A Reassessment. In: SMITH, K. (ed). **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan, London, p. 63-84, 2010.

STEHFEST E., BOUWMAN L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 74, p. 207-228, 2006.

STIEVEN, A. C., OLIVEIRA, D. A., SANTOS, J. O., WRUCK, F. J., CAMPOS, D. T. S. **Impacts of integrated crop-livestock-forest on microbiological indicators of soil**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 9, n. 1, p. 53-58, 2014.

USSIRI, D. A. N., LAL, R. Long term tillage effects on soil carbon storage and CO₂ emissions in continuous corn cropping systems from an alfisol in Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 104, p. 39-47. 2009.

USSIRI, D. A. N., LAL, R. **Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation**. Springer Dordrecht, Rotterdam, Netherlands. 378 p. 2013.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G.B.; MACEDO, M.C.M.; MARCHÃO, R.L.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; PULROLNIK, K.; MACIEL, G.A. Integração lavoura-

pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.10, p.1127-1138, 2011.

WMO - WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Greenhouse Gas Bulletin, 2012. Disponível em: <http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/ghg/documents/GHG_Bulletin_No.8_en.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2014.

ZHANG, J.; HAN, X. N₂O emission from the semiarid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 2, p. 291-302, 2008.

A correlação positiva entre CBM e N₂O, associada às maiores concentrações de CBM observadas no solo sob sistema iLPF podem explicar as emissões mais intensas observadas no sistema de iLP em relação ao iLPF durante o período de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014, com picos mais frequentes e elevados. A maior produção de biomassa vegetal na área sem sombreamento ocasionado pela ausência das árvores de *Eucalyptus urograndis* deve ter refletido nesse maior CBM. Com uma maior quantidade de biomassa vegetal, a deposição de folhas sobre o solo se torna mais intensa, aumentando, assim, o aporte de resíduos de qualidade e, conseqüentemente, a disponibilidade de N para a microbiota do solo e o incremento de CBM com conseqüente incremento em emissões de N₂O por meio de nitrificação. No sistema iLPF ainda deve ser considerada a contribuição do aporte de material vegetal de *Eucalyptus urograndis* com altos teores de celulose, conseqüentemente, resistentes à decomposição. O sombreamento dessas árvores também atua na redução da temperatura do solo, o que influencia nesse processo de decomposição de forma a inibir, conseqüentemente, resulta em menores concentrações de CBM no solo.

E é nesse contexto que a adoção de sistema de iLPF apresenta potencial para reduzir as emissões de N₂O em relação ao iLP. Porém, o solo sob vegetação nativa de Cerrado também apresenta os maiores valores de CBM e as emissões de N₂O são baixas com maioria de valores negativos, ou seja, influxo de N₂O devido à baixa nitrificação em função de fatores como baixo pH, composição do substrato, diversidade de microrganismos com ausência de nitrificantes. No solo sob Cerrado predomina a forma amoniacal de N em detrimento da nítrica, indicando uma baixa população de bactérias nitrificantes, o que pode ser considerada uma condição de equilíbrio desses solos não incorporados ao uso agrícola.

Finalmente, é essencial considerar o balanço de GEEs ao buscar a indicação de um sistema de mitigação. No caso dos sistemas iLP e iLPF são necessários estudos sobre as emissões de N₂O, CH₄ e estoques de C para se inferir que o sistema iLPF como mitigador em relação ao iLP.