



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

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

ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia, sob orientação da professora Dra. Mercedes M. C. Bustamante.

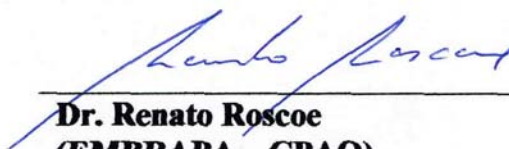
BRASÍLIA – DF
Março 2005

Trabalho realizado junto ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, sob a orientação da Professora Mercedes Bustamante.

Banca Examinadora:



Profª Drª Mercedes M. C. Bustamante
(Universidade de Brasília)
Orientadora



Dr. Renato Roscoe
(EMBRAPA – CPAO)
Examinador Externo



Drª Diana Garcia – Montiel
(The Woods Hole Research Center)
Examinadora Externa



Profª Dr. Wenceslau J. Goedert
(Universidade de Brasília)
Examinador Interno



Dr. Eric Scopel
CIRAD
Examinador Externo

Brasília-DF, Março 2005

Ao meu pai Geraldino (*In memoriam*) e a minha mãe Iraídes,
pela educação e exemplos de vida e de força.
Às minhas filhas Maria Vitória e Isadora,
porque tornaram esta jornada mais suave e feliz.
Ao meu marido Pedro pelo amor, compreensão e paciência.

Dedico

"Ando devagar
Porque já tive pressa
Levo esse sorriso porque já chorei demais
Hoje me sinto mais forte
Mais feliz quem sabe
Só levo a certeza
De que muito pouco eu sei
Eu nada sei
Conhecer as manhas e as manhãs
O sabor das massas e das maçãs
É preciso amor pra poder pulsar
É preciso paz pra poder sorrir
É preciso chuva para florir
Penso que cumprir a vida
Seja simplesmente
Compreender a marcha
Ir tocando em frente
Como um velho boiadeiro
Levando a boiada
Eu vou tocando os dias
Pela longa estrada eu vou
Estrada eu sou
Todo mundo ama um dia,
Todo mundo chora um dia
A gente chega
E o outro vai embora
Cada um de nós compõe
A sua própria história
Cada ser em si carrega o dom de ser capaz
De ser feliz".

A Deus, pela vida e
pelo dom de ser capaz e de ser feliz.

Almir Sater/Renato Teixeira

AGRADECIMENTOS

À professora e orientadora Dra. Mercedes Bustamante pelas sugestões, pela oportunidade desta experiência em Ecologia e, sobretudo, por acreditar na realização deste trabalho.

À Universidade de Brasília, em especial, ao departamento de Ecologia, pela realização deste curso de doutorado.

À Embrapa Cerrados pelo apoio total e irrestrito ao desenvolvimento do trabalho.

Aos amigos e colaboradores, Zayra, Danielle e José Geraldo (Júnior) pelas coletas de campo e análises de laboratório.

À colaboradora e amiga Flávia Alcântara pela contribuição no trabalho de RMN de ^{13}C CP/MAS, pelas sugestões, ajuda em coletas e análises, principalmente, pela grande força e confiança transmitida nas horas de desânimo.

Ao técnico agrícola Manoel Antônio “Poeta”, bem como aos funcionários de apoio pela condução do experimento e ajuda nas coletas de campo.

Aos supervisores e funcionários dos laboratórios de Microbiologia do solo, Química Analítica (solo e planta) e de Física e Mineralogia de Solos da Embrapa Cerrados pelas análises de solo e planta realizadas.

Aos professores Dra. Inês Resck e Dr. Sebastião Lemos e à Viviane Falcomer do Laboratório de Ressonância Magnética Nuclear (LRMN) da UnB, pelas análises de RMN ^{13}C .CP/MAS no estado sólido.

À equipe do laboratório de Ecologia, Alessandra, Regina, César e Laura, pelo apoio no período deste doutorado.

Ao professor Dr. Lúcio Vivaldi e ao colega Dr. Antônio Carlos Gomes pela orientação estatística, ao colega Dr. Fernando Macena pelo apoio na elaboração de modelos, fundamentais à análise quantitativa dos dados obtidos nesta tese.

Aos funcionários do setor de informação, especialmente, Wellington, Cherne, Maria Helena, Rosângela, Conceição pelo apoio nas apresentações, revisão gramatical e aquisição de material bibliográfico.

Ao colega e amigo Alexandre Cardoso pela coordenação e acompanhamento do projeto do qual foram obtidos a maioria dos dados desta tese.

Às amigas conquistadas durante este curso, como das colegas Rosana Rezende, Ana Paula e Beatriz, com as quais foi fundamental contar nas horas difíceis, comprovando que esta não é apenas uma conquista profissional.

Aos membros da banca examinadora pelas valiosas sugestões e contribuições ao aprimoramento deste trabalho.

Às demais pessoas que colaboraram de alguma forma com este trabalho...

E a Deus pela existência, por esta e todas as realizações.

SUMÁRIO

RESUMO.....	xiv
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO	xix
1.1. Solos de Cerrado: uso e manejo.....	xix
1.2. Características das espécies condicionadoras e dos tipos de manejo de resíduos vegetais: disponibilidade de nitrogênio e de fósforo no solo	xxi
1.3. Uso de plantas condicionadoras de solo e emissão de gases.....	xxiv
2. OBJETIVOS GERAIS.....	xxvi
3. CAPÍTULOS.....	xxvi
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	xxvii
CAPÍTULO 1 - COMPOSIÇÃO QUÍMICA E DECOMPOSIÇÃO DE PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO NO SOLO	2
RESUMO.....	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	8
2.1. Caracterização da área do experimento	8
2.2. Dinâmica de decomposição dos resíduos vegetais	11
2.3. Determinação da composição química dos tecidos vegetais por RMN de ¹³ C com CP/MAS no estado sólido	13
2.4. Amostragem do solo e análises de densidade, C e N total, P _{Mehlich 1}	14
2.5. Determinação da concentração C na biomassa microbiana do solo	15
2.6. Análise estatística dos dados.....	16
3. RESULTADOS.....	17
3.1. Caracterização das plantas condicionadoras de solo e efeitos na produtividade e no teor de fósforo do milho.....	17
3.2. Decomposição de resíduos vegetais com incorporação e sem incorporação no solo	19
3.3. Caracterização da composição química do material vegetal por RMN de ¹³ C com CP/MAS no estado sólido	30
3.4. Carbono, nitrogênio, P _{Mehlich-1} no solo sob uso de plantas condicionadoras.....	36

3.5. Carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo.....	39
4. DISCUSSÃO	40
4.1. Decomposição de resíduos vegetais com incorporação e sem incorporação no solo	40
4.2. Composição química, C/N, C/P e decomposição de material vegetal ...	41
4.3. Estoques carbono e de nitrogênio do solo	45
4.4. Uso de plantas condicionadoras com incorporação (adubação verde) e sem incorporação (plantio direto) no solo.....	46
5. CONCLUSÕES	47
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
CAPÍTULO 2 - FRAÇÕES ORGÂNICAS E INORGÂNICAS DE FÓSFORO NO SOLO SOB PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO.....	54
RESUMO.....	54
1. INTRODUÇÃO	55
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	60
2.1. Caracterização do solo	60
2.2. Sistemas e práticas de cultivo.....	62
2.3. Seleção dos tratamentos para análise de extração seqüencial de P	63
2.4. Amostragem do solo	64
2.5. Análise seqüencial de fósforo	64
2.6. Análise estatística dos dados.....	67
3. RESULTADOS.....	67
3.1. Caracterização química do solo sob uso de plantas condicionadoras ...	67
3.2. Frações inorgânicas e orgânicas de fósforo em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação.....	70
3.2.1. Fósforo total	70
3.2.2. Fração NaHCO_3	71
3.2.3. Fração NaOH	72
3.2.4. Fração HCl -concentrado.....	72
3.2.5. Fração residual	73
3.3. Compartimentos lábil e recalcitrante de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação	76

3.4.	Proporção das frações inorgânicas e orgânicas de fósforo do solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação.....	77
3.5.	Razão entre o fósforo orgânico o carbono orgânico do solo.....	80
4.	DISCUSSÃO.....	81
4.1.	Frações inorgânicas de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com e sem incorporação.....	81
4.2.	Frações orgânicas de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação.....	84
4.3.	Dinâmica de P indicada por frações inorgânicas e orgânicas do solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação.....	86
5.	CONCLUSÕES.....	89
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	89
CAPÍTULO 3 - USO DE PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO NO SOLO: EFEITOS NA EMISSÃO DE GASES.....		97
RESUMO.....		97
1.	INTRODUÇÃO.....	98
2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	103
2.1.	Caracterização da área e descrição do experimento.....	103
2.2.	Determinação dos fluxos de gases (NO, N ₂ O e CO ₂).....	105
2.3.	Determinação das concentrações de N-inorgânico no solo.....	109
2.4.	Teor gravimétrico de água, densidade do solo, densidade da partícula, espaço de poros preenchido pela água (EPPA), temperatura do ar e do solo.....	109
2.5.	Cálculo das estimativas anuais de fluxos de CO ₂ , NO e N ₂ O.....	110
2.6.	Análise estatística.....	111
3.	RESULTADOS.....	111
3.1.	Precipitação pluviométrica e temperatura.....	111
3.2.	Variações no espaço dos poros preenchido pela água e temperatura do solo.....	112
3.3.	Nitrogênio disponível (N-NO ₃ e N-NH ₄) no solo.....	114
3.4.	Fluxos de NO do solo.....	117
3.5.	Fluxos de N ₂ O do solo.....	120
3.6.	Estimativa de produção média anual de NO e de N ₂ O.....	122
3.7.	Fluxos de CO ₂ do solo.....	123
3.8.	Estimativa de produção média anual de CO ₂	127

4. DISCUSSÃO	128
4.1. Emissões de NO e de N ₂ O	128
4.2. Produção média anual de NO e de N ₂ O	133
4.3. Emissões de CO ₂	134
4.4. Produção anual de CO ₂	138
5. CONCLUSÕES	139
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140
CAPÍTULO 4 - EMISSÕES DE NO E N ₂ O ASSOCIADAS À APLICAÇÃO DE URÉIA AO SOLO SOB PLANTIO DIRETO E PREPARO CONVENCIONAL.....	150
RESUMO.....	150
1. INTRODUÇÃO	151
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	153
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	157
4. CONCLUSÕES	161
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	162
CONCLUSÕES GERAIS.....	166
PERSPECTIVAS.....	167

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Distribuição das chuvas e temperatura média do ar, no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF (estação meteorológica da Embrapa Cerrados).	20
Figura 1.2. Taxa de resíduos vegetais remanescentes no solo em função do período de decomposição nos manejos: (a) com incorporação; (b) sem incorporação.....	26
Figura 1.3. Taxa de resíduos vegetais remanescentes no solo em função da precipitação pluviométrica acumulada no período de decomposição, com incorporação (Inc) e sem incorporação (PD) ao solo.	28
Figura 1.4. Espectro de RMN de ^{13}C (CP/MAS) do material vegetal antes do início do experimento de decomposição (T_0) e dos resíduos vegetais aos 60 (T_1) e 90 (T_2) dias do início do experimento de decomposição.	32
Figura 2.1. Diagrama da extração seqüencial de fósforo. P_i é a fração inorgânica de fósforo que é determinada depois da precipitação da matéria orgânica em cada extração. P_o é a fração orgânica do fósforo determinada pela diferença entre o fósforo inorgânico e fósforo total.	65
Figura 2.2. Proporção das frações orgânicas e inorgânicas, em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, nas estações de chuva e seca, em duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF. ...	78
Figura 2.3. Frações orgânicas em relação ao total de fósforo, em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, nas estações de seca e chuva e em duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	79
Figura 3.1. Distribuição das chuvas e temperatura média mensal do ar, no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF (dados da estação meteorológica da Embrapa Cerrados).	112
Figura 3.2. EPPA (média \pm DP), em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	113
Figura 3.3. N-NH_4^+ (média \pm DP) em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	115

Figura 3.4. N-NO ₃ ⁻ (média ± DP) em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	116
Figura 3.5. Fluxos de NO (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	119
Figura 3.6. Fluxos de N ₂ O do solo (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	121
Figura 3.7. Fluxos de CO ₂ do solo (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	125
Figura 4.1. Fluxos de N-NO (ng cm ⁻² h ⁻¹), no período entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, nos sistemas de preparo convencional (PC) e de plantio direto (PD) em um Latossolo Vermelho cultivado com milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	158
Figura 4.2. Fluxos de N-N ₂ O (ng cm ⁻² h ⁻¹), no período entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, nos sistemas de preparo convencional (PC) e de plantio direto (PD) em um Latossolo Vermelho, cultivado com milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	161

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1. Composição granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) de Latossolo Vermelho-Amarelo, no estabelecimento do experimento, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.	9
Tabela 1.2. Experimento de decomposição e práticas de cultivo no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	12
Tabela 1.3. Produção de matéria seca, teor e conteúdo de fósforo na parte aérea das espécies vegetais, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	18
Tabela 1.4. Rendimento e teor de fósforo na parte aérea do milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	19
Tabela 1.5. Razões C/N e C/P do material verde (anteriores ao início da decomposição) e dos resíduos aos 180 dias do início do experimento de decomposição, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	21
Tabela 1.6. Análise de variância da taxa de decomposição dos resíduos vegetais.	21
Tabela 1.7. Proporção de resíduos decompostos (%), sem incorporação (PD) e com incorporação (Inc) ao solo, em função do período de avaliação, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	23
Tabela 1.8. Análise de variância da taxa de decréscimo (β_1).	24
Tabela 1.9. Taxa de decréscimo (β_1) dos resíduos vegetais sem incorporação e com incorporação ao solo, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	24
Tabela 1.10. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais com incorporação ao solo, em função do período de decomposição. ...	27
Tabela 1.11. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais sem incorporação ao solo, em função do período de decomposição. ...	27
Tabela 1.12. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais com incorporação ao solo, em função da precipitação acumulada.	29
Tabela 1.13. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais sem incorporação ao solo, em função da precipitação acumulada.	29
Tabela 1.14. Tempo necessário para decomposição de 50% e tempo de reciclagem de resíduos vegetais, sem incorporação e com incorporação no solo.	30

Tabela 1.15. Porcentagem relativa dos grupos orgânicos do material e dos resíduos vegetais aos 60 e 90 dias do início do experimento de decomposição, por meio de RMN de ¹³ C CP/MAS.	35
Tabela 1.16. Relações entre os grupos orgânicos do material vegetal (anterior ao período de decomposição) e dos resíduos vegetais aos 60 e 90 dias do início do experimento de decomposição, por meio de RMN de ¹³ C CP/MAS.....	35
Tabela 1.17. Estoques de carbono no solo sob uso de espécies vegetais, nos períodos de seca e chuva, considerando as profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	37
Tabela 1.18. Estoques de nitrogênio no solo com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm e nos períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	37
Tabela 1.19. Razão C/N do solo sob uso de espécies vegetais, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, considerando os períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	38
Tabela 1.20. Razão C/P _{assimilável} do solo sob uso de espécies vegetais, com incorporação e sem incorporação, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, considerando os períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	39
Tabela 1.21. Carbono da biomassa microbiana do solo com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais, nos períodos de seca e chuva, considerando profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	40
Tabela 2.1. Composição granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) de Latossolo Vermelho-Amarelo, no estabelecimento do experimento, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.	61
Tabela 2.2. Caracterização mineralógica de Latossolo Vermelho-Amarelo, Planaltina, DF.....	61
Tabela 2.3. Práticas de cultivo e de adubação química, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	62
Tabela 2.4. Características químicas do solo (soma de bases – S; Capacidade de troca catiônica – T; Saturação por bases – V) sob plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de coleta, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	69

Tabela 2.5. Características químicas do solo sob plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de coleta, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	70
Tabela 2.6. Teor de fósforo total em solo sob plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas épocas de amostragem e duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	71
Tabela 2.7. Concentração das frações inorgânicas e de fósforo residual em solo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	74
Tabela 2.8. Concentração das frações orgânicas em solo sob uso de plantas condicionadoras, com e sem incorporação, em duas épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	75
Tabela 2.9. Concentração de fósforo lábil e recalcitrante, em solo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	77
Tabela 2.10. Razão entre carbono e fósforo orgânico, em solo sob uso de plantas condicionadoras, nas duas profundidades e épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	80
Tabela 3.1. Caracterização granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho-Amarelo, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.	104
Tabela 3.2. Cronograma das coletas dos gases associadas às práticas de manejo e de fertilizações, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	108
Tabela 3.3. Densidade do solo sob manejo com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	112
Tabela 3.4. Equações de regressão para valores de % EPPA (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	114
Tabela 3.5. Equações de regressão para o nitrogênio disponível no solo (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	117
Tabela 3.6. Equações de regressão para fluxo de NO (Y), em função do tempo (x), no período entre a semeadura e a colheita do milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	120

Tabela 3.7. Coeficientes de regressão parcial (R_p^2) e do modelo (R_T^2) de regressão múltipla de seleção de variáveis para explicar as variações dos fluxos de NO, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	120
Tabela 3.8. Equações de regressão para fluxos de N ₂ O (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	122
Tabela 3.9. Fluxos médios anuais de óxidos de nitrogênio em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	123
Tabela 3.10. Equações de regressão para fluxo de CO ₂ (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, em Planaltina, DF.	126
Tabela 3.11. Coeficientes de regressão parcial (R_p^2) e do modelo (R_T^2) de regressão múltipla de seleção de variáveis para explicar as variações dos fluxos de CO ₂ , ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.....	127
Tabela 3.12. Fluxo anual médio de C-CO ₂ em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação ao solo, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.	128
Tabela 4.1. Caracterização granulométrica e química (0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho, em Planaltina, DF.....	154
Tabela 4.2. Valores médios de N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , teor gravimétrico de água (TG), espaço dos poros preenchido pela água (EPPA), temperatura do solo (TS) a 2,5 e 5 cm, determinados entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, em um Latossolo Vermelho, cultivado com milho, em Planaltina, DF.....	160

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

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica de decomposição a partir da composição química do material vegetal e os efeitos do uso de espécies condicionadoras de solo em sucessão ao milho sobre a disponibilidade de fósforo e sua distribuição entre frações orgânicas e inorgânicas e sobre as emissões de NO, N₂O e CO₂, do solo para a atmosfera. O estudo desenvolveu-se na área da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, em sistema de cultivo contínuo (seis anos), em Latossolo Vermelho-Amarelo. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com parcelas subdivididas em três repetições. As espécies vegetais foram semeadas em parcelas (12 x 30 m) no final do período chuvoso, e o milho, no início dessa estação, com incorporação e em plantio direto (subparcelas de 12 x 15 m). Para caracterizar as espécies condicionadoras, estudaram-se a decomposição de seus resíduos e a composição química do material vegetal dessas plantas. Determinou-se a decomposição dos resíduos vegetais de *Crotalaria juncea* L., *Canavalia brasiliensis* M. e Benth, *Cajanus cajan* (L.) Millsp, *Mucuna pruriens* (L.) DC, *Helianthus annuus* L., *Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown, *Raphanus sativus* L. e da vegetação espontânea (testemunha) com uso de sacolas de serapilheira. Amostras de *Crotalaria juncea* L., *Canavalia brasiliensis* M. e Benth, *Cajanus cajan* (L.) Millsp, *Mucuna pruriens* (L.) DC e *Raphanus sativus* L. foram selecionadas para análises de RMN de ¹³C CP/MAS. As taxas de decomposição dos resíduos vegetais de *Crotalaria juncea* L. e *Canavalia brasiliensis* destacaram-se dentre as mais elevadas. *Mucuna pruriens*, *Cajanus cajan* e *Pennisetum glaucum*, em plantio direto, apresentaram menores índices de decomposição. A decomposição de *Mucuna pruriens* foi semelhante à de *Cajanus cajan*, apesar de as razões C/N serem diferenciadas. *Cajanus cajan* apresentou menor proporção de polissacarídeos e juntamente com *Mucuna pruriens*, maior porcentagem de compostos aromáticos, refletindo a decomposição mais lenta do material lignificado dessas leguminosas.

Aromaticidade e a hidrofobicidade foram mais elevadas para material de *Cajanus cajan* e *Mucuna pruriens*, expressando a estrutura de carbono de decomposição lenta. A análise de extração seqüencial permitiu separar frações orgânicas (Po) e inorgânicas (Pi) de fósforo P do solo em diferentes níveis de biodisponibilidade. As concentrações de Pi-NaHCO₃ e de Pi-NaOH foram mais elevadas no solo sob plantio direto, na profundidade de 5 a 10 cm, no período de chuva (55% do fósforo total). A concentração de Po foi mais elevada nas amostras coletadas na seca, exceto, para Po-NaOH. A fração orgânica constituiu a maior parte do P-lábil do solo sob *Cajanus cajan* (menor decomponibilidade), em plantio direto (5 a 10 cm), na estação seca (70%) e a metade desse compartimento (50%) no solo sob vegetação espontânea, em plantio direto (0 a 5 cm) e sob *Canavalia brasiliensis* com incorporação (5 a 10 cm), na estação chuvosa. O P-recalcitrante representou 55% do fósforo na época seca. No solo sob *Cajanus cajan* houve menor concentração de P recalcitrante. As variações sazonais dos fluxos de NO, N₂O e CO₂ foram avaliadas nas parcelas sob *Crotalaria juncea* L., *Mucuna pruriens* (L.) DC e vegetação espontânea, com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais. As medidas dos fluxos de gases foram efetuadas em câmaras de PVC (20 cm de altura x 24,2 cm de diâmetro). Amostras de solo foram coletadas (0 a 5 cm) em cada anel de PVC para determinar teores de N-NO₃ e N-NH₄ e a umidade do solo (convertida para EPPA). Eventos de chuva depois do longo período de seca resultaram em pulsos de NO e de CO₂. Os fluxos de N₂O, medidos no início da estação chuvosa, ficaram abaixo do limite de detecção (0,6 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹). No solo sob *Mucuna pruriens* e vegetação espontânea, em plantio direto, observaram-se picos de emissão de N₂O. Aplicações de N em cobertura à cultura proporcionaram pulsos de NO e de CO₂, quando na presença de precipitação pluviométrica. O solo sob leguminosas em plantio direto apresentou o fluxo anual médio de CO₂ mais elevado (22 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹). O solo sob uso de leguminosas proporcionou fluxo anual médio de gases de nitrogênio mais elevado (0,9 N kg ha⁻¹ ano⁻¹) em relação à vegetação espontânea com incorporação (0,5 N kg ha⁻¹ ano⁻¹). A variável EPPA explicou 38% de variação dos fluxos de NO, no solo sob *Crotalaria juncea* em plantio direto. A maioria das variações dos fluxos de CO₂ foi explicada pela variável EPPA, porém, a concentração de N-NH₄⁺ também explicou essa variação no solo sob *Crotalaria juncea* e *Mucuna pruriens*, com incorporação e vegetação espontânea em plantio direto. Para avaliar os

pulsos de emissões de NO e N₂O do solo após a fertilização, medidas foram efetuadas imediatamente e até cinco dias depois da aplicação de uréia em cobertura ao milho em um segundo experimento em Latossolo Vermelho argiloso distrófico de Cerrado sob plantios direto e convencional, em blocos ao acaso, com três repetições. A soja e o milho foram cultivados em rotação e com plantas de cobertura intercaladas (mucuna-preta após soja e milheto após milho), nos períodos chuvoso e seco respectivamente. A primeira adubação de cobertura foi de 60 kg ha⁻¹ N (uréia). Houve um pico de NO (5,4 ng NO-N cm⁻² h⁻¹) imediatamente à aplicação do nitrogênio e irrigação e outro no terceiro dia (4,8 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). Um dia depois do primeiro pico, a emissão de NO reduziu-se significativamente (1,9 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). Passados cinco dias, as emissões de NO foram semelhantes às relatadas sob Cerrado natural (1,2 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). A maioria dos fluxos de N₂O ficou abaixo do limite de detecção (0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹). Não houve diferenças significativas entre os plantios direto e convencional quanto às emissões dos óxidos de nitrogênio.

Palavras-chave: matéria orgânica, RMN de ¹³C CP/MAS, plantas de cobertura, adubos verdes, plantio direto, fracionamento seqüencial de P, fósforo orgânico e fósforo inorgânico, emissão de gases, óxido nítrico, óxido nitroso, aplicação de nitrogênio.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the decomposition of residues from chemical composition of plant tissues and the effects of using cover crops, in rotation with corn, on the availability of phosphorus in the soil and its fractioning as organic and inorganic pools, as well as the emissions of CO₂, NO e N₂O from the soil to the atmosphere. The study was carried out in an area of Embrapa Cerrados (Planaltina, Distrito Federal), with a soil classified as Red-Yellow Latosol, cultivated continuously for six years. The experimental design was set up as randomized blocks with subdivided plots and three replicates. The cover plants were cropped in main plots of 12 x 30 m at the end of each rainy season over the residue of the previous crop, while the corn was always planted at the beginning of the following rainy season, under tillage and no-tillage system, arranged as two

subplots of 12x15m from the subdivision of the main plot. In order to characterize the cover plants, there were measured the decomposition rates (litter bags) of the residues and determined its relation to the chemical composition of the carbon compounds. The analyzed vegetal residues came from *Crotalaria juncea* L., *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan* L., *Mucuna pruriens* L., *Helianthus annuus* L., *Pennisetum glaucum* (L.), *Raphanus sativus* L., and spontaneous vegetation (control). Samples of *Crotalaria juncea* L., *Mucuna pruriens* L., *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan* and *Raphanus sativus* L. were selected for analyzing both ^{13}C NMR and Cross Polarization-Magic Angle Spinning CPMAS. The decomposition rates from *Crotalaria juncea* L. and *Canavalia brasiliensis* were the highest. *Mucuna pruriens* L., *Pennisetum glaucum* (L.), and *Cajanus cajan* L., under no-tillage system, presented the lowest rates. The decomposition rates of *Mucuna pruriens* L. were similar to that of *Cajanus cajan* L., despite the observed differences in the C/N ratio of these legumes. Both *Cajanus cajan* L. and *Mucuna pruriens* L. presented lower proportion of polysaccharides and higher proportion of the aromatic-C than the other materials, explaining the lower decomposition rates arisen from the lignin tissues of these leguminous. Aromatic and hydrophobic characteristics were higher for both *Cajanus cajan* L. and *Mucuna pruriens* L. tissues, expressing the prevailing carbon structure that confer the slowly decomposition rates present in these leguminous materials. The analysis of sequential extraction (Hedley) allowed separating the inorganic (Pi) and organic (Po) fractions of the soil P, thus, expressing it in different levels of bioavailability. The Pi-NaHCO₃ and Pi-NaOH concentrations (55% of total-P) were higher under no-tillage system, in the 5-10 cm depth, during the rainy season. The Po concentration was higher in the soil samples collected during the dry season, except for to Po-NaOH. The organic fraction was the major part (70%) of the de P-labile pool under *Cajanus cajan* with no-tillage cultivation (5 to 10 cm depth), during the dry season, while 50% of this P fraction occurred during the rainy season under both spontaneous vegetation (no-tillage system and 0-5 cm depth) and *Canavalia brasiliensis* (tillage system and 5-10 cm depth). The recalcitrant pool was 55% of total-P in the dry season. The soil under *Cajanus cajan* presented the less concentration of recalcitrant P. The seasonal variation of NO, N₂O, and CO₂ fluxes were evaluated in the plots cultivated with *Crotalaria juncea* L., *Mucuna pruriens* (L.) DC, and the spontaneous vegetation under tillage and no-tillage management systems. The measurements of the emission fluxes of those gases were done from soil samples stored in PVC cylinders of 20 cm height and

24.2 cm in diameter, collected during the 2002/2003 cropping cycle. Beside this, other soil samples were collected from the 5 cm depth to determine the concentrations of N-NO₃ and N-NH₄ and the actual soil-water content. The first rain events after the dry season resulted in NO and CO₂ pulses but most of the N₂O fluxes were below the detection limit (0.6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹). Along the same lines, plots with *Mucuna pruriens* and spontaneous vegetation, under no-tillage system, also showed pulses N₂O. The addition of nitrogen to the crops gave rise to pulses of NO and CO₂, under rainfall. Plots with legumes under no-tillage system showed higher annual emissions of CO₂ from soil to atmosphere (22 Mg C-CO₂ ha⁻¹ year⁻¹). Plots with legumes showed higher annual emissions (0.9 N kg ha⁻¹ ano⁻¹) of nitrogen gases (NO sum N₂O) than the spontaneous vegetation under no-tillage system (0.5 N kg ha⁻¹ ano⁻¹). The variable EPPA explained 38% of the fluxes variation of NO, in the plots cultivated under no-tillage with *Crotalaria juncea*. The majority of the emissions of CO₂ was explained by the variable EPPA, however, the concentration of N-NH₄⁺ also explain this emission variation in the soil cultivated under tillage system with *Crotalaria juncea* and *mucuna pruriens*, and the spontaneous vegetation under no-tillage. To better evaluate the pulses of NO and N₂O emissions after fertilization, measurements were taken immediately and up to five days after urea application in another corn field, under no-tillage and tillage systems. In this case, the experiment was yet conducted at EMBRAPA-Cerrados (Planaltina-DF), now in a Red-Latosol, cultivated with soybean and corn, in rotation, in the rainy season, using an statistical experimental design based on a random blocks with three replications. The cover crops were planted in the dry season, with *Mucuna aterrima* being cultivated after soybean and millet after corn. After the first fertilization of 60 kg ha⁻¹ N (urea) for corn, pulses of NO and N₂O (5.4 ng NO-N cm⁻² h⁻¹) were detected immediately, and another one was detected in the third day (4.8 ng NO-N cm⁻² h⁻¹) after and irrigation. One day after the first pulse, NO emission decrease significantly (1.9 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). After five days, the fluxes of NO were reduced to the background levels (1.2 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). Most of the N₂O fluxes values were below the detection limit (0.6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹). No significant differences in the fluxes were found between the plots under conventional and no-tillage systems.

Index terms: organic matter, CPMAS ¹³C NMR, cover plants, green manure, no-tillage, sequential extraction of phosphorus, organic phosphorus, inorganic phosphorus, emission of trace gases, nitric oxide; nitrous oxide; nitrogen fertilization.

1. INTRODUÇÃO

O Bioma Cerrado ocupa 204 milhões de hectares e atualmente caracteriza-se pela conversão acentuada no uso da terra, apresentando 35 milhões de ha cultivados com pastagens, 10 milhões de ha com culturas anuais e 2 milhões de ha com culturas perenes e espécies florestais. Estima-se que 37% da área do Cerrado esteja destituída da cobertura vegetal original, que foi substituída pelas diferentes paisagens antrópicas, incluindo, represamentos, áreas urbanas, além das áreas degradadas e abandonadas. No Distrito Federal, calculam-se perdas superiores a 57% da cobertura vegetal, sendo que em áreas de Cerrado sentido restrito essas perdas já representam 73% (Dias, 1993; Embrapa, 1998; Vegetação..., 2000).

Um dos efeitos da ação antrópica sobre o ecossistema é a redução na diversidade das plantas, animais e microrganismos, seja por meio dos monocultivos (culturas anuais e perenes, pastagens e reflorestamentos), seja pela urbanização. Quanto mais elevado o nível tecnológico aplicado durante o processo de uso do solo, maior a simplificação dos ecossistemas, principalmente, no que se refere à diversidade da fauna e da flora (Solbrig & Young, 1993).

A ocupação do Cerrado tem-se caracterizado predominantemente pelos sistemas de produção intensivos, com utilização de elevadas doses de fertilizantes e pesticidas, além de mecanização intensa, visando a produtividades agropecuárias cada vez mais altas. O uso de máquinas e implementos agrícolas de preparo tem resultado em degradação física do solo pela destruição dos agregados, erosão e compactação (Ker et al., 1992; Resende et al., 1992).

1.1. Solos de Cerrado: uso e manejo

Originando-se de espessas camadas de sedimentos que datam do Terciário, os Latossolos representam 46% das classes de ocorrência no Bioma Cerrado e são solos, geralmente, profundos, de cor vermelha ou vermelho-amarela, porosos, permeáveis, bem drenados, intensamente lixiviados e, conseqüentemente, de baixa fertilidade. Apresentam acidez elevada devido à lixiviação de cálcio, magnésio e potássio e aos altos níveis de Al^{3+} . O grau de

intemperismo desses solos resulta em mineralogia constituída predominantemente por óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio e, em menor quantidade, argilas 1:1 (caulinita). Esses constituintes apresentam baixa carga líquida negativa, o que determina sua reduzida capacidade de troca catiônica, baixa soma de bases e alta saturação por alumínio (Haridasan, 1990; Carvalho et al., 1996; Ker et al., 1992; Reatto et al., 1998).

A matéria orgânica que ocorre em teor médio (2% a 3%) nos solos sob Cerrado é um constituinte fundamental da qualidade dos Latossolos. Esse componente é o principal responsável pela reserva e fornecimento de nutrientes, especialmente, do fósforo disponível às plantas (Vasconcelos et al., 1984; Pereira & Peres, 1986; Le Mare et al., 1987; Pereira et al., 1992; Silva et al., 1997). O pH, as cargas negativas que resultam na CTC e a agregação também estão fortemente associados à matéria orgânica dos solos sob Cerrado (Silva et al., 1994; Zech et al., 1997; Bronick & Lal, 2004).

Os Latossolos, mesmo com sua baixa fertilidade natural, sustentam fitofisionomias densas como o Cerradão, por intermédio da ciclagem de nutrientes resultante da decomposição da matéria orgânica originária da serapilheira (fonte primária) que se acumula na superfície do solo (Haridasan, 1990).

Ao remover a vegetação original e estabelecer atividades agropecuárias, a quantidade e a qualidade dos resíduos vegetais e, em conseqüência, da matéria orgânica do solo, são modificadas. Esse processo ocorre, principalmente, quando são aplicados métodos de preparo com intenso revolvimento do solo e sistemas de cultivo sem a adição adequada de resíduos vegetais (Mielniczuk, 1999; Bayer et al., 2001). Nessa situação, desenvolve-se a degradação das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, além da perda da produtividade das culturas (Silva et al., 1994; Bayer & Mielniczuk, 1999).

A degradação do ambiente é maximizada pelo assoreamento dos mananciais hídricos por causa dos sedimentos carregados pela erosão. Em áreas cultivadas com soja, milho e pastagens no Cerrado de Goiás calculam-se perdas de aproximadamente 21 milhões de toneladas de solo/ano pela erosão, juntamente com fertilizantes e pesticidas (Blancaneaux et al., 1998), provocando danos ecológicos e econômicos.

Práticas de manejo com uso de associação de culturas (rotação, sucessão e consórcio), adubação verde e plantio direto associado ao emprego de plantas de cobertura aumentam a diversidade de espécies, a quantidade e a qualidade dos resíduos vegetais e da matéria orgânica, além da agregação do solo (Carvalho et al., 1999a; Carvalho & Sodré Filho, 2000; Amabile et al., 2000; Bayer et al., 2001). Desse modo, podem-se reduzir os impactos negativos da conversão de áreas originalmente sob vegetação nativa em agroecossistemas.

No período de entressafra, quando os solos são expostos à radiação solar intensa, amplitudes térmicas, evaporação, multiplicação de ervas-daninhas e erosão, a cobertura vegetal protege o solo contra esses agentes de degradação. No início do período de chuvas, no Cerrado, a manutenção da cobertura do solo é fundamental, pois são comuns precipitações de intensidades elevadas que tornam a erosão hídrica bastante crítica em áreas destituídas de vegetação (Resende et al., 1992; Carvalho et al., 1999; Carvalho & Sodré Filho, 2000b).

1.2. Características das espécies condicionadoras e dos tipos de manejo de resíduos vegetais: disponibilidade de nitrogênio e de fósforo no solo

O termo “condicionador de solo” refere-se a materiais que melhoram as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, favorecendo o desenvolvimento das plantas cultivadas no agroecossistema (Curi et al., 1993). Assim, é importante caracterizar espécies vegetais que se enquadram nesse conceito, com a finalidade de proporcionar boa cobertura ao solo, incrementar a biomassa vegetal do sistema de produção, aumentar os teores da matéria orgânica, promover a ciclagem mais eficiente de nutrientes, conseqüentemente, o uso sustentável do solo. A diversidade de espécies vegetais, resultando na manutenção de cobertura do solo e em quantidade e qualidade da matéria orgânica contribui sobremaneira para a sustentabilidade dos agroecossistemas tropicais (Mielniczuk, 1999; Bronick & Lal, 2004).

Entretanto, as condições de clima no Cerrado, principalmente, em relação à estacionalidade das chuvas, às temperaturas elevadas e à radiação solar intensa dificultam o cultivo dessas plantas na entressafra e favorecem a rápida decomposição dos seus resíduos. Por isso, a cobertura do solo, acompanhada do

aumento do teor de matéria orgânica, é uma prática de recuperação do solo com fortes limitações ao uso nesse Bioma (Burle et al., 1992; Calegari et al., 1993; Amabile et al., 2000; Carvalho & Sodré Filho, 2000). Nessas condi es, o uso de espécies vegetais com decomposi o mais lenta representa uma estratégia para aumentar a eficiência de cobertura e a matéria orgânica do solo.

Para viabilizar o uso de plantas condicionadoras do solo no Bioma Cerrado há necessidade de se associarem os parâmetros agron micos e as condi es edafoclimáticas, além dos sistemas de manejo (incorpora o e plantio direto) e cultivo (rota o, sucessão e consórcio). Uma das principais propriedades dessas plantas para uso eficiente nos agroecossistemas   a tolerância ao estresse hídrico (Burle et al., 1992; Amabile et al., 2000).

As principais características agron micas a serem consideradas na escolha de plantas condicionadoras do solo para uso em sistemas de produ o agrícola são: rendimento de biomassa, produ o de sementes, ciclo compatível com a cultura comercial, sementes de fácil obten o e colheita, baixa susceptibilidade a doenças e pragas, enraizamento profundo, tolerância ao alumínio, eficiência na extra o e ciclagem de nutrientes, elevada fixa o de N₂ atmosférico, resistência ao estresse hídrico, eficiência no controle de invasoras e de nematóides, conseqüentemente, aumento na produtividade das culturas subseqüentes (Pereira et al., 1992; Carvalho et al., 1999; Amabile et al., 2000). Essas características necessitam refletir-se em incrementos de matéria orgânica do solo e fornecimento de nutrientes, principalmente, de nitrogênio e de fósforo em formas mais lábeis (Silva et al., 1997; Carvalho et al., 1999; Amabile et al., 2000).

A produtividade primária em área de Cerrado onde predominam Latossolos   limitada pela disponibilidade de P. As plantas condicionadoras que possuem maior habilidade para ciclar o fósforo (Ae et al., 1991; Miranda et al., 2001) podem recuperar as fra es (orgânicas e inorgânicas) de baixa disponibilidade e reduzir as elevadas quantidades de fosfato aplicadas aos solos de Cerrado sob agroecossistemas. A aplica o de fertilizantes nitrogenados no solo também pode ser diminuída, principalmente sob uso de leguminosas (Pereira et al., 1992; Vargas et al., 2004).

Quando o objetivo   cobertura e não incorpora o, devem-se buscar materiais com capacidade mais elevada de permanência no solo com menores

taxas de decomposição, razões C/N e C/P mais altas, teores de lignina, celulose e polifenóis mais elevados (Ceretta et al., 1994; Stevenson, 1994; Zech et al., 1997; Carvalho & Sodré Filho, 2000). A decomposi o dos resíduos vegetais depende da microbiota do solo e da influência de fatores ambientais, sendo que o clima (precipita o pluviométrica)   o principal agente que interfere nesse processo, influenciando a umidade do solo (Parr & Papendick, 1978; Preston, 1991; Carvalho & Sodré Filho, 2000) e até removendo fragmentos de lignina pela lixivia o (Preston, 1991). A temperatura também exerce efeito relevante na decomposi o dos resíduos vegetais (Correia & Andrade, 1999).

O plantio direto (PD) baseado no uso de plantas de cobertura e na rota o de culturas destaca-se como um sistema de manejo que minimiza as práticas mecânicas de preparo e maximiza o retorno ao solo dos resíduos vegetais, podendo reduzir, evitar e até mesmo superar a degrada o relacionada   remo o dos resíduos e ao revolvimento do solo (Wilson et al., 1982; Miller & Dick, 1995; Carvalho & Sodré Filho, 2000b; Bayer et al., 2001). As principais vantagens do PD são: o incremento do teor de matéria orgânica e da atividade biológica, a redu o nas perdas de solo por erosão e do uso de combustíveis fósseis, a maior flexibilidade na época de semeadura e colheita e o menor risco de polui o ambiental (Blevins & Frye, 1993; Freitas, 1999). Os impactos negativos desse sistema de preparo, como a compacta o do solo, a contamina o pelo excesso de herbicidas e o aumento na incidência de pragas e doenças (Cook et al., 1978) podem ser minimizados ou até eliminados quando o PD   estabelecido com o uso de plantas de cobertura e rota o de culturas. Essas práticas não são comumente utilizadas nas áreas sob PD no Cerrado.

Alcântara et al. (2000) observaram maiores benefícios dos adubos verdes sobre a fertilidade química quando os resíduos foram incorporados em rela o   sua manuten o na superfície do solo. As leguminosas apresentaram maior capacidade reciclar e mobilizar nutrientes comparativamente   braquiária por causa de sua maior produ o de biomassa e das maiores concentra es de nutrientes no tecido vegetal. Bayer et al. (2002) constataram menor grau de humifica o sob plantio direto em rela o ao plantio convencional. Os efeitos dos sistemas de cultivo (rota o e sucessão de espécies vegetais) sobre os ácidos húmicos resultaram, principalmente, da diversidade dos seus resíduos.

Os conhecimentos da dinâmica de decomposição de resíduos vegetais das plantas condicionadoras e dos seus efeitos no fornecimento de nitrogênio e na disponibilidade de fósforo no solo, em formas mais prontamente disponíveis, são importantes para se recomendar o uso dessas plantas seja em cobertura (plantio direto), seja com incorporação (adubação verde), em agroecossistemas de Cerrado.

1.3. Uso de plantas condicionadoras de solo e emissão de gases

Como a quantidade e a qualidade dos resíduos vegetais adicionados ao solo alteram a dinâmica de decomposição de matéria orgânica, e, principalmente, do nitrogênio, é importante conhecer, também, os efeitos do uso de plantas condicionadoras sobre as emissões dos gases CO₂, NO e N₂O.

As concentrações atmosféricas de gases, associados ao efeito estufa, têm aumentado rapidamente por causa das atividades antropogênicas, como: queima de combustíveis fósseis, urbanização, desmatamentos, queimadas, bem como de práticas agrícolas que envolvem o uso de fertilização, incorporação de resíduos, irrigação, drenagem, entre outras (Lal, 2002; Skiba & Dick, 2004). Os processos de degradação física, química e biológica que resultam na diminuição de biomassa produzida e incorporada ao solo causam impactos negativos na qualidade do solo, aumentando as emissões de gases (CO₂, CH₄, NO e N₂O) para a atmosfera (Lal, 2002).

As plantas condicionadoras representam boa alternativa de manejo sustentável do solo visando ao maior aporte de resíduos e um balanço negativo nos fluxos de gases, ou seja, na mitigação das emissões de CO₂, NO e N₂O.

Ecossistemas onde a emissão de CO₂ excede a assimilação na forma de produção primária são considerados como fontes desse gás. Ao contrário, se a absorção predomina sobre a liberação, eles são considerados drenos de CO₂ (Lal, 2002). Portanto, o balanço entre o carbono perdido pelo processo de respiração e o carbono acumulado como matéria orgânica conduz o solo à função de dreno ou fonte de CO₂. Essa função do solo depende fundamentalmente do seu uso e

manejo quando da conversão de vegetação nativa em sistemas agropastoris (Resck et al., 1996; Ferreira, 2002).

O estoque de carbono no solo varia de transitório a longo tempo e depende das mudanças no uso da terra, manejo dos ecossistemas, drenagem do solo, conseqüentemente, do uso inadequado dos recursos naturais (Sanchez, 2000). A partir do uso de práticas de manejo cuja entrada de carbono excede a decomposição da matéria orgânica, é possível aumentar gradualmente o carbono orgânico do solo até um novo estado de equilíbrio, contribuindo para regular as mudanças na concentração atmosférica do CO₂. Mas, esse processo pode levar até 100 anos para atingir o novo equilíbrio (Resck, 1998; Ferreira, 2002).

Estudos têm indicado maiores perdas gasosas de carbono (CO₂) imediatamente após o preparo do solo por causa das quebras na estrutura, facilitando as trocas entre o CO₂ e o oxigênio da atmosfera e às mudanças biológicas pelo maior contacto dos resíduos com o solo, incrementando a atividade microbiana (Saffigna et al., 1988; Reicosky & Lindstrom, 1993). Mas, como a respiração do solo está associada à disponibilidade de C para a biomassa, ela poderá ser mais elevada na camada superficial sob plantio direto com elevada atividade biológica (Carter, 1986; Follet & Schimel, 1989), resultando na maior produção de CO₂ sob este sistema de preparo (Hendrix et al., 1988).

As altas emissões de NO nos Estados Unidos estariam relacionadas às elevadas quantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados para incrementar a produtividade de milho (Williams et al., 1992). No Brasil, não há estimativas baseadas em medições de campo quanto às emissões agrícolas de NO. O entendimento da dinâmica entre práticas de cultivo (fórmula do fertilizante, sistema de preparo, irrigação entre outros) e fluxos de NO (incluindo a freqüência de pulsos) é fundamental para a proposição de estratégias de mitigação das emissões.

As alterações na dinâmica de decomposição da matéria orgânica e de nitrogênio por mecanismos biológicos associados à quantidade e à qualidade dos resíduos de plantas condicionadoras de solo afetam diretamente a liberação de CO₂ e a mineralização do nitrogênio, refletindo-se na emissão de gases como o CO₂, NO e N₂O (Brady & Weil, 1996). A aplicação de fertilizantes nitrogenados também deve influenciar as emissões dos gases para a atmosfera. Esses processos devem merecer estudos mais aprofundados nos agroecossistemas de Cerrado com a finalidade de avaliar seus impactos na qualidade do ambiente

(Davidson et al., 2001), na sustentabilidade da produção e no potencial de emissões de gases (McKenney & Drury, 1997; Resck, 1998; Mielniczuk, 1999; Bayer et al., 2001; Lal, 2002; Ferreira, 2002).

2. OBJETIVOS GERAIS

As plantas condicionadoras em estudo no presente trabalho foram selecionadas considerando que a composição química, a proporção caule/folha, a razão C/N e a razão C/P influenciam a decomposição dos seus resíduos vegetais, conseqüentemente, a mineralização da matéria orgânica e a disponibilidade de nitrogênio e fósforo no solo. As emissões de gases também devem ser influenciadas pelas características dessas espécies vegetais e pelos tipos de manejo de seus resíduos.

Os objetivos gerais desta tese foram: (1) - determinar a dinâmica de decomposição do material vegetal de plantas condicionadoras e sua composição química; seus efeitos na dinâmica de fósforo (orgânico e inorgânico) e na emissão de gases (NO, N₂O e CO₂), com incorporação e sem incorporação no solo. (2) - avaliar o efeito de curto prazo da aplicação de nitrogênio em uma cultura de milho em sucessão à leguminosa sobre as emissões de gases (NO e N₂O), sob preparo convencional e plantio direto.

3. CAPÍTULOS

O trabalho encontra-se estruturado em quatro capítulos como se segue:

1. Composição química e decomposição de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo.
2. Frações orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo sob plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação de resíduos vegetais.
3. Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: efeitos na emissão de gases.
4. Emissões de NO e N₂O associadas à aplicação de uréia ao solo sob plantio direto e preparo convencional.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMABILE, R.F; FANCELLI, A.L.; CARVALHO, A.M. de. Comportamento de espécies de adubos verdes em diferentes épocas de semeadura e espaçamentos na região dos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p. 47-54, 2000.

BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, SANTOS, G.A. & CAMARGO, F. A. O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre, 1999. p.9 – 26.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; C.N., SAAB, S.C da; MILORI, D.M.P; BAGNATO, V.S. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. **Geoderma**, v.105, p.81-92, 2002.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; C.N., PILLON; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.1473-1478, 2001.

BLEVINS, R.L. & FRYE ,W.W. Conservation tillage: An ecological approach to soil management. **Advances in Agronomy**, v.51, p.34-78. 1993.

BLANCANEUX, P.; KER, J.C.; CHAGAS, C.S. da; CARVALHO FILHO, A. de; CARVALHO, A.M. de; FREITAS, P.L. de; AMABILE, R.F.; CARVALHO JÚNIOR, W. de; MOTTA, P.E.F.; COSTA, L.D. da; PEREIRA, N.R.; LIMA, E.M.B. Organização e funcionamento da cobertura pedológica. In: BLANCANEUX, P., ed. **Interações ambientais no cerrado**: microbacia piloto de Morrinhos, Estado de Goiás, Brasil. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS/ ORSTOM/ Brasília: EMBRAPA-SPI, 1998. p.147-204.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. Prentice-Hall; Upper Saddle River, 1996. 740p.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, 2004.

BURLE, M. L.; SUHET, A. R.; PEREIRA, J.; RESCK, D. V. S.; PERES, J. R. R.; CRAVO, M. S.; BOWEN, W.; BOULDIN, D. R.; LATHWELL, D. J. **Legume green**

manures: dry-season survival and the effect on succeeding maize crops.
Raleigh: Tim McBride, 1992. 35p. (Bulletin, 92-04).

CALEGARI, A.; MONDARDO, A.; BULIZANI, E.A.; COSTA, M.B.B. da;
MIYASAKA, S. & AMADO, T.J.C. Aspectos gerais de adubação verde. In:
COSTA, M.B.B. da, coord. **Adubação verde no sul do Brasil**. Rio de Janeiro,
AS-PTA, 1993. p. 1-55.

CARNEIRO, R.G. **Dinâmica de parâmetros biológicos associados ao ciclo do fósforo em solo de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo.** 1999. 86p
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CARVALHO, A.M. de & SODRÉ FILHO, J. Decomposição de adubos verdes e
efeitos no rendimento do milho em sistemas com preparo e sem preparo do solo.
In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRICAÇÃO DE
PLANTAS, 24.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 8.; SIMPÓSIO
BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE
BIOLOGIA DO SOLO, 3., 2000, Santa Maria, RS. **FertBio 2000, [Resumos]**, p.
58, 2000a. CD ROM.

CARVALHO, A.M. de; BURLE, M. L.; PEREIRA, J.; SILVA, M. A. da. **Manejo de adubos verdes no cerrado.** Embrapa Cerrados, 1999. 28 p. (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 4).

CARVALHO, A.M. de; CORREIA, J.R; BLANCANEUX, P.; FREITAS, L.R.S. da;
MENEZES, H.A; PEREIRA, J.; AMABILE, R.F. Caracterização de espécies de
adubos verdes para milho em Latossolo Vermelho-Escuro originalmente sob
cerrado. In: SIMPOSIO SOBRE O CERRADO, 8.; INTERNATIONAL
SYMPOSIUM ON TROPICAL SAVANNAS, 1., 1996, Brasília, DF. **Biodiversidade
e produção sustentável de alimentos e fibras nos Cerrados: anais...**
Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 1996. p.384-388.

CARVALHO, A.M. de; FAGERIA, N.K.; KINJO, T.; PEREIRA, I.P.de. Resposta do
feijoeiro à aplicação de fósforo em solos dos Cerrados. **Revista Brasileira de
Ciência do Solo**, p. 61-67, 1995.

CURI, N.; ITURRI LARACH, J.O.; KAMPF, N.; MONIZ, A.C.; FONTES, L.E.F.
Vocabulário de ciência do solo. Campinas, SBCS, 1993. 90p.

DIAS, B., F., S. de. Conservação da Natureza no Cerrado Brasileiro. In: Pinto, M.N. (Org.). **Cerrado. Caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora UnB, Brasília, 1990.

DORAN, J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduce tillage. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.765-769, 1980.

EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Planaltina, DF). **Embrapa Cerrados e a região dos cerrados: informações básicas e dados estatísticos**. Planaltina, 1998. 24p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo/** Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. ver. Atual- Rio de Janeiro, 1997. 212p.

FERREIRA, E.A.B. **Dinâmica do fluxo de CO₂ e do carbono da biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo do cerrado**. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado). – Universidade de Brasília, Brasília.

FREITAS, P.L. O sistema de plantio direto e a sustentabilidade na agricultura. **Boletim Informativo SBCS**. Viçosa, 24: 25-28, 1999.

HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal. In: Pinto, M.N. (Org.). **Cerrado. Caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora UnB, Brasília, 1990.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

KER, J.C.; PEREIRA, N.R.; CARVALHO JUNIOR, W.; CARVALHO FILHO, A. Cerrados: solos, aptidão e potencialidade agrícola. In: SIMPOSIO SOBRE MANEJO E CONSERVACAO DO SOLO NO CERRADO, 1990, Goiânia, GO. **Anais....** Campinas, SP. Fundação Cargill, 1992. p.1-31.

LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, v.116, p.353-362, 2002.

LE MARE, P.H.; PEREIRA, J.; GOEDERT, W.J. Effects of green manure on isotopically exchangeable phosphote in a dark-red latosol in Brazil. **Journal of Soil Science**, v.38, p.199-209, 1987.

MARTINS, E.S.; LENHARO, S.L.R. Descrição de campo. 1999. In: MARTINS, E.S.; LENHARO, S.L.R. (cds.). **Técnicas instrumentais aplicadas à mineralogia do solo**. Brasília, XXVII CBCS, 1999. p. 4-9.

MCKENNEY, D.J.; DRURY, C.F. Nitric oxide production in agricultural soils. **Global Change Biology**, v.3, p.317-326, 1997.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade em sistemas agrícolas. In: SANTOS, SANTOS, G.A. & CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre, 1999. p.1 – 8.

MILLER, M. & DICK, R.P. Dynamics of soil C and microbial biomass on whole soil aggregates in two cropping systems differing in C-input. **Applied Soil Ecology**, v.2, p. 253-261, 1995.

PAR, J.F.& PAPENDICK, R.I. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In: OSCHWALD, W.R. (ed.). **Crop residue management systems**. Madison, 1979. p. 147 – 163.

PEREIRA, J. & PERES, J.R.R. Manejo da matéria orgânica. In: GOEDERT, W.J. (ed). **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo. Nobel. 1986. p.261-84.

PEREIRA, J.; BURLE, M.L.; RESCK, D.V.S. Adubos verdes e sua utilização no cerrado. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DE SOLO. 1992. Goiânia, GO, **Anais...** Campinas, Fundação Cargill, 1992. p.140-54.

REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. Solos do bioma Cerrado In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S.P. (eds.) **Cerrado: ambiente e flora**. Brasília, Embrapa Cerrados, 1998. p. 47-86.

RESCK, D.V.S. Agricultural intensification systems and their impact on soil and water quality in the Cerrados of Brazil. In.: LAL, R. **Soil quality and agricultural sustainability**. Michigan: Ann Arbor Press, 1998. p. 288-300.

RESENDE, M; FILHO CARVALHO, A.; LANI, J.L. Características do solo e da paisagem que influenciam a susceptibilidade à erosão. In: COSTA, C.V. e BORGES, L.C.V. (coord.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, Goiânia, 1992. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, 1992. p.32-67.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J. & RESK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região dos cerrados dos oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 541-547, 1994.

SILVA, M. L.N. ; CURI, N.; LIMA, J.M. DE; CARVALHO, A. M. Rotação adubo verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho Escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.32, p.649-654, 1997.

SOLBRIG, O.T.; YOUNG, M.D. Economic and ecological driving forces affecting tropical savannas. In.: YOUNG, M.D; SOLBRIG, O.T (eds.). **The world's savannas: economic driving forces, ecological constraints and policy options for sustainable land use**. Paris: UNESCO, 1993. p 3-18.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: gênese, composition, reactions. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

VARGAS, M.A.T.; MENDES, I.C. de; CARVALHO, A.M. de.; BURLE, M.L. HUNGRIA, M. Inoculação de leguminosas e manejo de adubos verdes. In: SOUSA, D.M.G. de. & LOBATO, E. (eds). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Brasília, Embrapa, 2004. p. 97-127.

VASCONCELOS, C.A.; PACHECO, E.B.; CRUZ, J.C.; FRANÇA, G.E. Adubação verde nas culturas do milho e do sorgo. In: **Adubação verde no Brasil**, Campinas, Fundação Cargill. 1984.

VEGETAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL: tempo e espaço. Brasília: Unesco, 2000. 74p. il.

WILSON, G.F.; LAL,R.; OKIGBO, B.N. Effects of cover crops on soil structure and on yield of subsequent arable crops grow under strip tillage on na eroded alfisol. **Soil & Tillage Research**, v.2, p. 233-250, 1982.

WILLIAMS, E.J.; GUENTHER, A.; FEHSENFELD, F.C. An inventory of nitric oxide emissions from soils in the United States. **Journal of Geophysical Research**, v.97, p.7511-7520, 1992.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, M.T.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v.79, p.117-161, 1997.

Capítulo 1

COMPOSIÇÃO QUÍMICA E DECOMPOSIÇÃO DE PLANTAS
CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM
INCORPORAÇÃO NO SOLO

CAPÍTULO 1

COMPOSIÇÃO QUÍMICA E DECOMPOSIÇÃO DE PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO NO SOLO

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a decomposição dos resíduos vegetais a partir da sua composição química. A área experimental localiza-se na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. As espécies vegetais (crotalária juncea, feijão-bravo-do-ceará, guandu, mucuna-cinza, girassol, milho, nabo-forrageiro e vegetação espontânea) foram semeadas em plantio direto, e o milho em sucessão, com incorporação dos resíduos e em plantio direto. Sacolas de tela de náilon contendo dez gramas de matéria seca de cada espécie foram colocadas na superfície do solo e cobertas com resíduos vegetais para se determinar a decomposição: na seca (60 e 90 dias) e no período chuvoso (180, 210 e 240 dias). Amostras de crotalária juncea, de feijão-bravo-do-ceará, de mucuna-cinza e de nabo-forrageiro foram analisadas por RMN de ^{13}C CP/MAS. As integrações dos espectros (ppm) correspondem aos grupos orgânicos: alquilas (0–45 ppm), O-alquilas (45–110 ppm), aromáticos (110–160 ppm) e carbonilas/acilas (160–230 ppm).

As taxas de decomposição dos resíduos de crotalária juncea e feijão-bravo-do-ceará destacaram-se dentre as mais elevadas. Resíduos de mucuna-cinza, guandu e milho apresentaram decomposição mais lenta. A decomposição de mucuna-cinza foi semelhante à de guandu, apesar de C/N diferenciada dessas leguminosas. O material de guandu apresentou menor proporção de polissacarídeos e, com o de mucuna-cinza, maior porcentagem de compostos aromáticos, refletindo a decomposição lenta de tecido mais lignificado. O guandu e a mucuna-cinza apresentaram relações de aromaticidade e hidrofobicidade mais elevadas, expressando, a estrutura de carbono de decomposição mais lenta do material vegetal dessas espécies. As amostras de guandu apresentaram maior relação alquila/O-alquila aos 60 dias depois de estabelecido o experimento de decomposição.

1. INTRODUÇÃO

O teor de matéria orgânica é um dos indicadores da qualidade dos solos, sendo bastante sensível às práticas de manejo. Seu declínio ao longo do tempo pode estar associado a impactos negativos dos manejos adotados, seja pelo excesso de revolvimento do solo, pela perda de nutrientes seja por erosão acelerada, entre outros fatores (Silva et al., 1994; Mielniczuk, 1999; Bayer et al., 2001).

A matéria orgânica do solo compõe-se de resíduos de plantas (fontes primárias) e de animais e microrganismos (fontes secundárias), de matéria orgânica dissolvida, de exsudados de raízes e dos compostos húmicos. Esses *pools* são identificados pelas transformações que caracterizam a dinâmica da matéria orgânica e, conseqüentemente, não são estáveis (Zech et al., 1997). O processo de decomposição consiste basicamente em duas fases: a primeira, desenvolvida no início (primeiros meses), quando ocorre a perda dos compostos solúveis e a segunda, que se inicia pela quebra dos compostos estruturais, pode perdurar por anos, dependendo da natureza do material. As transformações ocorrem geralmente na seguinte ordem: biodegradação rápida da maioria dos compostos hidrossolúveis e polissacarídeos, redução lenta de hidrossolúveis fenólicos e hemiceluloses e aumento relativo do conteúdo de ligninas e proteínas. Em geral, os diferentes componentes desses materiais são degradados por grupos especializados de microrganismos (Waksman, 1952; Alexander, 1977; Gallardo & Merino, 1993; apud Correia & Andrade, 1999).

A susceptibilidade dos resíduos vegetais à decomposição está associada à sua composição química, principalmente, quanto aos teores de lignina e polifenóis e às relações entre constituintes como C/N, C/P, lignina/N, polifenóis/N e lignina + polifenóis/N. Resíduos que contenham baixas concentrações de nitrogênio e de fósforo e altos conteúdos de lignina e polifenóis apresentam baixa taxa de decomposição e liberação lenta de nutrientes (Myers et al., 1994; Palm & Sanchez, 1991, apud Rheinheimer et al., 2000). A relação C/N individualmente não representa bem o processo de decomposição dos materiais orgânicos por não considerar a qualidade do carbono (Cortez et al., 1996).

A técnica de Ressonância Magnética Nuclear (RMN) de ^{13}C , no estado sólido, com polarização cruzada (CP) e a rotação no ângulo mágico (MAS) permite identificar alterações em grupos funcionais orgânicos (alquilas, O-alquilas, aromáticos e carbonilas/acilas) durante a decomposição e a humificação do material vegetal e da matéria orgânica do solo (Baldock et al., 1992; Kögel-Knabner, 1997; Zech et al., 1997; Randal et al., 1997).

A proporção relativa dos grupos orgânicos, determinada por RMN de ^{13}C com CP/MAS, é considerada semiquantitativa (Conte et al., 1997). O núcleo ^{13}C apresenta baixa abundância isotópica (1%) na natureza (Kinchesh et al., 1995), o que torna mais difícil sua polarização. Assim, utiliza-se a técnica da polarização cruzada (CP) que consiste em transferir a polarização do núcleo ^1H , muito mais abundante, ao núcleo ^{13}C . Desse modo, obtêm-se absorções dos carbonos ligados a hidrogênios (alquilas, O-alquilas, CH aromáticos) mais intensas e diminui-se o tempo de execução de experimentos que levaria várias horas quando se utiliza exclusivamente a técnica MAS (Dick et al., 2002). Além disso, o curto tempo de relaxação (menor que 1ms), aplicado durante a análise, bem como os teores de carbono relativamente baixos da maioria dos solos minerais ($10\text{-}50\text{ g kg}^{-1}$), dificulta quantificar a participação de cada grupo orgânico do material analisado (Kinchesh et al., 1995).

As regiões que correspondem aos grupos orgânicos, alquilas (0–45 ppm), O-alquilas (45–110 ppm), aromáticos (110–160 ppm) e carbonilas/acilas (160–230 ppm) apresentam absorções características em 30, 56, 72, 105, 119, 130, 150 e 175 ppm. Os sinais a 72 ppm e 105 ppm juntamente com 65 e 80–90 são normalmente identificados como polissacarídeos. O sinal largo entre 30 e 55 ppm revela a presença de proteínas ou peptídeos. Os sinais em 56, 119, 130 e 150 ppm representam carbono metoxílico (CH_3O), carbonos aromáticos protonados, carbonos aromáticos substituídos e compostos fenólicos em lignina respectivamente. A alta intensidade relativa do sinal a 130 ppm para o carbono aromático substituído mostra que a estrutura da lignina é altamente alterada e/ou que o material de outras fontes (p. ex. carvão) está presente no solo. O sinal a 175 ppm é derivado de grupos carboxílicos e aminos (Kögel-Knabner, 1997). Fabbri et al. (1998) afirmaram que as estruturas derivadas de lignina são as

principais responsáveis pela maioria das absorções na região dos carbonos aromáticos das frações húmicas do solo, exceto na presença de carvão.

Kögel-Knabner (1997) divide os compostos do tipo alquilas nas sub-regiões de 0 a 25, incluindo grupos metílicos e de 25 a 45, os grupos metilênicos (CH_2) de anéis e cadeias alifáticas. A região do carbono do tipo O-alkila (46–110 ppm), por sua vez, pode ser dividida em três sub-regiões: 46-60, incluindo grupos metoxílicos e C_6 de carboidrato e açúcares, além de C_α da maioria de aminoácidos; 60-90 ppm, incluindo estrutura de carboidrato; C_α de alguns aminoácidos e C-O de álcoois; e 90-110 ppm, incluindo carbonos anoméricos de carboidrato. Mahieu et al. (1999) incluíram os fenóis entre 150 e 160 ppm na região dos carbonos aromáticos (110-160 ppm). A região de 160–220 ppm compreende os grupos funcionais acilas (ácidos carboxílicos alifáticos, ácidos carboxílicos aromáticos, amidas e ésteres) e carbonilas (aldeídos e cetonas). Zhang et al. (1999) denominaram as regiões dos grupos orgânicos alquilas (0–50 ppm), O-alkilas (51–105 ppm), aromáticos (106–160 ppm) e carbonilas/acilas (161–200 ppm), respectivamente de: compostos alifáticos, carboidratos, compostos aromáticos, carbonílicos e carboxílicos. Quideau et al. (2000) atribuíram absorção a 21 ppm aos grupos metílicos terminais e a absorção a 31 ppm aos grupos alquilas presentes nos polimetilenos $[(\text{CH}_2)_n]$ de ácidos graxos, ceras e resinas respectivamente. A absorção a 135 ppm corresponde ao carbono substituído de carbonos aromáticos, enquanto as absorções a 147 e 155 ppm ao carbono fenólico. Os grupos funcionais acílicos ($\text{C}=\text{O}$) centraram-se a 173 ppm.

Alcântara et al. (2004), utilizando RMN de ^{13}C com CP/MAS, assinalaram os picos obtidos próximos a 20 ppm, em relação à serapilheira e à matéria orgânica do solo, como grupos acetilas (CH_3CO). Tanto nos espectros de serapilheira quanto de matéria orgânica extraída do solo (extração alcalina), predominou a região do O-alkilas (46–110 ppm). Para serapilheira, proveniente de Cerrado, Campo Sujo e Mata Ciliar, essa região foi seguida por alquilas, aromáticos e carbonilas enquanto na matéria orgânica extraída do solo sob as duas vegetações a proporção de carbonilas foi superior a de aromáticos.

Mahieu et al. (1999) confirmaram a predominância da região de O-alkilas em materiais de plantas (análise de 84 espectros), atribuindo a concentração de carboidratos a açúcares simples, amidos e à celulose. Esse grupo orgânico

representou 70% a 90 % do total de carbono em diferentes amostras de caules e madeira e um mínimo de 38% em serapilheira composta de folhas e raízes.

Gregorich et al. (1996) indicaram que a camada superficial de solo sob milho apresentou menor proporção relativa de O-alquilas e alquilas e maior de grupos aromáticos e carboxílicos do que a superfície do solo sob floresta. Neste estudo, o acúmulo de alquilas na fração leve do solo sob cultivo de milho foi atribuído às estruturas microbianas ou aos seus metabólicos.

Gregorich et al. (2000) assinalaram a dominância da região O-alquilas num espectro de material vegetal e atribuíram-na à presença de celulose e outros polissacarídeos, proteínas e grupos propilas e metoxilas de ligninas. As grandes diferenças na composição química dos resíduos vegetais ocorreram devido à proporção de intensidade dos sinais observados nas regiões de alquilas e O-alquilas. Os resíduos de alfafa apresentaram mais alquilas e menos O-alquilas do que os de milho. Os resultados mostraram que a matéria orgânica sob a rotação com leguminosas apresentou maior conteúdo de carbonos aromáticos em relação à monocultura de milho. Os autores atribuem esse carbono preservado à entrada dos resíduos das raízes das leguminosas, além do C que já existia do milho, resultando em mais C aromático após a decomposição dos carboidratos.

Nas análises de RMN de ^{13}C com CP/MAS, observa-se grande variabilidade na composição de tecidos de plantas de florestas tropicais. Carbonilas representaram cerca de 5% a 10% do total de carbono. O conteúdo de carbonos aromáticos foi baixo e variou entre 10% e 15%. O conteúdo do carbono O-alquilas da serapilheira de folhas (cerca de 50%) foi menor do que o de madeiras, cascas e raízes (aproximadamente 75%). Correspondentemente, a contribuição de alquilas foi maior nas folhas (20% a 25%). Ligninas e taninos contribuíram para a intensidade dos aromáticos. Alguns constituintes de serapilheira, como os polissacarídeos e proteínas, são facilmente decomponíveis, mas a lignina, os polifenóis e algumas biomacromoléculas alifáticas são relativamente resistentes à quebra microbiana (Zech et al., 1997).

Golchin et al. (1997) observaram decréscimo no conteúdo de carbono aromático e aumento desse elemento nos grupos alquilas quando áreas com gramíneas foram ocupadas por floresta, indicando que a matéria orgânica produzida sob essa vegetação é mais enriquecida com alquilas do que aquela sob

gramíneas. Alcântara et al. (2004) constataram que depois de oito anos de retirada de Cerrado, Campo Sujo, dominado por gramíneas e do subsequente plantio de espécies de Mata Ciliar, a matéria orgânica extraída do solo passou a apresentar menor proporção de O-alquilas e maior de grupos aromáticos.

Pesquisas efetuadas em materiais, tanto de solo quanto de tecido vegetal, com natureza diferenciada, têm mostrado que a quantidade relativa de alquilas aumenta durante a biodegradação, principalmente, nas fases iniciais da decomposição (Golchin et al., 1995, Gregorich et al., 1996), enquanto a de O-alquilas diminui. Hopkins et al. (1997) mostrou decréscimo de 60% para 20% do total de carbono O-alquila e aumento de 5% para 19% de alquila no processo de decomposição do centeio. Em geral, a quantidade de componentes aromáticos permanece constante ou mantém tendências variáveis. Os anéis aromáticos de lignina são modificados, as regiões dos compostos fenólicos e da absorção em torno de 112 até 120 ppm decrescem (Preston, 1996; Kögel-Knabner, 1997; Nierop et al., 2001). Quideau et al., (2000) mostraram decomposição preferencial dos carboidratos da liteira e aumento em carbonilas (C=O) que é representativo do processo de decomposição oxidativa. Kögel-Knabner (2000) confirma que a decomposição das plantas envolve perda inicial de carboidratos (celulose e hemicelulose), seguida pela lenta transformação de estruturas aromáticas das moléculas de lignina e finalmente do carbono altamente recalcitrante (alquilas).

Considerando essa influência da natureza do material no processo de decomposição, Baldock et al. (1997) sugerem um índice obtido da razão entre alquilas e O-alquilas para explicar a dinâmica de decomposição. Além desta, outras relações entre os grupos orgânicos podem ser utilizadas, como a aromaticidade (Hatcher et al., 1981) e a hidrofobicidade, sendo: aromaticidade = aromáticos/(alquila+O-alquila + aromáticos) e hidrofobicidade = (aromáticos + alquila)/(carbonila/acila + O-alquila). Essas três razões têm sido aplicadas em estudos de RMN de ^{13}C CP/MAS para complementar as informações obtidas da composição química de material vegetal e de matéria orgânica do solo (por exemplo, Alcântara et al., 2004).

A maioria das pesquisas que utiliza a técnica de RMN de ^{13}C CP/MAS no estado sólido está voltada para o estudo da matéria orgânica do solo. No Cerrado, sua aplicação para avaliar o solo sob agroecossistemas seja em relação ao

material vegetal, seja em relação à matéria orgânica, é ainda mais limitada. A aplicação da técnica de RMN de ^{13}C CP/MAS pode contribuir para elucidar a composição do material das plantas condicionadoras do solo, no que se refere às funções orgânicas, corroborando os resultados obtidos de métodos experimentais, como os que resultam nas equações (modelos) de decomposição.

O objetivo deste trabalho foi interpretar a decomposição dos resíduos vegetais, com incorporação e sem incorporação ao solo, com base na composição relativa de grupos orgânicos presentes no material de diferentes espécies vegetais.

Considerando que a decomposição do material vegetal das espécies é diferenciada, foi proposta a seguinte hipótese: a composição relativa de grupos orgânicos (alquilas, O-alquilas, aromáticos e carbonilas/acilas) das plantas condicionadoras contribui para explicar a dinâmica de decomposição dos seus resíduos, nos manejos com incorporação e sem incorporação no solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área do experimento

O trabalho foi desenvolvido no ano agrícola 2002/2003, na área experimental da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, localizada na posição geográfica S 15°36'37,5" e W 47°44'36,8". O sistema de cultivo em uso contínuo durante seis anos foi uma sucessão de milho e plantas condicionadoras de solo. O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo A moderado, textura argilosa, fase Cerrado, relevo plano (Reatto et al., 1999). O clima é Tropical Estacional (Aw) conforme classificação de Köppen. Os dados de temperaturas médias mensais e precipitação pluvial acumulada (Figura 1.1) durante o estudo foram coletados na estação meteorológica da Embrapa Cerrados, ao lado da área experimental, situada em posição de chapada. A caracterização granulométrica e química do solo está apresentada na Tabela 1.1.

Tabela 1.1. Composição granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) de Latossolo Vermelho-Amarelo, no estabelecimento do experimento, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.

Características do solo	Latossolo
Argila (g kg ⁻¹)	513
Silte (g kg ⁻¹)	186
Areia (g kg ⁻¹)	301
pH (H ₂ O)	6,2
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	23,6
Alumínio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	0,01
Acidez potencial (H + Al): (cmol _c kg ⁻¹)	3,34
Cátions trocáveis ou valor S: Ca ²⁺ + Mg ²⁺ + K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3,4
Capacidade de troca catiônica: valor S + (H + Al) (cmol _c kg ⁻¹)	6,8
Saturação por bases ou valor V (%)	50
P _{Mehlich-1} (mg kg ⁻¹)	3,4

No estabelecimento do experimento (janeiro de 1997), efetuou-se uma adubação mineral a lanço com 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato simples, 60 kg ha⁻¹ de K₂O como cloreto de potássio e 50 kg ha⁻¹ de micronutrientes através do produto FTE BR-10. Aplicaram-se, ainda, 500 kg ha⁻¹ de gesso agrícola (CaSO₄) na área, antes da semeadura do milho. Essa mistura de fertilizantes foi incorporada com o arado de discos durante o preparo das subparcelas juntamente com a incorporação dos resíduos vegetais. Nas subparcelas sob plantio direto, a mistura foi mantida na superfície do solo.

O milho foi cultivado em manejo com incorporação dos resíduos vegetais, utilizando uma aração e duas gradagens; e em plantio direto. As espécies vegetais em sucessão ao milho, no experimento, foram as seguintes: crotalária juncea (*Crotalaria juncea* L.), feijão-bravo-do-ceará (*Canavalia brasiliensis* M. e Benth), guandu cv. Caqui (*Cajanus cajan* (L.) Millsp), mucuna-cinza (*Mucuna pruriens* (L.) DC), girassol (*Helianthus annuus* L.), milheto BN-2 (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown) e nabo-forrageiro (*Raphanus sativus* L.). A testemunha consistiu na ausência de culturas em sucessão ao milho, com o crescimento natural da vegetação (vegetação espontânea).

O delineamento experimental aplicado foi de blocos ao acaso com parcelas subdivididas em três repetições. As espécies vegetais representaram as parcelas, e os tipos de manejo dos resíduos vegetais, as subparcelas. O tamanho das parcelas foi de 12 x 30 m e das subparcelas de 12 x 15 m, com 1 m nas laterais como bordadura, totalizando uma área útil de 180 m² por subparcela.

A semeadura das plantas condicionadoras ocorreu no final de março de 2002 com a densidade e o espaçamento recomendados para cada espécie (Carvalho et al., 1999). As espécies vegetais foram semeadas diretamente sobre os restos culturais do milho, utilizando-se a semeadeira para plantio direto. As sementes da mucuna-cinza e do feijão-bravo-do-ceará foram imersas em água quente por 30 e 45 segundos, respectivamente, para superar a dormência e uniformizar a emergência.

As plantas de sucessão foram roçadas no período compreendido do início da floração a quando apresentaram 50% de floração e permaneceram como cobertura morta até na semeadura do milho.

Antes da semeadura do milho, aplicaram-se 3,0 l ha⁻¹ de glifosato na área sob plantio direto para dessecação das plantas daninhas e das culturas em sucessão que rebrotaram. Nas parcelas sob uso do feijão-bravo-do-ceará, uma mistura de 1,5 L ha⁻¹ de glifosato + 1,5 L ha⁻¹ de 2,4-d foi aplicada para controle das plantas daninhas e do rebrotamento dessa planta condicionadora. Os resíduos vegetais foram incorporados nas subparcelas sob manejo com incorporação, com arado de discos, efetuando-se depois da aração uma gradagem niveladora.

O milho (BR 101) foi semeado no início da estação chuvosa (7/11/2002), em espaçamento de 0,90 m e estande final de 55.000 plantas ha⁻¹. Aplicaram-se 20 kg ha⁻¹ de N, 150 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O no sulco de semeadura, além de 50 kg ha⁻¹ de N em cobertura quando as plantas emitiram a sexta folha. A dose de N foi repetida quando a planta apresentou o oitavo par de folhas e na emissão da inflorescência feminina, totalizando 150 kg de ha⁻¹ N em cobertura.

As doses de fertilizantes (correção e manutenção) foram recomendadas para máxima produtividade da cultura (sem limitação de nutrientes).

Quatro linhas de quatro metros de comprimento (milho) foram colhidas em cada subparcela para avaliar o rendimento de grãos, corrigindo-se a umidade para 13%.

2.2. Dinâmica de decomposição dos resíduos vegetais

A amostragem para determinar a matéria seca e fornecer material vegetal ao experimento de decomposição foi realizada com o corte das plantas rentes ao solo (duas repetições de 1 m² por subparcela) no período do início até 50% de floração. Para obter o peso da matéria seca, o material permaneceu em estufa de ventilação forçada a 65 °C, até alcançar o peso constante e uma pequena parte foi triturada, mineralizada e analisada. O material coletado, não triturado e mineralizado foi recolocado nas respectivas parcelas.

Para determinar a velocidade de decomposição das plantas condicionadoras do solo, dez gramas do material vegetal de cada espécie, cortados na floração, foram secados em estufa a 60 °C durante 72 horas, pesados e colocados em sacos de tela de náilon de malha de 2 x 2 mm e de dimensões de 20 x 20 cm denominados de sacolas de serapilheira. Essas sacolas foram colocadas na superfície sob uma fina camada de resíduos da espécie vegetal correspondente, num total de quinze em cada subparcela. Na Tabela 1.2, pode-se ver o cronograma das principais práticas de cultivo associadas ao experimento de dinâmica de decomposição dos resíduos vegetais com incorporação e sem incorporação ao solo. Durante a estação seca, foram efetuadas duas avaliações, sendo a primeira realizada 60 dias depois da colocação das sacolas de serapilheira (9 e 22 de setembro) e a segunda, 90 dias (9 e 22 de outubro) após a colocação das sacolas no campo. Em cada avaliação, foram retiradas três unidades de cada subparcela, tomando o devido cuidado de não incluir material externo, evitando interferência na massa.

Durante as operações de preparo do solo e de aplicação de herbicida nas subparcelas sem incorporação, antes da semeadura da cultura, as sacolas de serapilheira foram retiradas do campo (novembro) e mantidas em câmara fria (temperatura de aproximadamente 0 °C). Depois da semeadura do milho, essas sacolas foram reintegradas às respectivas subparcelas (novembro), colocadas em

superfície, quando em plantio direto e enterradas a 10 cm de profundidade quando sob o manejo com incorporação dos resíduos vegetais. A seguir, no período chuvoso, as sacolas foram retiradas a cada trinta dias (9 e 22 de janeiro; 9 e 22 de fevereiro) até o estágio de maturação do milho (9 e 22 de março), totalizando cinco avaliações durante o período de 240 dias.

Tabela 1.2. Experimento de decomposição e práticas de cultivo no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Prática	Mar.	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Fev.	Mar.
Semeadura PC	X											
Corte PC			X	X	X							
Coleta de plantas			X	X							X	
Colocação das sacolas				X				X				
Retirada das sacolas						X	X			X	X	X
Sacolas na CF								X				
Coleta de solos						X					X	
Preparo do solo								X				
Semeadura do milho								X				
Aplicação de N								X	X	X		
Maturação do milho												X

*PC: plantas condicionadoras; CF: câmara fria.

O material retirado do interior das sacolas de tela de náilon foi pesado e em seguida colocado em estufa a 65 °C por 72 horas (matéria seca final - Mf). Antes de ser incinerado na mufla, uma parte foi retirada para as análises de RMN de ¹³C CP/MAS (ver próximo item) e de nutrientes. O material seco depois de pesado foi queimado em mufla a 600 °C por um período mínimo de oito horas para se obter o conteúdo inorgânico final (If) das espécies vegetais e do solo.

O cálculo do índice de decomposição em cada época foi efetuado de acordo com a fórmula abaixo (Santos & Whitford, 1981):

$$d = Z_i + s(If - li) + If - Mf$$

$$\% d = (d \times 100)/Z_i$$

em que,

d = estimativa da matéria orgânica decomposta no solo;

Zi = estimativa da média do conteúdo orgânico inicial de três amostras por espécie (matéria seca – matéria inorgânica);

s = fator de correção médio específico do solo ($s = \varnothing_o/\varnothing_i$, em que \varnothing_o = fração orgânica e \varnothing_i = fração inorgânica do solo);

lf = conteúdo inorgânico final de cada amostra;

li = estimativa da média do conteúdo inorgânico inicial das três amostras por espécie;

Mf = matéria final seca de cada espécie

Com a finalidade de determinar nutrientes (C, N e P) no material vegetal, os extratos da matéria seca da parte aérea foram obtidos por digestão nítrico-perclórica, sendo o fósforo analisado colorimetricamente e o nitrogênio pelo método semimicro Kjeldahl. O carbono na planta foi obtido da determinação de matéria orgânica por combustão. Essas análises foram efetuadas no Laboratório de Química Analítica - Planta, da Embrapa Cerrados.

Para o material vegetal, as razões C/N e C/P foram calculadas em dois momentos: antes do início do processo de decomposição e aos 180 dias da colocação das sacolas de serapilheira no campo.

2.3. Determinação da composição química dos tecidos vegetais por RMN de ^{13}C com CP/MAS no estado sólido

As espécies vegetais *Crotalaria juncea* L., *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan* L., *Mucuna pruriens* L. e *Raphanus sativus* L. foram selecionadas por apresentarem diferenças quanto aos parâmetros que afetam a decomposição dos seus resíduos, como: as razões C/N e C/P, o hábito de crescimento e a proporção caule/folha. Utilizaram-se amostras de plantas coletadas no sistema de plantio direto. O delineamento experimental aplicado foi de blocos ao acaso com três repetições. As amostras do material vegetal foram analisadas antes de serem colocadas nas sacolas de serapilheira (T_0), bem como aos 30 (T_1) e aos 90 dias (T_2) após o início do experimento de decomposição.

As análises de RMN foram realizadas no Laboratório de Ressonância Magnética Nuclear da UnB, em espectrômetro Varian Mercury plus (7,05 T) operando a 75,46 MHz para ^{13}C , com pulso de 4,8 μs , tempo de aquisição de 0,03 s, intervalo entre pulsos de 1,0 s, ângulo mágico de 54,7°, tempo de contato de 1,0 ms, 2000 varreduras e velocidade de 6,0 kHz. Os espectros obtidos foram referenciados ao HMB (Metila, em 17,3 ppm). A semiquantificação em relação ao ^{13}C foi realizada pela integração das áreas registradas em ppm, obtendo-se a porcentagem relativa dos seguintes grupos orgânicos (Kögel-Knabner, 1992): alquilas (0–45 ppm), O-alquilas (45–110 ppm), aromáticos (110–160 ppm) e carbonilas/acilas (160-230 ppm). A proporção relativa do grupo O-alquilas foi obtida pela integração numa mesma região (45-110 ppm).

As seguintes relações entre os grupos orgânicos foram calculadas (Hatcher et al., 1981; Alcântara et al., 2004): aromaticidade = aromáticos/(alquila+O-alquila + aromáticos); hidrofobicidade = (aromáticos + alquila)/(carbonila/acila + O-alquila); alquila/O-alquila.

2.4. Amostragem do solo e análises de densidade, C e N total, $P_{\text{Mehlich 1}}$

As amostras de solo foram coletadas na estação seca (em setembro/2002, após 60 dias da colocação das sacolas de serapilheira no campo), nas profundidades de 0 a 5 cm, em trincheiras de 45 x 3 x 5 cm, com a finalidade de detectar a representatividade da ação do sistema radicular das plantas condicionadoras do solo. Na camada de 5 a 10 cm, as amostras foram coletadas com um trado do tipo holandês, a partir do fundo da trincheira, em três pontos. Em seguida, foram compostas pela homogeneização de oito subamostras em cada subparcela, sendo que na profundidade de 5 a 10 cm foram compostas de três pontos coletados em oito trincheiras, totalizando vinte e quatro subamostras. No período de chuva (fevereiro/2003, após 210 dias da colocação das sacolas de serapilheira no campo), as amostras de solo foram coletadas à semelhança da coleta realizada na seca. Entretanto, nessa amostragem, as trincheiras foram de 90 x 3 x 5 cm, localizadas perpendicularmente à linha de semeadura, estando essa linha centralizada na trincheira, visando obter amostras mais representativas da área onde foram aplicados fertilizantes.

Para determinar a densidade do solo, coletaram-se quatro amostras, em cada parcela, com cilindros de 100 cm³, nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm, na estação chuvosa após a conclusão desse experimento (novembro de 2003). Cinco amostras (0 a 5 cm) também foram coletadas, aleatoriamente, para análise da densidade de partícula na área do estudo. As análises foram efetuadas no Laboratório de Física e Mineralogia de Solos da Embrapa Cerrados.

O teor de carbono orgânico no solo foi avaliado pelo método da oxidação por via úmida (Walkley & Black, 1934). O nitrogênio total do solo foi determinado por digestão sulfúrica utilizando a técnica Kjeldahl por destilação a vapor, enquanto o fósforo assimilável foi determinado pelo método de Mehlich 1 (HCl 0,05 N e H₂SO₄ 0,025 N) descritos no Manual de Análise de Solo da Embrapa (1997). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Química Analítica - Solo, da Embrapa Cerrados. Calculou-se a razão (C/N) desses dois elementos analisados no solo.

Os cálculos de estoques foram efetuados multiplicando os teores de carbono e de nitrogênio obtidos nas análises pela densidade do solo e pela espessura da camada de solo considerada (0 a 5 cm e 5 a 10 cm).

2.5. Determinação da concentração C na biomassa microbiana do solo

Para determinar o carbono na biomassa microbiana (CBM), as amostras frescas de solo foram peneiradas em peneira de 2 mm, e a biomassa microbiana foi estimada pelo método da fumigação-incubação (Jenkinson & Powlson, 1976 modificado por Oliveira et al., 2001). De cada amostra composta, foram retiradas três repetições de laboratório para determinação do carbono em amostras não fumigadas e fumigadas.

Depois de um período de acondicionamento por sete dias, a 100% da capacidade de campo, incubaram-se amostras fumigadas e não fumigadas durante dez dias. No quinto dia de acondicionamento, as amostras foram fumigadas por 48 horas com clorofórmio livre de álcool. Do sexto ao décimo-sexto dia, tanto as amostras fumigadas como as não fumigadas foram incubadas em frascos hermeticamente fechados contendo em seu interior um frasco com 10 mL

de KOH 0,3 N. A quantidade de CO₂ evoluída das amostras fumigadas e não fumigadas foi determinada por titulação com HCl 0,1 N, usando a fenolftaleína como indicador.

Para o cálculo do carbono da biomassa, usou-se E_c/K_c , em que E_c corresponde à subtração do carbono orgânico extraído do solo fumigado menos a do solo não fumigado e K_c (fator de conversão) de 0,45, indicando que 45% do C na biomassa é mineralizado durante o período de dez dias de incubação.

Essas análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia de solos da Embrapa Cerrados.

2.6. Análise estatística dos dados

Análise de variância (ANAVA) foi aplicada para avaliar os efeitos das espécies vegetais (parcelas), dos tipos de manejo do solo (subparcelas), do período de decomposição (subsubparcelas) e da interação entre os três fatores, ao experimento com dados repetidos ao longo do tempo (Vivaldi, 1999). No caso dos dados obtidos de análises por RMN de ¹³C com CP/MAS no estado sólido, aplicou-se ANAVA para testar efeitos das espécies vegetais (parcelas), do período de decomposição (subparcelas) e a interação entre esses dois fatores.

Verificou-se a condição (H-F) para determinar a necessidade de correção ou não dos graus de liberdade relativos ao período de decomposição e à sua interação com os tratamentos (espécies vegetais e tipos de manejo), e, também do erro. Aplicou-se o teste de comparações múltiplas de médias (Tukey-Kramer a 5% de significância) aos tratamentos e às interações que se mostraram significativas. Essas análises foram efetuadas pelo SAS (Statistical Analysis System Intitute, Inc., 1998), utilizando o procedimento PROC MIXED que se baseia no método da máxima verossimilhança.

Ainda, com base no delineamento em parcelas subdivididas com dados repetidos ao longo do tempo e utilizando o PROC AUTOREG (SAS, 1998; PROC MIXED) estimou-se a taxa de decréscimo (β_1) dos resíduos vegetais equivalente ao índice de decomposição, aplicando o modelo $Y = \beta_0 + \beta_1 \log T$. Análise de

variância permitiu avaliar os efeitos das espécies vegetais (parcelas), dos tipos de manejo do solo (subparcelas) e a interação entre esses fatores.

Com base nos dados da porcentagem de decomposição, obteve-se a taxa de resíduos vegetais remanescentes no solo pela diferença entre a quantidade total inicial dos resíduos (100%) e cada um dos índices de decomposição. Esses dados foram ajustados ao modelo exponencial, com a taxa de resíduos remanescentes em função do tempo ($TR = 100 * e^{k*(t)}$) e ao modelo de regressão linear simples ($Y = ax + b$), com a taxa de resíduos remanescentes em função da quantidade de precipitação pluviométrica acumulada em cada período de avaliação transformada em logaritmo na base 10. O teste F multivariado de Wilks foi aplicado para comparar as inclinações das curvas e das retas, entre cada par de espécies vegetais com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais ao solo. Com base na constante (k) da equação exponencial ($TR = 100 * e^{k*(t)}$)* calcularam-se a meia-vida do ($h = \ln 2/k$) e o tempo de reciclagem ($\tau = 1/k$) do material vegetal.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização das plantas condicionadoras de solo e efeitos na produtividade e no teor de fósforo do milho

As plantas condicionadoras ($F=72,92$; $P<0,0001$), com incorporação e sem incorporação ao solo ($F=6,85$; $P<0,0203$) diferenciaram-se estatisticamente em relação à produção de matéria seca. O feijão-bravo-do-ceará e a mucuna-cinza apresentaram as produções mais elevadas, enquanto a vegetação espontânea, o nabo-forageiro e o guandu resultaram em produções significativamente menores de matéria seca (Tabela 1.3).

O feijão-bravo-do-ceará, a mucuna-cinza e o milho apresentaram as menores concentrações de fósforo na parte aérea, enquanto o teor mais elevado desse nutriente foi analisado na parte aérea do nabo-forageiro ($F=36,22$; $P<0,0001$). A crotalaria juncea e o nabo-forageiro destacaram-se em relação ao conteúdo de fósforo ($F=8,72$; $P=0,0004$), sendo que, a vegetação espontânea, o guandu e o milho apresentaram os menores conteúdos (kg ha^{-1} de P).

Tabela 1.3. Produção de matéria seca, teor e conteúdo de fósforo na parte aérea das espécies vegetais, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Matéria seca (kg ha ⁻¹)	Teor (g kg ⁻¹)	Conteúdo (kg ha ⁻¹)
Crotalária juncea	1706 (cd)	1,8 (ab)	3,0 (a)
Feijão-bravo-do-ceará	2958 (a)	0,8 (c)	2,3 (abc)
Guandu	1317 (ed)	1,1 (bc)	1,4 (bc)
Milheto	2103 (bc)	0,9 (c)	1,7 (bc)
Mucuna-cinza	2724 (ab)	0,8 (c)	2,1 (abc)
Nabo-forrageiro	1031 (ed)	2,4 (a)	2,6 (ab)
Vegetação espontânea	827 (e)	1,5 (bc)	1,3 (c)
Manejo	Com inc. Sem inc.		
	1905 A 1714 B		

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

As parcelas cultivadas com feijão-bravo-do-ceará apresentaram rendimento mais elevado de milho, enquanto aquelas sob uso de vegetação espontânea tiveram os menores valores de produtividade da cultura. Não houve efeito significativo dos tipos de manejo dos resíduos vegetais sobre o rendimento da cultura em sucessão às plantas condicionadoras. O teor de fósforo na parte aérea do milho não foi influenciado significativamente pelas plantas condicionadoras em sucessão (Tabela 1.4).

Tabela 1.4. Rendimento e teor de fósforo na parte aérea do milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Rendimento (kg ha ⁻¹)	Teor de P (g kg ⁻¹)
Crotalária juncea	7537 (ab)	2,2 (a)
Feijão-bravo-do-ceará	7906 (a)	2,4 (a)
Guandu	7296 (ab)	2,4 (a)
Milheto	7234 (ab)	2,4 (a)
Mucuna-cinza	6947 (ab)	2,6 (a)
Nabo-forrageiro	7426 (ab)	2,3 (a)
Veg. espontânea	6489 (b)	2,6 (a)
Manejo	Com inc. 7222 A	Sem inc. 7285 A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.2. Decomposição de resíduos vegetais com incorporação e sem incorporação no solo

O experimento relativo à decomposição das plantas condicionadoras iniciou-se em julho de 2002 (Tabela 1.2), quando as 720 sacolas de serapilheira foram colocadas no campo, sendo concluído em março de 2003. Esse período compreendeu desde o corte das espécies vegetais (junho e julho de 2002) até a maturação do milho (março de 2003), incluindo o preparo do solo nas subparcelas com incorporação dos resíduos vegetais (novembro de 2002), onde as sacolas de serapilheira foram enterradas. As avaliações foram realizadas nas estações seca e chuvosa, com precipitação pluviométrica variando desde nula (julho de 2002) até o máximo de 252 mm, acumulado no mês de janeiro de 2003. A temperatura média mensal oscilou entre 19 °C e 27 °C, apresentando seu valor médio mais elevado (27 °C) no mês de março de 2003. (Figura 1.1).

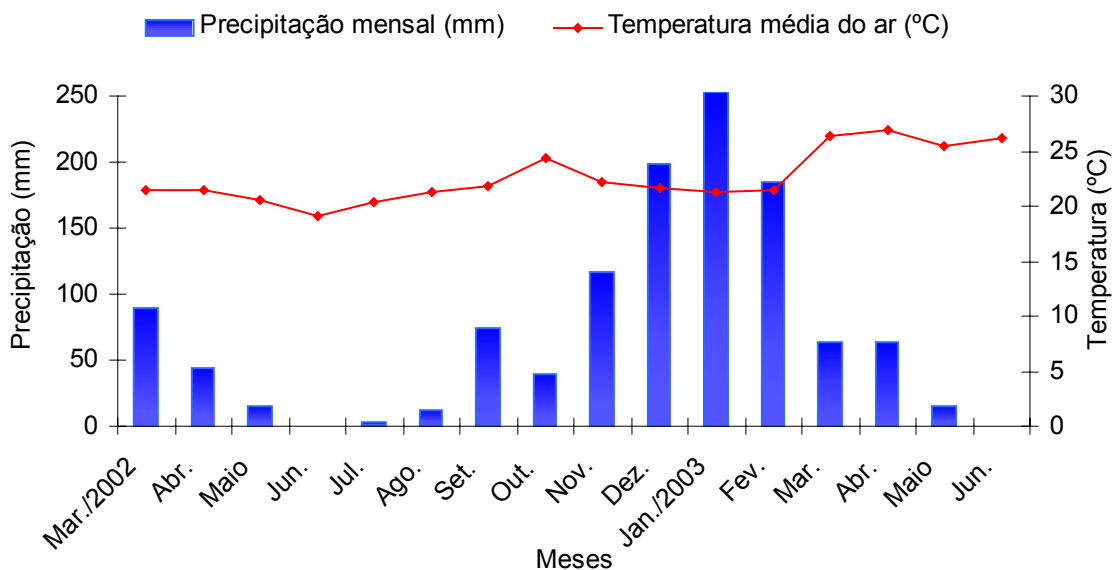


Figura 1.1. Distribuição das chuvas e temperatura média do ar, no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF (estação meteorológica da Embrapa Cerrados).

Observaram-se efeitos significativos das espécies na razão C/N, tanto no material verde ($F=19,43$; $P<0,0001$) quanto nos resíduos vegetais ($F=4,36$; $P=0,0070$) em decomposição aos 180 dias do início desse experimento. Milheto (C/N = 50) e girassol (C/N = 39) destacaram-se no grupo dos valores de C/N mais elevados, enquanto o material de crotalária juncea apresentou a menor razão C/N (21). Considerando a razão C/N dos resíduos vegetais aos 180 dias do início do experimento, os maiores valores foram determinados em crotalária juncea (C/N = 28), nabo-forrageiro (C/N = 27), guandu (C/N = 26) e milheto (C/N = 24). Os menores valores foram obtidos para feijão-bravo-do-ceará (C/N = 20), mucuna-cinza (C/N = 21) e vegetação espontânea (C/N = 17) (Tabela 1.5).

A razão C/P do material verde ($F=81,8$; $P<0,0001$) e dos resíduos ($F=9,70$; $P<0,0001$) aos 180 dias do início do experimento também se diferenciaram em função das espécies vegetais. Mucuna-cinza (C/P = 660), milheto (C/P = 630) e feijão-bravo-do-ceará (C/P = 630) apresentaram maiores valores, enquanto o material verde de nabo-forrageiro apresentou o mais baixo valor (C/P = 190). Os resíduos vegetais aos 180 dias do início do experimento de guandu (C/P = 610) e mucuna-cinza (C/P = 520) apresentaram os valores significativamente mais elevados (Tabela 1.5).

Tabela 1.5. Razões C/N e C/P do material verde (anteriores ao início da decomposição) e dos resíduos aos 180 dias do início do experimento de decomposição, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies Vegetais	Razão C/N		Razão C/P	
	M. verde	Resíduo (180 dias)	M. verde	Resíduo (180 dias)
Crotalária juncea	21 (d)	28 (a)	300 (bc)	400 (b)
F. b. do ceará	30 (bcd)	17 (c)	630 (a)	380 (b)
Girassol	39 (ab)	24 (abc)	310 (bc)	270 (b)
Guandu	34 (bc)	26 (ab)	490 (ab)	610 (a)
Milheto	50 (a)	24 (abc)	640 (a)	340 (b)
Mucuna-cinza	32 (bcd)	20 (bc)	660 (a)	560 (a)
Nabo-forrageiro	26 (cd)	27 (ab)	190 (c)	300 (b)
V. espontânea	39 (ab)	21 (bc)	330 (bc)	350 (b)

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Em relação à taxa de decomposição, foram observados efeitos significativos das espécies vegetais, dos tipos de manejo, do período de avaliação, das interações entre as espécies e os tipos de manejo, entre espécies e período de decomposição, os tipos de manejo e o período de decomposição e da interação tripla entre os tratamentos (Tabela 1.6).

Tabela 1.6. Análise de variância da taxa de decomposição dos resíduos vegetais.

ANAVA	F	P
Espécies vegetais (E)	57,25	<0,0001
Tipo de manejo (M)	72,37	<0,0001
Período de avaliação (P)	1720,50	<0,0001
E x M	2,76	0,0439
E x P	8,54	<0,0001
M x P	2,78	0,0297
E x M x P	57,25	<0,0001

Os maiores incrementos na decomposição dos resíduos das plantas condicionadoras foram observados até 180 dias, quando mais de 70% dos resíduos já haviam sofrido decomposição, exceto no caso dos resíduos de guandu, com 60% de decomposição (Tabela 1.7). A diferença das taxas de decomposição entre os manejos com incorporação e sem incorporação começou a ser avaliada aos 180 dias, quando as sacolas de serapilheira já haviam sido enterradas, simulando a incorporação dos resíduos durante o preparo do solo para semeadura do milho. Portanto, as diferenças estatísticas entre os manejos de resíduos vegetais só apareceram aos 210 dias, pois o material que havia sido incorporado ao solo foi decomposto significativamente mais rápido do que aquele deixado sobre a superfície.

Tabela 1.7. Proporção de resíduos decompostos (%), sem incorporação (PD) e com incorporação (Inc) ao solo, em função do período de avaliação, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	60 dias		90 dias		180 dias		210 dias		240 dias	
	Tipo de manejo									
	PD	Inc	PD	Inc	PD	Inc	PD	Inc	PD	Inc
C. juncea	16 (c)A	17 (c)A	33 (bc)A	39 (ab)A	69 (b)A	75 (a)A	80 (b)A	82 (bc)A	84 (a)A	91 (a)A
Feijão-bravo-do-ceará	28 (ab)A	29 (b)A	30 (bc)A	32 (bc)A	78 (a)A	75 (a)A	84 (ab)A	87 (b)A	86 (a)A	91 (a)A
Girassol	28 (ab)A	25 (b)A	53 (a)A	53 (a)A	76 (a)A	83 (a)B	87 (a)A	89 (b)A	89 (a)A	91 (a)A
Guandu	19 (c)A	17 (c)A	26 (c)A	27 (c)A	60 (c)A	61 (b)A	71 (c)A	77 (c)A	68 (c)A	83 (b)B
Milheto	32 (a)A	34 (ab)A	24 (c)A	26 (c)A	69 (b)A	71 (a)A	69 (c)A	80 (c)B	76 (ab)A	87 (a)B
Mucuna-cinza	28 (ab)A	27 (b)A	37 (b)A	37 (ab)A	69 (b)A	72 (a)A	71 (c)A	79 (c)B	72 (b)A	80 (b)B
Nabo-forrageiro	23 (bc)A	48 (a)B	52 (a)A	67 (a)B	81 (a)A	82 (a)A	85 (ab)A	91 (a)A	88 (a)A	92 (a)A
V. espontânea	25 (b)A	29 (b)A	30 (bc)A	33 (bc) A	69 (b)A	76 (a)B	74 (c)A	86 (bc)B	80 (ab)A	89 (a)B
Manejo	25A	28A	36A	39A	71A	75A	78A	84B	80A	88B

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de significância.

Efeitos significativos das espécies vegetais, dos manejos e da interação entre esses dois fatores ($F=6,93$; $P=0,0007$) foram observados em relação à taxa de decréscimo (β_1) dos resíduos vegetais no período de 240 dias (Tabela 1.8).

Tabela 1.8. Análise de variância da taxa de decréscimo (β_1).

ANAVA	F	P
Espécies vegetais (E)	3,51	0,0218
Tipo de manejo (M)	7,40	0,0151
E x M	6,93	0,0007

A taxa de decréscimo dos resíduos de crotalária juncea e feijão-bravo-do-ceará foram as mais acentuadas. As menores taxas foram calculadas em relação aos resíduos de mucuna-cinza, guandu e milheto, em plantio direto. No manejo com incorporação, a taxa de decréscimo dos resíduos do nabo-forrageiro foi a menor, seguida dos resíduos de mucuna-cinza. Crotalária juncea e feijão-bravo-do-ceará, com incorporação, também se destacaram entre as espécies com os mais acentuados β_1 . A incorporação dos resíduos vegetais resultou em decomposição mais acentuada (Tabela 1.9).

Tabela 1.9. Taxa de decréscimo (β_1) dos resíduos vegetais sem incorporação e com incorporação ao solo, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Taxa de decréscimo de resíduos (%)	
	Sem incorporação	Com incorporação
Crotalária juncea	49 (a) A	51 (a) A
Feijão-bravo-do-ceará	48 (a) A	49 (a) A
Girassol	41 (abc) A	45 (ab) A
Guandu	40 (bc) A	48 (ab) B
Milheto	38 (bc) A	44 (ab) B
Mucuna-cinza	34 (c) A	40 (bc) B
Nabo-forrageiro	44 (ab) A	31 (c) B
V. espontânea	43 (ab) A	48 (a)A
Tipos de manejo	42 B	44 A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

As curvas de regressão (Figura 1.2) tiveram bom ajuste entre os dados observados e simulados das taxas de resíduos remanescentes em função do tempo ($TR = 100 * e^{a*(t)}$), nos dois tipos de manejo. A decomposição dos resíduos vegetais de feijão-bravo-do-ceará foi significativamente mais acelerada em relação aos de guandu, milheto e mucuna-cinza, nos manejos com incorporação e sem incorporação ao solo (Tabelas 1.10 e 1.11), concordando com β_1 (Tabela 1.9). As curvas para os resíduos de guandu diferenciaram-se significativamente daquelas estabelecidas para crotalária juncea, girassol, nabo-forrageiro e vegetação espontânea nos dois manejos, confirmando a decomposição mais lenta do guandu. A decomposição dos resíduos de mucuna-cinza foi significativamente mais lenta em relação à decomposição de feijão-bravo-do-ceará, crotalária juncea, girassol e nabo-forrageiro, igualando-se à dinâmica de decomposição do guandu.

Considerando que as taxas de decomposição foram determinadas com baixa ou na ausência de precipitação pluviométrica no período da seca e com precipitação pluviométrica elevada na estação chuvosa, relacionaram-se as taxas de resíduos remanescentes com a quantidade de chuva acumulada (dados transformados para \log_{10}) no período das avaliações. O modelo linear simples de regressão ($Y = ax + b$) também resultou em ajustes satisfatórios entre os dados observados e simulados (Figura 1.3). O teste F (multivariado de Wilks), aplicado para comparar as inclinações das retas, entre cada par de espécies vegetais (Tabelas 1.12 e 1.13), mostrou comportamento semelhante às curvas de taxas de resíduos remanescentes em função do tempo, com decomposição de resíduos de feijão-bravo-do-ceará, diferenciando significativamente de guandu, milheto e mucuna-cinza. O modelo linear de regressão para os resíduos de guandu diferenciou significativamente daqueles estabelecidos para crotalária juncea, girassol, vegetação espontânea e nabo-forrageiro, exceto para os resíduos dessa crucífera com incorporação. A decomposição dos resíduos de mucuna-cinza foi significativamente mais lenta em relação ao feijão-bravo-do-ceará, crotalária juncea, girassol, nabo-forrageiro e vegetação espontânea.

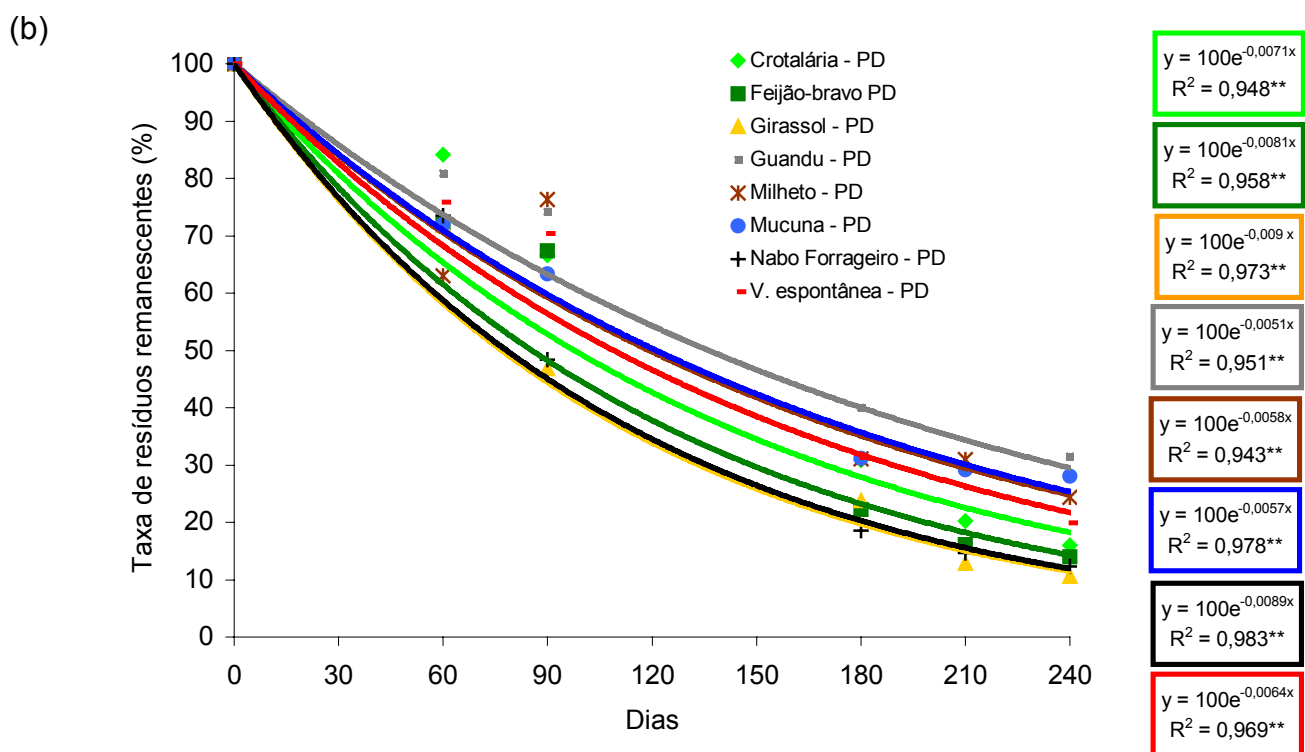
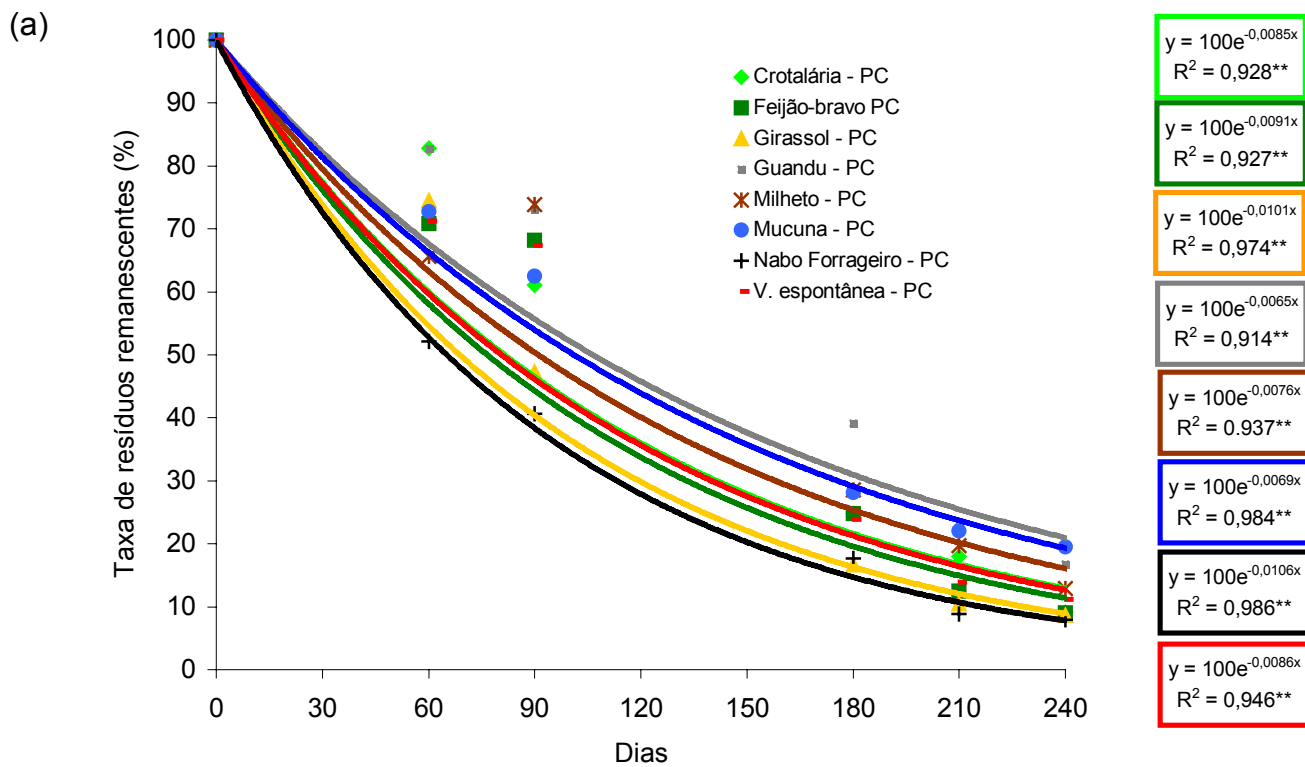


Figura 1.2. Taxa de resíduos vegetais remanescentes no solo em função do período de decomposição nos manejos: (a) com incorporação; (b) sem incorporação.

Tabela 1.10. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais com incorporação ao solo, em função do período de decomposição.

	Girassol	Guandu	Milheto	Mucuna	N. Forrageiro	V. Espontânea
C. juncea		12,78*				
F. b. do ceará		56,43**	12,24*	9,42*		
Girassol		19,35**		62,11**		
Guandu					17,49**	21,83**
Milheto						
Mucuna					28,30**	12,81*

** significativo a 1% e 5%;

Tabela 1.11. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais sem incorporação ao solo, em função do período de decomposição.

	Girassol	Guandu	Milheto	Mucuna	N. Forrageiro	V. Espontânea
C. juncea	10,91*	19,01**		7,06*		
F. b. do ceará		49,16**	20,26**	19,75**		21,38**
Girassol		38,86**	8,88*	16,17**		12,05*
Guandu					56,82**	7,17*
Milheto					13,81*	
Mucuna					67,43**	
N. Forrageiro						17,45**

** significativo a 1% e 5%;

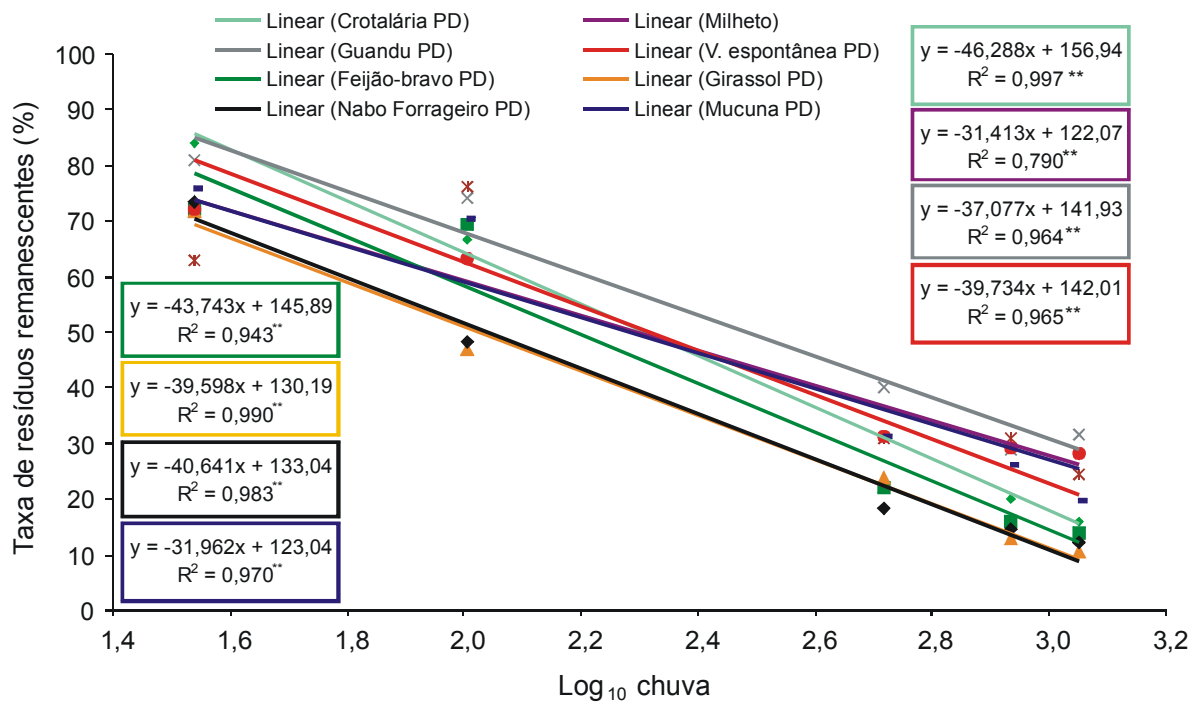
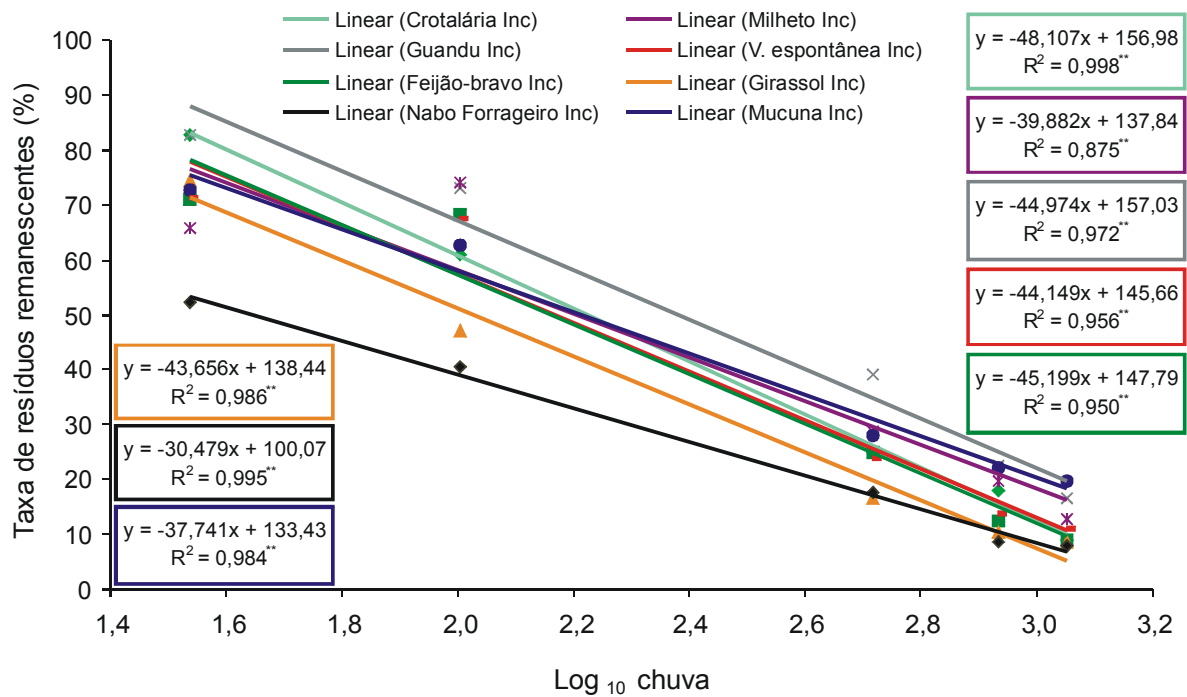


Figura 1.3. Taxa de resíduos vegetais remanescentes no solo em função da precipitação pluviométrica acumulada no período de decomposição, com incorporação (Inc) e sem incorporação (PD) ao solo.

Tabela 1.12. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais com incorporação ao solo, em função da precipitação acumulada.

	Girassol	Guandu	Milheto	Mucuna	N. Forrageiro	V. Espontânea
C. juncea		9,50*		15,12**		
F. b. do ceará		44,87**	20,31**	45,00**		9,66*
Girassol				47,00**		
Guandu						9,32**
Milheto						
Mucuna					19,05**	72,15**

** significativo a 1% e 5%;

Tabela 1.13. F multivariado de Wilks para as curvas de permanência dos resíduos vegetais sem incorporação ao solo, em função da precipitação acumulada.

	Girassol	Guandu	Milheto	Mucuna	N. Forrageiro	V. Espontânea
C. juncea		59,41**	8,53*	30,45**		11,64*
F. b. do ceará		51,13**	31,66**	113,67**		17,26**
Girassol		36,82**	10,25*	37,08**		10,35*
Guandu					16,57**	8,48*
Milheto					9,05*	
Mucuna					52,98**	15,11**
N. Forrageiro						17,45**

** significativo ao nível de 1% e 5%;

Os cálculos da meia-vida e do tempo de reciclagem do material vegetal (Tabela 1.14) das espécies estudadas comprovam os modelos (exponencial e linear) de decomposição. O tempo necessário para decomposição de 50% dos resíduos de guandu e de mucuna-cinza, com incorporação e sem incorporação e de milho com incorporação ao solo, foi superior às demais espécies. No caso da decomposição dos resíduos de guandu, foram necessários 59 dias acima do tempo gasto para decomposição de 50% dos resíduos de nabo-forrageiro em plantio direto. Mais uma vez, verificou-se que os resíduos de guandu, mucuna-cinza e milho reciclam-se mais lentamente, sobretudo, em relação aos de nabo-

forrageiro, girassol e feijão-bravo-do-ceará. O material vegetal de crotalária juncea, apesar da meia-vida curta, não apresenta período de reciclagem entre os mais rápidos das espécies avaliadas. O tempo de reciclagem dos resíduos vegetais sem incorporação é superior em relação ao com incorporação.

Tabela 1.14. Tempo necessário para decomposição de 50% e tempo de reciclagem de resíduos vegetais, sem incorporação e com incorporação no solo.

Espécies vegetais	Meia-vida (h) [*]		Tempo de reciclagem (τ) ^{**}	
	Sem inc.	Com inc.	Sem inc.	Com inc.
	(Dias)			
Crotalária juncea	97	81	141	118
Feijão-bravo-do-ceará	86	76	123	110
Girassol	77	69	111	99
Guandu	136	107	196	154
Milheto	119	91	172	132
Mucuna-cinza	122	100	175	145
Nabo-forrageiro	78	65	112	94
V. espontânea	108	81	156	116

* ($h = \ln 2/k$); ** ($\tau = 1/k$): onde k é coeficiente da equação exponencial ($TR = 100 * e^{k*(t)}$)

3.3. Caracterização da composição química do material vegetal por RMN de ¹³C com CP/MAS no estado sólido

Os espectros obtidos por RMN de ¹³C com CP/MAS do material vegetal (guandu, mucuna-cinza, crotalária juncea, nabo-forrageiro e feijão-bravo-do-ceará) anteriormente ao início do experimento de decomposição (T_0), aos 60 (T_1) e aos 90 dias (T_2) após a colocação das sacolas de serapilheira no campo são apresentados na Figura 1.4. Nos três espectros, observa-se a região de 0-45 ppm, que segundo Mahieu et al. (1999) compreende os grupos alquilas relativos a CH_2 e a CH_3 de ácidos alifáticos e graxos. Nessa região dos espectros (Figura 1.4), a absorção predominante a 30 ppm corresponde aos CH_2 oriundos de ácidos carboxílicos alifáticos, lipídios e outros biopolímeros alifáticos não bem identificados, concordando com a análise de RMN de ¹³C CP/MAS de material

vegetal de outros trabalhos (Nierop et al., 2001; Alcântara et al., 2004). A região entre 30 e 60 ppm relaciona-se à presença de proteínas ou peptídeos de acordo com Kögel-Knabner (1997). Entretanto, Alcântara et al. (2004) citam que proteínas podem se sobrepor aos sinais de O-alquilas, registrados na região de 46-110 ppm. A região de 45–110 ppm representou a maior parte do carbono orgânico em todos os espectros do material vegetal analisado (Figura 1.4) e em conformidade com Kögel-Knabner (1997) divide-se em três sub-regiões. Os maiores sinais nessa região de O-alquilas observados nos espectros da Figura 1.4, foram encontrados aproximadamente a 60 ppm, 70 ppm e 100 ppm, para a maioria das espécies vegetais estudadas e correspondem aos polissacarídeos. A absorção a 70 ppm, presente na maior parte das plantas condicionadoras, nos três períodos (Figura 1.4), é devida aos grupos C-O de carboidratos. A absorção a 105 ppm também obtida para a maioria dos espectros das plantas nas três avaliações é atribuída ao carbono anomérico e está de acordo com a caracterização de outros materiais vegetais por RMN de ^{13}C CP/MAS (Golchin et al., 1995; Kögel-Knabner, 1997; Nierop et al., 2001; Alcântara et al., 2004). A região obtida para carbonos aromáticos (110-160 ppm) na Figura 1.4, incluem-se os fenóis entre 150 e 160 ppm (Mahieu et al., 1999). Os sinais dos espectros em estudo que ocorrem próximos a 130 e 150 ppm representam, respectivamente, os carbonos aromáticos e carbonos fenólicos presentes em lignina (Kögel-Knabner, 1997). Os sinais obtidos a 130 ppm foram pouco acentuados nos materiais vegetais analisados. A região entre 160 e 220 ppm que, segundo Mahieu et al. (1999) compreende os grupos funcionais acilas (C=O) de ácidos carboxílicos alifáticos e aromáticos de amida e de éster apareceram em torno de 170 ppm nos espectros (Figura 1.4) obtidos por RMN de ^{13}C CP/MAS.

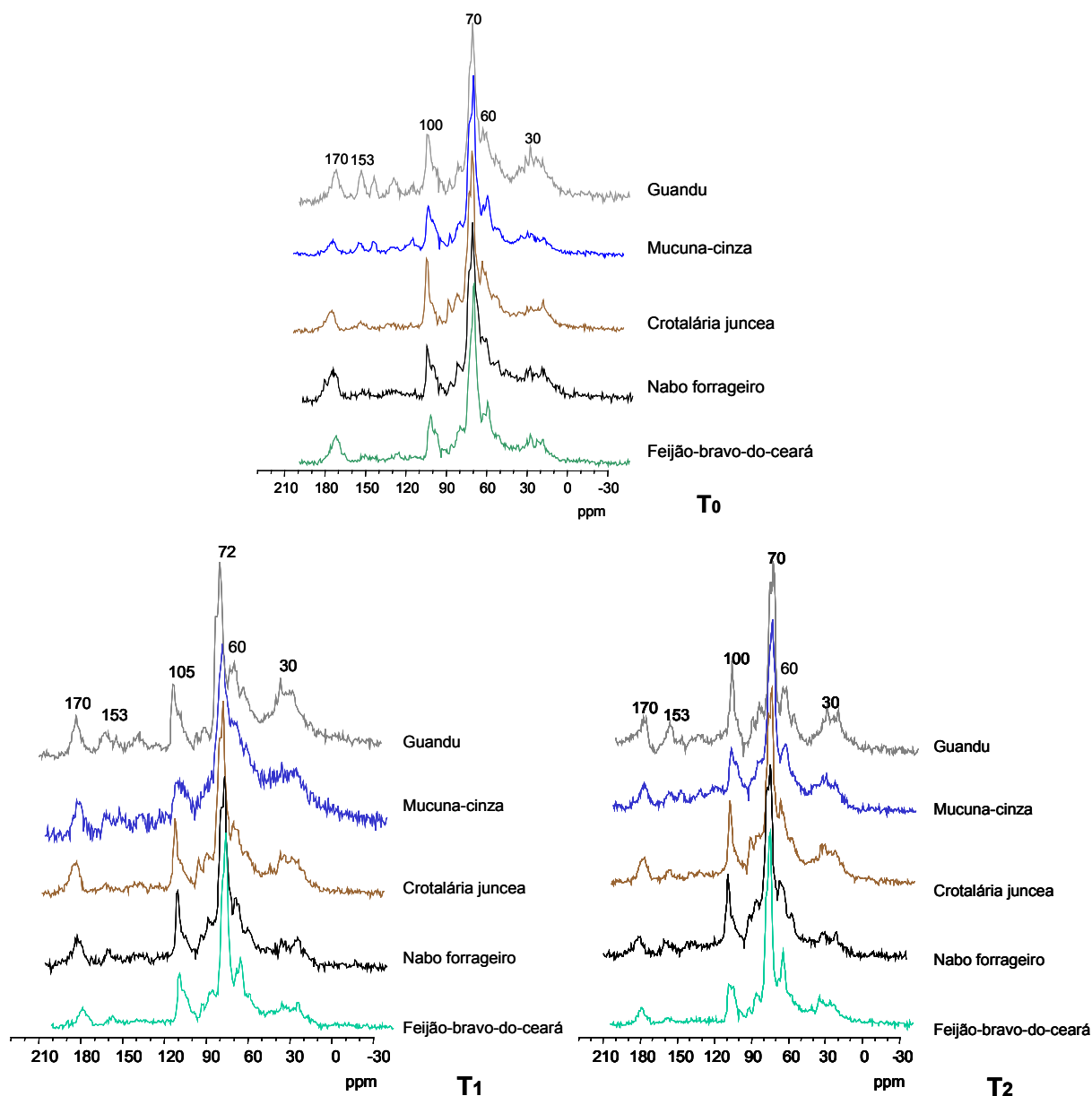


Figura 1.4. Espectro de RMN de ^{13}C (CP/MAS) do material vegetal antes do início do experimento de decomposição (T_0) e dos resíduos vegetais aos 60 (T_1) e 90 (T_2) dias do início do experimento de decomposição.

Observaram-se efeitos significativos (Tabela 1.15) das espécies vegetais, do período de decomposição e da interação entre esses dois fatores sobre os grupos orgânicos caracterizados pela aplicação de RMN de ^{13}C CP/MAS.

Em relação à porcentagem de carbonila/acila (Tabela 1.15), apenas o efeito do período de decomposição foi significativo ($F=10,97$; $P=0,006$), com decréscimo desses grupos orgânicos até 90 dias a partir do T_0 .

Quanto aos carbonos aromáticos (Tabela 1.15), detectou-se efeito significativo das espécies vegetais ($F=18,90$; $P=0,0004$), com as maiores porcentagens desse grupo orgânico no material verde e nos resíduos de mucuna-cinza e de guandu em relação às demais plantas condicionadoras.

Verificaram-se efeitos significativos das espécies vegetais ($F=7,07$; $P=0,0097$) e do período de decomposição ($F=6,19$; $P=0,0081$) sobre o grupo de O-alquilas. As porcentagens significativamente menores desse grupo orgânico ao longo da decomposição foram analisadas no material verde de guandu, com incremento significativo da segunda para a terceira avaliação (T_1 para T_2). Crotalaria juncea apresentou diminuição relativa de grupos O-alkila da primeira (T_0) para a segunda avaliação (T_1) e aumento desta para a terceira avaliação (T_2), igualando-a ao T_0 .

Quanto ao grupo alkila (Tabela 1.15), foram constatados efeitos significativos das espécies vegetais ($F=6,07$; $P=0,0151$), do período de decomposição ($F = 9,99$; $P = 0,0010$) e da interação espécie*período ($F = 3,45$; $P = 0,0116$). As maiores porcentagens desse grupo orgânico foram detectadas no material verde de guandu e em seus resíduos aos 60 dias. Aos 90 dias do início do experimento de decomposição, as plantas condicionadoras apresentaram porcentagens significativamente iguais de carbonos do grupo alkila, exceto o nabo-forrageiro. Houve incremento significativo de grupos alquilas do material verde (T_0) em relação aos resíduos em decomposição (T_1 e T_2). Os teores desse grupo orgânico, em resíduos de guandu, reduziram-se significativamente na terceira avaliação efetuada aos 90 dias (T_2). Nas amostras de nabo-forrageiro não houve alteração significativa na região de alquilas ao longo do período de decomposição.

Na Tabela 1.16, são apresentados os índices de aromaticidade e de hidrofobicidade das amostras vegetais, bem como sua razão alkila/O-alkila os quais juntos complementam os resultados da proporção relativa dos tipos de carbono. As três relações foram influenciadas pelas espécies vegetais, pelo tempo de decomposição e pela interação entre esses dois fatores. Em relação à aromaticidade, houve efeito significativo apenas das espécies vegetais ($F=12,78$; $P=0,0015$) com os maiores índices sendo observados para amostras de guandu e mucuna-cinza. A hidrofobicidade sofreu efeito significativo das espécies vegetais

($F=48,47$; $P=0,0007$), do período de decomposição ($F=16,35$; $P=0,0001$) e da interação entre ambos ($F=3,89$; $P=0,0065$). O material relativo ao guandu apresentou os maiores índices de hidrofobicidade, embora, nas avaliações dos resíduos vegetais (T_1 e T_2), as amostras de mucuna-cinza tenham apresentado valores similares às de guandu. Houve incremento na hidrofobicidade entre material verde (T_0) e resíduos (T_1 e T_2) de crotalária juncea, guandu e mucuna-cinza. Em relação às amostras de guandu, foram observados aumento e decréscimo da hidrofobicidade, na segunda (T_1) e na terceira avaliação (T_2) respectivamente.

Quanto à relação alquila/O-alquila (Tabela 1.16), foram constatados efeitos significativos das espécies ($F=10,60$; $P<0,0028$), do período de decomposição ($F=7,43$; $P < 0,0039$) e da interação espécie*período ($F=3,36$; $P=0,0132$). O material referente ao guandu apresentou os índices alquila/O-alquila significativamente mais elevados em relação às demais plantas condicionadoras nas duas primeiras análises (T_0 e T_1), enquanto, aos 90 dias (T_2), crotalária juncea, feijão-bravo-do-ceará e mucuna-cinza apresentaram índices similares aos das amostras de guandu. Esse índice aumentou em crotalária juncea e mucuna-cinza, principalmente, do material verde para a avaliação aos 60 dias (T_1). A razão alquila/O-alquila em guandu aumentou do material verde para a avaliação dos resíduos aos 60 dias (T_1), reduzindo significativamente na avaliação efetuada aos 90 dias em relação às duas anteriores.

Tabela 1.15. Porcentagem relativa dos grupos orgânicos do material e dos resíduos vegetais aos 60 e 90 dias do início do experimento de decomposição, por meio de RMN de ^{13}C CP/MAS.

Espécies vegetais	Porcentagem em relação aos grupos orgânicos											
	Carbonila/acila			Aromático			O-alquila			Alquila		
	0 d	60 d	90 d	0 d	60 d	90 d	0 d	60 d	90 d	0 d	60 d	90 d
C. juncea	7,5 (a)AB	10,6 (a)A	4,1 (a)B	9,9 (ab)A	8,3 (b)A	5,3 (b)A	69,2 (a)A	61,8 (a)B	70,1 (a)A	13,4 (b)B	19,3 (b)A	20,5 (a)A
Feijão-bravo	11,0 (a)A	6,8 (a)AB	5,9 (a)B	7,5 (bc)A	5,9 (b)A	6,2 (b)A	65,5 (a)A	68,4 (a)A	68,1 (a)A	16,0 (bc)B	18,9 (b)A	19,8 (a)A
Guandu	11,4 (a)A	7,8 (a)AB	4,7 (a)B	11,7 (a)A	11,4 (a)A	11,9 (a)A	56,4 (b)B	54,5 (b)B	64,3 (b)A	20,5 (a)B	26,3 (a)A	19,2 (a)B
Mucuna-cinza	6,7 (a)AB	7,5 (a)A	2,3 (a)AB	12,1 (a)A	13,1 (a)A	10,1 (a)A	67,5 (a)A	62,3 (a)A	67,0 (a)A	13,7 (b)B	18,9 (b)A	20,6 (a)A
N. forrageiro	10,5 (a)A	7,8 (a)A	2,9 (a)B	5,7 (c)A	7,5 (b)A	7,7 (b)A	65,9 (a)B	67,1 (a)AB	74,1 (a)A	17,9 (ac)A	17,6 (b)A	15,3 (b)A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem pelo teste de Tukey a 5%.

Tabela 1.16. Relações entre os grupos orgânicos do material vegetal (anterior ao período de decomposição) e dos resíduos vegetais aos 60 e 90 dias do início do experimento de decomposição, por meio de RMN de ^{13}C CP/MAS.

Espécies vegetais	Aromaticidade			Hidrofobicidade			Alquila/O-alquila		
	0 d	60 d	90 d	0 d	60 d	90 d	0 d	60 d	90 d
Crotalaria juncea	0,11 (b)A	0,10 (b)A	0,05 (b)A	0,30 (b)B	0,38 (b)A	0,35 (b)AB	0,19 (b)B	0,31 (b)A	0,30 (a)A
Feijão-bravo	0,09 (b)A	0,06 (b)A	0,07 (b)A	0,31 (b)A	0,33 (b)A	0,36 (b)A	0,25 (b)A	0,28 (b)A	0,29 (a)A
Guandu	0,13 (a)A	0,12 (a)A	0,13 (a)A	0,48 (a)B	0,61 (a)A	0,45 (a)B	0,38 (a)B	0,49 (a)A	0,30 (a)C
Mucuna-cinza	0,13 (a)A	0,14 (a)A	0,10 (a)A	0,35 (b)B	0,46 (ab)A	0,44 (a)A	0,20 (b)B	0,30 (b)A	0,31 (a)A
Nabo-forrageiro	0,06 (b)A	0,08 (b)A	0,08 (b)A	0,31 (b)A	0,33 (b)A	0,30 (b)A	0,27 (b)A	0,26 (b)A	0,21 (b)A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

3.4. Carbono, nitrogênio, $P_{\text{Mehlich-1}}$ no solo sob uso de plantas condicionadoras

As amostras foram coletadas nas profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm, para determinação dos teores e estoques de carbono e nitrogênio e de fósforo assimilável, na estação seca (primeira avaliação de decomposição aos 60 dias) e no período de chuva (avaliação aos 210 dias).

Em relação aos estoques de carbono no solo (Tabela 1.17), foram detectados efeitos significativos dos tipos de manejo ($F=19,84$; $P=0,0005$) e das interações entre: manejo e profundidade de solo ($F=7,42$; $P=0,0110$); espécies vegetais e época de amostragem ($F=2,63$; $P=0,0258$); profundidade de solo e época de amostragem ($F=86,49$; $P<0,0001$); espécies, profundidade e época de amostragem ($F=2,63$; $P=0,0260$); manejo, profundidade e época de amostragem ($F=47,83$; $P<0,0001$). O estoque de carbono no solo sob plantio direto foi significativamente mais elevado do que sob incorporação, na camada de 0 a 5 cm e período de chuva. No solo com incorporação dos resíduos vegetais, o estoque mais elevado foi determinado na profundidade de 5 a 10 cm, na estação seca.

Profundidade de solo ($F=53,09$; $P<0,0001$) e época de amostragem ($F=24,75$; $P<0,0001$) exerceram efeitos significativos sobre os estoques de nitrogênio no solo (Tabela 1.18), sendo que os estoques mais elevados foram verificados no solo sob plantio direto, na camada de 0 a 5 cm e no período de chuva.

Tabela 1.17. Estoques de carbono no solo sob uso de espécies vegetais, nos períodos de seca e chuva, considerando as profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)			
	0-5 cm		5-10 cm	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Crotalaria juncea	7,2 (a)B	8,7 (a)A	7,0 (a)A	7,5 (a)A
Feijão-bravo-do-ceará	7,5 (a)A	7,9 (a)A	7,3 (a)A	7,8 (a)A
Guandu	7,4 (a)A	8,4 (a)A	6,8 (a)A	7,8 (a)A
Milheto	7,4 (a)B	8,7 (a)A	6,9 (a)B	7,5 (a)A
Mucuna-cinza	8,1 (a)A	8,5 (a)A	7,0 (a)B	7,7 (a)A
Nabo-forrageiro	8,0 (a)A	7,9 (a)A	6,8 (a)B	8,2 (a)A
Vegetação espontânea	7,4 (a)A	8,4 (a)A	6,7 (a)A	7,3 (a)A
Com incorporação	7,4 (a)	7,8 (b)	7,2 (a)	7,9 (a)
Sem incorporação	7,7 (a)	8,9 (a)	6,6 (b)	7,5 (a)

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Tabela 1.18. Estoques de nitrogênio no solo com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm e nos períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Manejo	Estoque de Nitrogênio (Mg ha ⁻¹)			
	0 – 5 cm	5 – 10 cm	Seca	Chuva
Com Incorporação	0,8	0,8	0,8	0,8
Sem Incorporação	0,9	0,7	0,8	0,9

Quanto à razão C/N do solo (Tabela 1.19), foram observados efeitos significativos das espécies vegetais (F=2,96; P=0,0439), da profundidade de solo (F=3,85; P=0,0596), das interações entre espécies e época de amostragem (F=2,89; P=0,0161), espécies e profundidade de solo (F=3,26; P=0,0146), interação espécie*época*profundidade (F=2,77; P=0,0200). O solo sob uso de mucuna-cinza apresentou razão C/N mais elevada, na profundidade de 0 a 5 na época seca.

Tabela 1.19. Razão C/N do solo sob uso de espécies vegetais, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, considerando os períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Razão C/N			
	Seca		Chuva	
	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
Crotalária juncea	9,5 (b)A	10,0 (a)A	10,4 (a)A	9,8 (a)A
Feijão-bravo-do-ceará	9,1 (b)A	10,5 (a)A	10,1 (a)A	9,9 (a)A
Guandu	9,9 (b)A	9,5 (a)A	10,9 (a)A	9,8 (a)A
Milheto	9,3 (b)A	9,9 (a)A	9,4 (a)A	9,4 (a)A
Mucuna-cinza	18,0 (a)A	9,9 (a)B	11,0 (a)A	9,4 (a)A
Nabo-forrageiro	10,3 (b)A	9,5 (a)A	9,8 (a)A	10,4 (a)A
Vegetação espontânea	9,4 (b)A	10,0 (a)A	10,2 (a)A	8,6 (a)A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha em cada estação, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

A razão $C/P_{\text{assimilável}}$ do solo (Tabela 1.20) sofreu efeitos significativos da profundidade de solo ($F=67,65$; $P<0,0001$), das interações entre tipos de manejo dos resíduos vegetais e profundidade de solo ($F=4,93$; $P<0,0347$), entre época e profundidade de solo ($F=72,75$; $P<0,0001$) e da interação tripla entre espécies, época e profundidade de solo ($F=2,90$; $P=0,0158$). No período seco, as amostras de solo nas parcelas com guandu ($C/P = 2146$) e mucuna-cinza ($C/P = 2022$) apresentaram razões $C/P_{\text{assimilável}}$ mais elevadas, na profundidade de 0 a 5 cm. No período chuvoso, valores acentuadamente mais altos desse parâmetro foram observados na profundidade de 0 a 5 cm, sendo que as amostras de solo das parcelas sob crotalária juncea ($C/P = 2882$), mucuna-cinza ($C/P = 2666$), milheto ($C/P = 2415$) e guandu ($C/P = 2341$) apresentaram valores de $C/P_{\text{assimilável}}$ mais elevados. O solo sob uso de feijão-bravo-do-ceará apresentou o valor mais baixo dessa relação ($C/P = 1714$). As razões $C/P_{\text{assimilável}}$ significativamente mais elevadas foram detectadas na camada de solo de 0 a 5 cm, da coleta efetuada no período de chuva, nos dois tipos de manejo dos resíduos vegetais.

Tabela 1.20. Razão C/P_{assimilável} do solo sob uso de espécies vegetais, com incorporação e sem incorporação, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, considerando os períodos de seca e chuva, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Razão C/P _{assimilável}			
	Seca		Chuva	
	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
Crotalária juncea	1197 (bc)A	1953 (ab)A	2882 (a)A	505 (a)B
Feijão-bravo-do-ceará	1723 (abc)A	1291 (b)A	1714 (c)A	761 (a)B
Guandu	2146 (a)A	1879 (ab)A	2341 (ab)A	574 (a)B
Milheto	1659 (abc)A	2382 (a)A	2415 (ab)A	449 (a)B
Mucuna-cinza	2022 (ab)A	1478 (b)A	2666 (ab)A	650 (a)B
Nabo-forrageiro	1540 (abc)A	1429 (b)A	2051 (bc)A	947 (a)B
Vegetação espontânea	1103 (c)A	1190 (bc)A	1997 (bc)A	474 (a)B

Manejo	Razão C/P _{assimilável}			
	Seca		Chuva	
	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
Com incorporação	1662 (a)A	1891 (a)A	2173 (a)A	741 (a)B
Sem incorporação	1593 (a)A	1424 (a)A	2437 (a)A	505 (a)B

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha por estação, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.5. Carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo

Em relação ao carbono da biomassa microbiana (Tabela 1.21), observaram-se efeitos significativos dos tipos de manejo do solo ($F=11,66$; $P<0,0042$), da profundidade de solo ($F=40,11$; $P=0,0001$), da interação entre estes dois fatores ($F=6,27$; $P=0,0184$) e da interação tripla manejo*época*profundidade ($F=4,29$; $P=0,0476$).

O CBM foi significativamente mais elevado na camada de solo de 0 a 5 cm, sob os manejos com incorporação e sem incorporação ao solo e nas estações seca e chuvosa. A concentração de CBM (318 mg kg^{-1}) foi maior no solo sem incorporação dos resíduos vegetais em relação àquele com incorporação (212 mg kg^{-1}), na profundidade de 0 a 5 cm, na amostragem do período da chuva.

Tabela 1.21. Carbono da biomassa microbiana do solo com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais, nos períodos de seca e chuva, considerando profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Manejo	CBM (mg kg ⁻¹)			
	0-5 cm		5-10 cm	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Com Incorporação	223 (a)A	212 (b)A	140 (a)A	185 (a)A
Sem Incorporação	281 (a)A	318 (a)A	184 (a)A	169 (a)A
Seca	252 (a)A		162 (a)B	
Chuva	265 (a)A		177 (a)B	

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

4. DISCUSSÃO

4.1. Decomposição de resíduos vegetais com incorporação e sem incorporação no solo

Os índices de decomposição em torno de 30% obtidos para resíduos de algumas espécies vegetais já aos 60 dias da colocação das sacolas de serapilheira no campo (Tabela 1.7; Figuras 1.2 e 1.3) concordam com a decomposição acentuada dos primeiros meses do processo (Alexander, 1977 apud Correia & Andrade, 1999). Na primeira avaliação, as sacolas de serapilheira foram retiradas no final da estação seca (9 e 22 de setembro) com 35 mm de precipitação pluviométrica acumulada no período (60 dias), temperatura média de 21 °C (Figura 1.1) e sem a incorporação dos resíduos vegetais que só ocorreu trinta dias após a semeadura do milho, no manejo com revolvimento do solo. A estacionalidade de chuvas que caracteriza o clima do Cerrado dificulta o cultivo dessas plantas na entressafra, porém não impede sua decomposição, conforme os índices de até 30% calculados para o intervalo de 60 dias na seca. Essa decomposição pode ter sido favorecida pelos eventos de chuva e pelas temperaturas elevadas (máximas de 25 °C em setembro) em determinadas épocas da estação seca e da sua

transição para o período de chuva (Burle et al., 1992; Amabile et al., 2000; Carvalho & Sodré Filho, 2000).

Os  ndices de decomposi o significativamente mais elevados, obtidos no manejo com incorpora o dos resíduos vegetais nas avalia es efetuadas em fevereiro e março (Tabela 1.7), resultaram do aumento da superfície de contato do material vegetal com o solo na presença de umidade (Figura 1.1), favorecendo a a o biológica e, conseqüentemente, a decomposi o na esta o chuvosa. De-Polli & Chada (1989) e Alcântara et al. (2000) atribuiram a decomposi o mais acelerada dos adubos verdes   incorpora o de seus resíduos comparativamente   sua manuten o sobre a superfície.

Os resultados relativos ao tempo necessário para decomposi o de 50% (meia-vida) e tempo de reciclagem do material vegetal (Tabela 1.14) contribuem para se recomendar plantas de cobertura visando   maior ou   menor permanência dos resíduos vegetais no solo. No sistema de plantio direto, no qual a forma o de palhada (cobertura de solo)   condi o essencial, guandu, milho e mucuna-cinza que necessitam de maior tempo para reciclar seus resíduos vegetais devem ser as espécies indicadas. Entretanto, para uma reciclagem mais rápida dos nutrientes (por exemplo, na aduba o verde), pode-se cultivar o feijão-bravo-do-ceará, nabo-forrageiro e girassol.

4.2. Composi o química, C/N, C/P e decomposi o de material vegetal

As menores propor es relativas dos grupos orgânicos aromáticos e alquilas de mais difícil decomposi o no material de crotalária juncea, feijão-bravo-do-ceará e nabo-forrageiro (Tabela 1.15) podem ter contribuído para a decomposi o mais acelerada dos seus resíduos vegetais (Baldock et al., 1992; K gel-Knabner, 1997; Mahieu et al., 1999). Essas espécies apresentaram índices de decomposi o em torno de 90%, principalmente, em manejo com incorpora o ao solo (Tabela 1.7; Figuras 1.2 e 1.3).

A razão C/N do nabo-forrageiro (aproximadamente 26 nas duas avalia es), bem mais elevada que a determinada (C/N 12) em Calegari (1995), pode ter resultado da maior participa o do caule do que das folhas no presente estudo.

Essa crucífera, juntamente com a crotalária juncea, está no grupo das espécies com a mais baixa razão C/N do material verde. Por sua vez, a razão C/N dos resíduos vegetais dessas duas plantas condicionadoras está entre as mais elevadas (Tabela 1.5) do experimento. Tal mudança de comportamento entre C/N do material verde e dos resíduos é devida à elevada concentração de nitrogênio na parte aérea dessas espécies e à acentuada perda desse nutriente ao longo do tempo, possivelmente, pela decomposição mais acelerada das folhas. Considerando que a crotalária juncea apresentou decomposição mais lenta no início do processo, principalmente, até os 60 dias, mas na avaliação efetuada aos 180 dias já se encontrava entre as espécies de maiores índices de decomposição (Tabela 1.7; Figuras 1.2 e 1.3), deve-se questionar a razão C/N como um adequado indicador da dinâmica de decomposição.

Os índices de decomposição de feijão-bravo-do-ceará e de guandu diferenciaram-se na maioria das avaliações (Tabela 1.7; Figuras 1.2 e 1.3), sendo que essas leguminosas apresentaram diferenças quanto à razão C/N e à razão C/P dos resíduos vegetais (Tabela 1.5), bem como na composição química dos tecidos vegetais (Figura 1.4; Tabela 1.15). A decomposição dos resíduos vegetais de mucuna-cinza foi semelhante à de guandu, apesar de o comportamento dessas duas espécies ser diferenciado quanto à razão C/N dos resíduos vegetais (Tabela 1.5). Considerando as razões C/N e C/P do material verde, a mucuna-cinza assemelha-se mais ao feijão-bravo-do-ceará, sendo que apenas a razão C/P de seus resíduos foi similar à do material de guandu (Tabela 1.5). Entretanto, a composição química dessa leguminosa, em especial, em relação à região dos grupos orgânicos aromáticos, é significativamente semelhante à de guandu (Tabela 1.15), corroborando a relação entre decomposição dos resíduos e composição química do material vegetal (Parr & Papendick, 1978; Preston, 1991; Baldock et al., 1992; Kögel-Knabner, 1997; Zech et al., 1997; Randal et al., 1997).

Segundo Cortez et al. (1996), a razão C/N individualmente não representa bem o processo de decomposição dos materiais orgânicos por não considerar a qualidade do carbono. Essa relação representa a proporção entre carbono e nitrogênio, enquanto a composição química semiquantificada pela técnica de RMN de ^{13}C CP/MAS determina a contribuição relativa dos principais grupos de C presentes no material vegetal, ou seja, a qualidade do carbono. No caso da

mucuna-cinza, apesar de a sua razão C/N ser baixa, a estrutura dos seus compostos de carbono é de difícil decomposição. Segundo Myers et al. (1994) e Palm & Sanchez, 1991, apud Rheinheimer et al. (2000), além da razão C/N, a composição química e a razão C/P dos resíduos vegetais apresentam influência relevante sobre o processo de decomposição.

A análise de RMN de ^{13}C CP/MAS comprovou a mais alta porcentagem de grupos O-alquilas na região 45–110 ppm (Figura 1.4, Tabela 1.15), relativa aos polissacarídeos, no material vegetal das espécies estudadas (Golchin et al., 1995; Mahieu et al., 1999; Gregorich et al., 2000; Alcântara et al., 2004). O guandu apresentou a menor proporção relativa de polissacarídeos e, juntamente com mucuna-cinza, a maior porcentagem de compostos aromáticos na região 110-160 ppm. Esse resultado reflete a menor velocidade de decomposição dessas leguminosas, principalmente, do guandu (Tabela 1.9, Figura 1.2 e 1.3), já que seus compostos mais facilmente decomponíveis (polissacarídeos) estão em menor proporção em relação àqueles de mais difícil decomposição (material lignificado que contém grupos aromáticos e carbonos recalcitrantes da região alquila). Ao longo do processo, sua dinâmica de decomposição diferenciou-se da maioria das outras espécies vegetais avaliadas, comportamento que se destacou no manejo sem incorporação (Tabela 1.9) devido à decomposição mais lenta nessas condições de menor contacto dos resíduos com o solo. Gregorich et al. (2000), analisando espectros de material vegetal de gramínea (milho) e leguminosa (alfafa), atribuíram a dominância da região dos grupos O-alquilas à presença de celulose, outros polissacarídeos, proteínas e cadeias de carbonos propil e metoxil de ligninas. Os autores encontraram diferenças de intensidade dos sinais observados nas regiões dos grupos alquilas e dos O-alquilas, sendo que os resíduos de alfafa apresentaram maior proporção relativa de grupos alquilas e menor de grupos O-alquilas do que os do milho.

As relações aromaticidade e hidrofobicidade das amostras de material vegetal das espécies estudadas (Tabela 1.16) mostram o guandu e a mucuna-cinza como as espécies vegetais mais aromáticas e hidrofóbicas, expressando sua estrutura de carbono de decomposição lenta. O guandu apresentou maior relação alquila/O-alquila aos 60 dias após o início do experimento em relação ao material verde (Tabela 1.16), concordando com os resultados que associam a

decomposição com o aumento na proporção de alquilas (Preston, 1996; Baldock et al., 1997; Kögel-Knabner, 1997, Nierop et al., 2001). À medida que o processo de decomposição ocorre, a tendência é o decréscimo na proporção dos compostos do grupo *O*-alquilas (que vão sendo quebrados em moléculas menores) e o aumento na proporção dos compostos alquilas. Segundo Golchin et al. (1995) e Gregorich et al. (1996), a concentração de alquilas é mais acentuada nas fases iniciais da decomposição, o que está de acordo com os aumentos significativos de alquilas na análise dos resíduos vegetais de crotalária juncea, feijão-bravo-do-ceará, mucuna-cinza e guandu, efetuada aos 60 dias (Tabela 1.15), em relação ao material antes do início do experimento de decomposição. Porém, observa-se (Tabela 1.15) que os compostos do grupo *O*-alquilas, exceto no material vegetal de mucuna-cinza, aumentam até mais do que a porcentagem inicial.

A relação entre proporção dos compostos do tipo alquilas e *O*-alquilas no material vegetal (guandu, mucuna-cinza e crotalária juncea) que apresentou diferença significativa ao longo do tempo, entre 60 e 90 dias (Tabelas 1.15 e 1.16), não segue o comportamento de incremento nos grupos dos alquilas e redução dos *O*-alquilas com a decomposição (Golchin et al., 1995; Gregorich et al., 1996; Preston, 1996; Baldock et al., 1997; Kögel-Knabner, 1997; Nierop et al., 2001). Provavelmente, a rápida biodegradação da maioria dos compostos hidrossolúveis e polissacarídeos dessa região, já tivesse ocorrido nos 60 dias iniciais, quando houve incremento na relação alquilas/*O*-alquilas dos resíduos das referidas espécies. A partir dos 60 dias, predomina o ataque dos compostos estruturais, com a lenta redução de hidrossolúveis fenólicos e hemiceluloses, e aumento relativo do conteúdo de ligninas e proteínas que pode perdurar por anos, dependendo da natureza do material e da presença dos grupos especializados de microrganismos (Waksman, 1952; Alexander, 1977; Gallardo & Merino, 1993; apud Correia & Andrade, 1999).

A diminuição significativa ao longo do tempo na proporção de carbonilas/acilas, exceto para material vegetal de crotalária juncea e mucuna-cinza, pode estar contrariando o processo de decomposição oxidativa (Quideau et al., 2000) por causa das condições específicas de decomposição no interior das sacolas de serapilheira em estudo.

Uma hipótese para o “não-incremento no grupo dos alquilas e redução no grupo dos O-alquilas” com a decomposição é que a ação microbiana sobre a lignina, os polifenóis e algumas biomacromoléculas alifáticas relativamente resistentes à quebra (Zech et al. 1997) poderia estar alterando a relação alquilas/O-alquilas. Os microrganismos quebrariam seletivamente essas moléculas mais resistentes e os “fragmentos”, moléculas menores e de mais fácil decomposição aumentariam a proporção de O-alquilas com o tempo (Baldock et al., 1992). O material microbiano constituído principalmente de carboidratos, também pode estar sendo adicionado no decorrer do tempo ao material de algumas espécies vegetais, sobretudo, aquelas de mais difícil decomposição como o guandu, aumentando a concentração de O-alquilas. Porém, o carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) não contribuiu para explicar esse comportamento, já que as espécies vegetais não se diferenciaram significativamente em relação ao referido parâmetro microbiológico. (Tabela 1.21). Gregorich et al. (1996) atribuíram o acúmulo de alquilas e não de O-alquilas às estruturas microbianas ou aos seus metabólitos. Entretanto, Gregorich et al. (1996) analisaram a fração leve da matéria orgânica do solo sob cultivo de milho e não o material vegetal como no presente estudo.

4.3. Estoques carbono e de nitrogênio do solo

A dinâmica de decomposição das plantas condicionadoras do solo, incluindo os parâmetros que afetam esse processo, como, por exemplo, razões C/N e C/P, composição química dos tecidos vegetais, pode afetar os estoques de C e N do solo. Os estoques de carbono e de nitrogênio mais elevados na camada superficial do solo sem incorporação devem-se a decomposição mais lenta dos resíduos vegetais nesse tipo de manejo. Neste estudo, os efeitos significativos detectados sobre os estoques de carbono e de nitrogênio do solo (Tabelas 1.18 e 1.19) e, em especial, o incremento significativo da razão C/N no solo sob uso de mucuna-cinza e C/P no solo sob o uso de guandu (Tabelas 1.20 e 1.21) refletem o processo de decomposição dos resíduos vegetais. A decomposição mais lenta do material de guandu e de mucuna-cinza, principalmente, pela composição química com menor proporção de compostos mais facilmente decomponíveis (polissacarídeos) em

relação àqueles de mais difícil decomposição (aromáticos e alquilas), pode ter resultado nos valores de C/P mais elevados encontrados no solo sob essas leguminosas, na profundidade de 0 a 5 cm, na época seca. Os maiores valores C/P na camada de solo de 0 a 5 cm em relação à de 5 a 10 cm devem-se aos teores mais elevados de $P_{\text{Mehlich } 1}$ na profundidade de 5 a 10 cm (25 mg kg^{-1}) em relação à de 0 a 5 cm (13 mg kg^{-1}) e, à concentração de C bem mais elevada na superfície do solo pelo acúmulo dos resíduos vegetais, sobretudo, da palha do milho. Possivelmente, os efeitos dos resíduos de mucuna-cinza sobre a razão C/N do solo, bem como os de guandu sobre a razão C/P, na estação seca, resultaram da maior concentração de compostos aromáticos no tecido vegetal dessas leguminosas (Tabela 1.15).

A produção de matéria seca de mucuna-cinza foi uma das mais altas (Tabela 1.3), considerando-se, ainda, a capacidade de rebrotamento dessa planta condicionadora do solo (Sodré Filho et al., 2004). A mucuna-cinza e o feijão-bravo-do-ceará, durante os seis anos do sistema de cultivo, permaneceram no grupo das espécies vegetais que proporcionaram os rendimentos mais elevados ao milho (Carvalho & Sodré Filho, 2000). Esse fato resultou em alta produção de palha da cultura nas parcelas sob uso dessas plantas condicionadoras, o que também deve ter contribuído para a maior razão C/N do solo. Por sua vez, o uso de guandu, incluído no grupo das espécies com razões C/N e C/P mais elevadas e maior concentração de compostos de mais difícil decomposição (aromáticos e alquilas), não resultou em maior razão C/N do solo, possivelmente, pela sua menor produção de fitomassa (Tabela 1.3) e de palha de milho nas parcelas com uso dessa leguminosa.

4.4. Uso de plantas condicionadoras com incorporação (adubação verde) e sem incorporação (plantio direto) no solo

A decomposição mais lenta, tanto em relação às plantas condicionadoras quanto ao manejo dos resíduos vegetais, nem sempre resulta em benefícios diretos sobre o rendimento da cultura. No ano agrícola desta pesquisa (2002/2003), as maiores produtividades do milho (Tabela 1.4) não foram obtidas nas parcelas sob uso do guandu e da mucuna-cinza nem do plantio direto. Esse comportamento

corroborar resultados positivos da incorporação de resíduos vegetais sobre parâmetros de fertilidade, os quais são atribuídos à decomposição mais acelerada, conseqüentemente, à liberação mais rápida de nutrientes (De-Polli & Chada, 1989; Alcântara et al., 2000), sobretudo, o nitrogênio e o fósforo limitantes nos solos de Cerrado (Carvalho et al., 1999). Porém, no sistema de plantio direto, que necessita de uma eficiente cobertura de solo, espécies como guandu, milheto e mucuna-cinza, com meia-vida mais longa, conseqüentemente, maior período para reciclar seus resíduos vegetais devem ser as plantas condicionadoras indicadas. Para reciclagem mais rápida dos nutrientes pode-se recomendar feijão-bravo-do-ceará, nabo-forageiro e girassol, principalmente, com incorporação dos resíduos vegetais ao solo (adubação verde).

5. CONCLUSÕES

O presente estudo de decomposição e composição química de material vegetal por RMN de ^{13}C com CP/MAS permite concluir que:

1. Resíduos vegetais de guandu e de mucuna-cinza apresentam decomposição mais lenta (período mais longo de reciclagem) em relação aos de feijão-bravo-do-ceará, nabo-forageiro e girassol.
2. A incorporação ao solo resulta na decomposição mais acentuada dos resíduos e período mais curto para reciclagem do material vegetal.
3. Material vegetal de guandu apresenta menor proporção de O-alquila (polissacarídeos) e, juntamente com o de mucuna-cinza, a maior proporção de compostos aromáticos.
4. As propriedades de aromaticidade e hidrofobicidade das amostras de guandu e mucuna-cinza expressam a decomposição mais lenta dessas leguminosas.
5. As amostras de guandu apresentam aumento na relação alquila/O-alquila do material verde para os resíduos aos 60 dias após o início do experimento de decomposição.
6. A composição química de material vegetal, em relação à natureza dos grupos orgânicos comprova os resultados dos modelos de decomposição.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, F.A. de.; FURTINI NETO, A.E.; PAULA, M.B. de; MESQUITA, H.A. de; MUNIZ, J.A.. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.277-288, 2000.

ALCÂNTARA, F.A.; de BUURMAN, P.; CURI, N.; FURTINI NETO, A.E.; VAN LAGEN, E.L.M. Changes in soil organic matter composition after introduction of riparian vegetation on shores of hydroelectric reservoirs (Southeast of Brazil). **Soil Biology and Biochemistry**, v.36, p1497-1508, 2004.

AMABILE, R.F.; FANCELLI, A.L.; CARVALHO, A.M. de. Comportamento de espécies de adubos verdes em diferentes épocas de semeadura e espaçamentos na região dos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.47-54, 2000.

BALDOCK, J.A.; OADES, J.M.; WATERS, A.G.; PENG, X.; VASSALO, A.M.; WILSON, M.A. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. **Biogeochemistry**, v.16: p.1-42, 1992.

BALDOCK, J.A.; OADES, J.M.; NELSON, P.N.; SKENE, T.M.; GOLCHIN, A.; CLARKE, P. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. **Australian Journal of Soil Research**, v.35, p.1067-1083, 1997.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; C.N., PILLON; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under Subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.1473-1478, 2001.

BURLE, M. L.; SUHET, A. R.; PEREIRA, J.; RESCK, D. V. S.; PERES, J. R. R.; CRAVO, M. S.; BOWEN, W.; BOULDIN, D. R.; LATHWELL, D. J. **Legume green manures: dry-season survival and the effect on succeeding maize crops**. Raleigh: Tim McBride, 1992. 35p. (Bulletin, 92-04).

CALEGARI, A. **Leguminosas para adubação verde no Paraná**. Londrina: IAPAR, 1995. 118p. (IAPAR. Circular, 80).

CARVALHO, A.M. de & SODRÉ FILHO, J. Decomposição de adubos verdes e efeitos no rendimento do milho em sistemas com preparo e sem preparo do solo.

In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRICAÇÃO DE PLANTAS, 24.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 8.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 3., 2000, Santa Maria, RS. FertBio 2000, [Resumos], p. 58, 2000. **CD ROM**.

CARVALHO, A.M. de; CARNEIRO, R.G; AMABILE, R.F.; SPERA, S.T.; DAMASO, F.H.M. **Adubos verdes: efeitos no rendimento e no nitrogênio do milho em plantio direto e convencional**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1999. 20 p. (EMBRAPA-CPAC. Boletim de pesquisa, 7).

CARVALHO, A.M. de; FAGERIA, N.K.; KINJO, T.; PEREIRA, I.P.de. Resposta do feijoeiro à aplicação de fósforo em solos dos Cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.61-67, 1995.

CARVALHO, A.M. de; CORREIA, J.R; BLANCANEUX, P.; FREITAS, L.R.S. da; MENEZES, H.A; PEREIRA, J.; AMABILE, R.F. Caracterização de espécies de adubos verdes para milho em Latossolo Vermelho-Escuro originalmente sob cerrado. In: SIMPOSIO SOBRE O CERRADO, 8.; INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TROPICAL SAVANNAS, 1., 1996, Brasília, DF. **Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos Cerrados: anais...** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 1996. p.384-388.

CONTE, P.; PICCOLO, A.; VAN LAGEN B.; Buurman, P.; Jager, P.A. Quantitative aspects of solid-state ¹³C-NMR spectra of humic substances from soils of volcanic systems. **Geoderma**, v.80, p.327-338, 1997.

CORREIA, M.E.F. & ANDRADE, A.G.de Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, SANTOS, G.A. & CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Gênese, Porto Alegre, Brasil, 1999. p.197 – 225.

DE-POLLI, H.; CHADA, S.S. Adubação verde incorporada ou em cobertura na produção de milho em solos de baixo potencial de produtividade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p. 287-293, 1989.

DICK, D.P.; MANGRICH, A.S.; MENEZES, S.M.C.; PEREIRA, B.F. Chemical and spectroscopical characterization of humic acids from two South Brazilian coals of different ranks. **J. Braz. Chem. Soc.**, v.13, p.177-182, 2002.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo/** Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. ver. Atual- Rio de Janeiro, 1997. 212p.

GOLCHIN, A.; CLARKE, P.; BALDOCK, J.A.; HIGASHI, J.O.; SKJEMSTAD, J.O.; OADES, J.M.; The effects of vegetation and burning on the chemical composition of soil organic matter in a volcanic ash soil as shown by ^{13}C NMR spectroscopy. I. Whole soil and humic acid fraction. **Geoderma**, v.76, p.155-174, 1997.

GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O.; CLARKE, P. Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by ^{13}C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state ^{13}C NMR spectroscopy in density fractions of an oxisol under forest and pasture. **Australian Journal of Soil Research**, v. 33, p.59-76, 1995.

GREGORICH, E.G.; DRURY, C.F.; BALDOCK, J.A. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.21-31, 2000.

GREGORICH, E.G.; MONREAL, C.M.; SCHNITZER, M.; SCHULTEN, H.R. Transformation of plant residues into soil organic matter: chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. **Soil Science**, v.161, p.680-693, 1996.

HATCHER, P.G.; SCHNITZER, M.; DENNIS, L.W.; MACIEL, G.E. Aromaticity of humic substances in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.45, p.1089-1094, 1981.

HOPKINS, D.W.; CHUDEK, J.A.; WEBSTER, E.A.; BARRACLOUGH, D. Following the decomposition of ryegrass labeled with ^{13}C and ^{15}N in soil by solid-state nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Eur. J. Soil Sci.**, v.48, p.623-631, 1997.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

KINCESH, P.; POWLSON, D.S.; RANDALL, E.W. ^{13}C NMR studies of organic matter in whole soils: I. Quantitation possibilities. **Eur. J. Soil Sci.**, v.46, p.125-138, 1995.

KÖGEL-KNABNER, I. Forest soil organic matter: structure and formation. **Bayreuther Bodenkundliche Berichte**, v.24, p.1-103, 1992.

KÖGUEL-KNABER, I. ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy as a tool in soil organic matter studies. **Geoderma**, v.80, p.243-270, 1997.

KÖGUEL-KNABER, I. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. **Organic Geochemistry**, v.31, p.609-625, 2000.

MAHIEU, N.; POWLSON, D.S.; RANDALL, E.W. Statistical analysis of published carbon-13 CPMAS NMR spectra of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, v.63, p.307-319, 1999.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade em sistemas agrícolas. In: SANTOS, SANTOS, G.A. & CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Gênese, Porto Alegre, Brasil, 1999. p.1 – 8.

NIEROP, K.G.J.; VAN LAGEN, B.; BUURMAN, P. Composition of plant tissues and soil organic matter in the first stages of a vegetation succession. **Geoderma**, v.100, p.1-24, 2001.

OLIVEIRA, J.R.A.; MENDES, I.C.de; VIVALDI, L.J. Biomassa microbiana de carbono em solos de cerrado sob vegetação nativa e sob cultivo: avaliação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, 2001.

PAR, J.F.& PAPENDICK, R.I. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In: OSCHWALD, W.R. (ed.). **Crop residue management systems**. Madison, 1979. p. 147 – 163.

PRESTON, C.M. Using NMR to characterize the development of soil organic matter with varying climate and vegetation. In: **Stable isotopes in plant nutrition, soil fertility and environmental studies**. International Atomic Energy Agency, Vienna. 1991. pp. 27-36..

PRESTON, C.M. Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. **Soil Science**, v.161, p.144-166, 1996.

- QUIDEAU, S.A.; ANDERSON, M.A.; GRAHAM, R.C.; CHADWICK, O.A.; TRUMBORE, S.E. Soil organic matter processes: characterization by ^{13}C NMR and ^{14}C measurements. **Forest Ecology and Management**, v.138, p.19-27, 2000.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. & KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.345-354, 2000.
- SANTOS, P.F.; WHITFORD, W.G. The effects of microarthropods on litter decomposition in a Chihuahuan ecosystem. **Ecology**, v.62, p.654-663, 1981.
- SAS Institute. SAS/STAT: **User's guide**, version 8.1, Cary, 1999-2000. v1. 943p.
- SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J. & RESK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região dos cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.541-547, 1994.
- VIVALDI, L.J. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1999. 52p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 8).
- ZHANG, J.; ZHAI, J.; ZHAO, F.; TAO, Z. Study of soil humic substances by cross-polarization magic angle spinning ^{13}C nuclear magnetic resonance and pyrolysis-capillary gas chromatography. **Analytica Chimica Acta**, v.378, p.177-182, 1999.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, M.T.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v.79, p.117-161, 1997.

Capítulo 2

FRAÇÕES ORGÂNICAS E INORGÂNICAS DE FÓSFORO
NO SOLO SOB PLANTAS CONDICIONADORAS COM
INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO

CAPÍTULO 2

FRAÇÕES ORGÂNICAS E INORGÂNICAS DE FÓSFORO NO SOLO SOB PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO

RESUMO

O objetivo deste estudo foi caracterizar frações orgânicas e inorgânicas de P em Latossolo sob uso de plantas condicionadoras (feijão-bravo-do-ceará, guandu, nabo-forrageiro) e de vegetação espontânea, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de amostragens. O experimento foi estabelecido na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. Efetuou-se adubação corretiva com 180 kg ha^{-1} de P_2O_5 , 60 kg ha^{-1} de K_2O , 50 kg ha^{-1} de micronutrientes e 500 kg ha^{-1} de CaSO_4 . A adubação aplicada ao milho na semeadura foi de 20 kg ha^{-1} de N, 150 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 80 kg ha^{-1} de K_2O , além de 150 kg ha^{-1} de N, divididos em três aplicações nas fases de: sexta folha, oitavo par de folhas e maturação fisiológica. A extração seqüencial permitiu separar frações orgânicas e inorgânicas de P em diferentes níveis de biodisponibilidade.

As concentrações de Pi-NaHCO_3 e de Pi-NaOH apresentaram-se mais elevadas no solo sob plantio direto, na profundidade de 5 a 10 cm, no período de chuva (55% do fósforo total). A concentração de fósforo orgânico foi mais elevada nas amostras coletadas na seca, exceto, Po-NaOH . A fração orgânica constituiu grande parte do P-lábil do solo sob guandu, em plantio direto (5 a 10 cm), na estação seca (70%), e 50% desse compartimento no solo sob vegetação espontânea, em plantio direto (0 a 5 cm) e sob feijão-bravo-do-ceará com incorporação (5 a 10 cm), na estação chuvosa. O P-recalcitrante representou 55% do fósforo na época seca. O solo sob guandu apresentou menor concentração de P recalcitrante. O uso de plantas condicionadoras pode manter fósforo em formas disponíveis às culturas, reduzindo suas perdas nas formas recalcitrante e oclusa.

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado apresenta diversidade de solos com predomínio de Latossolos (46% da área total do bioma) altamente intemperizados. O clima úmido e quente dos trópicos associado ao longo tempo de exposição intensificou os processos de intemperismo, provocando a perda de nutrientes essenciais para as plantas (Haridasan, 1990; Ker et al., 1992; Reatto et al., 1998).

Os Latossolos apresentam acentuada capacidade de reter fósforo por causa de seus altos teores de óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, além da caulinita na fração argila, resultando na elevada proporção do fósforo total em formas não prontamente disponíveis às plantas (Carvalho et al., 1999). Assim, o fósforo é um dos elementos que mais limitam o crescimento das plantas nos solos de Cerrado, devido a essa retenção na fração argila e à sua mobilidade muito baixa por difusão (Goedert et al., 1986; Campello et al., 1994; Fontes & Weed, 1995).

Para incrementar a disponibilidade e absorção de fósforo pelas culturas subseqüentes, pode utilizar-se de mecanismos biológicos como a produção e a disseminação de fungos micorrízicos que são favorecidos pelo uso de sistemas de culturas alternativos como agroflorestas e associação com plantas condicionadoras do solo (Bowen et al., 1988; Ae et al., 1991; Otani et al. 1996; Miranda et al., 2001; Cardoso et al., 2003a). No caso do plantio direto, esses mecanismos biológicos contribuem para a movimentação do fósforo imobilizado pela aplicação localizada de fertilizante. A baixa disponibilidade de P no plantio direto só ocorre quando não há saturação dos sítios de adsorção.

A capacidade que algumas espécies vegetais condicionadoras do solo possuem para extrair fósforo e aumentar sua absorção pelas culturas associadas pode ser relevante e deve ser mais bem elucidada diante da elevada retenção desse elemento nos solos tropicais. Claassen (1991) considera que além de absorver fósforo, a raiz pode mudar o ambiente químico e bioquímico na rizosfera e aumentar sua disponibilidade no solo para absorção de plantas. Ae et al. (1991) e Otani et al. (1996) identificaram as habilidades dos ácidos orgânicos (oxálico, malônico e piscídico), exsudados pelas raízes do guandu para deslocar o fósforo associado ao ferro e alumínio do solo. O ácido piscídico foi comprovado como

específico do sistema radicular do guandu. A matéria orgânica é responsável pela maior disponibilidade de fósforo, seja pela ocupação dos sítios de troca por radicais orgânicos provenientes da sua decomposição (Pereira & Peres, 1986) ou pela doação de prótons que favorece a solubilização de fosfatos naturais (Vasconcelos et al., 1984). Le Mare et al. (1987) determinaram maiores teores de fósforo trocável em Latossolo sob incorporação de resíduos vegetais. Carneiro et al. (2004) constataram que a ocorrência de fungos e de bactérias solubilizadores de fosfato é favorecida em solo de Cerrado sob plantio direto e guandu como planta de cobertura.

Portanto, mecanismos biológicos e químicos que ocorrem na interface solo-planta, considerando o sistema radicular e sua associação com microrganismos, liberação de exsudados, compostos orgânicos, P-microbiano, dentre outros, estão relacionados com a dinâmica e a disponibilidade de fósforo às plantas (Bowen et al., 1988; Ae et al., 1991; Otani et al., 1996; Bolan, 1991; Jayachandran et al., 1992; Silva et al., 1997; Joner et al., 2000; Rheinheimer et al., 2000b; Miranda et al., 2001, Cardoso et al., 2003a; Carneiro et al., 2004).

O fracionamento químico pode ser a melhor aproximação dos compartimentos biológicos e geoquímicos que regulam a disponibilidade de fósforo no solo ao caracterizar os diferentes *pools* de fósforo orgânico e inorgânico (Cross & Schlesinger, 1995; Cardoso et al., 2003b). Na análise seqüencial de fósforo, primeiramente, removem-se o P-solução e o P-lábil e, em seguida, as formas mais estáveis desse nutriente.

A extração seqüencial determina as frações orgânicas e inorgânicas de fósforo em amostras de solos submetidas aos extratores com diferentes forças iônicas e permite estabelecer a proporção entre fósforo lábil, não lábil e ocluso (Hedley et al., 1982; Tiessen & Moir, 1993; Agbenin & Tiessen, 1994, 1995; Cross & Schlesinger, 1995). Na análise seqüencial, as frações de fósforo são determinadas pelos seguintes extratores (Tiessen & Moir, 1993): ácidos HCl 0,1 mol L⁻¹, que extrai o fósforo ligado ao cálcio; HCl concentrado, que extrai o fósforo recalitrante; os básicos NaHCO₃ que extraem o fósforo eletrostaticamente adsorvido na superfície dos minerais de argila; e NaOH que extrai o fósforo associado aos fosfatos de ferro e alumínio amorfos e cristalinos. A resina trocadora de ânions remove o fósforo da solução do solo prontamente disponível às plantas e

aos microrganismos. As formas extraídas pela resina trocadora de ânions e bicarbonato de sódio são consideradas as de maior disponibilidade e são denominadas lábeis, enquanto aquelas extraídas com NaOH 0,1 mol L⁻¹ constituem a fração de média disponibilidade. As frações de fósforo extraídas com HCL concentrado e o P-residual são as formas de fósforo de baixa disponibilidade e não lábeis respectivamente.

Segundo Novais & Smyth (1999), o termo lábil deve ser empregado como o *pool* de fósforo considerado disponível para absorção das plantas. Neste sentido, estudos têm mostrado que a fração de P extraída com NaOH é potencialmente disponível e estima adequadamente o fator quantidade de fósforo no solo (Beck & Sanches, 1994; Schmidt et al., 1996; Araújo et al., 1993; Araújo & Salcedo, 1997; Rheinheimer et al., 2000a). Neufeldt et al. (2000) citam que o fósforo extraído com NaOH apresenta boas correlações com a maioria dos extratores-padrão e com o fósforo extraído pela resina e bicarbonato, em solos altamente intemperizados. Assim, essa fração de fósforo extraída pelo NaOH pode ser considerada componente do *pool* lábil, principalmente, em sistemas de cultivos de longa duração (Cardoso et al., 2003b). Deve-se ressaltar que as frações consideradas como lábeis em solos de clima temperado não são necessariamente lábeis nos solos tropicais e, ainda, que a labilidade em longo prazo pode não se refletir num curto prazo (Magid et al., 1996; Johnson et al., 2003).

Em solos sob cultivos, o fracionamento seqüencial de fósforo tem sido aplicado, principalmente, para avaliar os efeitos da aplicação de fertilizantes e dos sistemas de cultivos (sucessão, rotação e consórcio), que envolvem o uso de plantas de cobertura, adubos verdes e agroflorestas, além dos sistemas de preparo do solo (Beck & Sanches, 1994; Schmidt et al., 1996; Araújo de et al., 1996; Lilienfein et al., 1996; Rheinheimer et al., 2000a; Lilienfein et al., 2000; Neufeldt et al., 2000; Daroub et al., 2001; Conte et al., 2003; Cardoso et al., 2003b).

Em solos intemperizados, como os que predominam em regiões tropicais, as frações orgânicas e inorgânicas menos disponíveis também podem ser absorvidas pelas plantas, principalmente, em sistemas com pouca ou nenhuma utilização de fertilizantes fosfatados (Beck & Sanchez, 1994). Essas frações não são determinadas pelos métodos comuns de extração utilizados nos laboratórios, mas

apresentam boa correlação com aquelas medidas pelos extratores tradicionais (Tiessen et al., 1984; Sharpley et al., 1987; Schlesinger et al., 1989).

Carneiro (1999) sugere que a mineralização do P orgânico através de enzimas como a fosfatase seja o mecanismo biológico preponderante na disponibilização de fósforo, e que, a biomassa microbiana deve representar importante reservatório de P-lábil nos solos de Cerrado. O fósforo residual deve atuar como uma fonte de dessorção lenta. Resende (2001) com base na análise seqüencial de amostras de solos sob Cerrado nativo mostrou que a fração de fósforo residual predominou até 5 m de profundidade. Neufeldt et al. (2000) comparando solos argilosos e arenosos sob Cerrado verificaram uma proporção bem mais elevada de fósforo residual no solo argiloso (média de 460 mg kg^{-1} P-residual) em relação ao arenoso (média de 22 mg kg^{-1} P-residual), sugerindo que a fração argila desses solos intemperizados deve atuar como um dreno ao fósforo altamente recalcitrante e ocluso. Garcia-Montiel et al. (2000) analisando solos arenosos da Amazônia, verificaram sob floresta 14% a 16% do total de fósforo em formas não oclusas, 21% em formas orgânicas e 63% a 65% nas formas denominadas de fósforo ocluso (HCl concentrado e P-residual). Na conversão da floresta para pastagens o *pool* de fósforo ocluso diminuiu enquanto o de fósforo orgânico aumentou com o decorrer do tempo de uso das pastagens. Em condições tropicais úmidas e em solo de textura arenosa, Townsend et al. (2003) também observaram perdas das frações de Pi-lábeis e oclusas, ao passo que as frações de Po aumentaram com a idade das pastagens.

Nos sistemas com adição de fertilizantes, o compartimento da fração de Pi-NaOH é a fonte principal de fósforo, atuando como tampão de acordo com as condições químicas do solo. A dessorção é rápida e capaz de manter níveis satisfatórios de fósforo disponível às plantas. Os incrementos verificados nas frações de Pi, obtidas por NaHCO_3 e NaOH, representam drenos ao fósforo aplicado em excesso e que não foi absorvido pelas plantas. Entretanto, ao interromper a fertilização, as concentrações dessas frações decrescem, transformando-se em fontes de fósforo às plantas. A participação das frações mais lábeis de P-inorgânico no teor total apresenta relação direta com a quantidade de fósforo adicionada ao solo. Pesquisas mostram que as proporções entre os compartimentos de fósforo orgânico e inorgânico são diferentes em solos

fertilizados e não fertilizados devido à calagem, fertilização e produtividade das culturas (Araújo et al., 1993; Beck & Sanches, 1994; Schmidt et al., 1996, Conte et al., 2003).

O fracionamento seqüencial resultou em frações (Pi e Po) de maior disponibilidade sob culturas anuais que recebeu fertilização em relação ao solo sob Cerrado nativo e sob pastagem cultivada (Araújo et al., 1996). Lilienfein et al. (1996) mostraram em Latossolos (argiloso e arenoso) que as frações orgânicas de fósforo predominam sob Cerrado nativo e sob pastagem. No solo argiloso, a fertilização resultou num acúmulo de fósforo nas frações disponíveis às plantas anuais e promoveu aumento das frações orgânicas. Neufeldt et al. (2000) verificaram maior contribuição de Po no solo sob Cerrado natural e aumento das concentrações das frações lábeis de Pi depois da conversão ao uso agrícola. Cardoso et al. (2003b) encontraram maior proporção de fósforo inorgânico extraído pelo HCl concentrado/aquecido seguido da extração pelo NaOH em Latossolos sob monocultivos e sistemas agroflorestais. A maior proporção (62%) do *pool* lábil foi constituída pela forma orgânica de fósforo (Po), sendo mais elevada nos sistemas agroflorestais.

Daroub et al. (2001) observaram que o cultivo contínuo de alfafa sob plantio direto resultou em 22% da fração de fósforo orgânico extraído com NaOH comparativamente à rotação milho/soja/trigo sob manejo convencional (11,4%), e, ainda, que o P-residual reduziu significativamente sob o plantio direto. Rheinheimer et al., 2000a mostraram que solos fertilizados durante vários anos, como a maioria dos solos sob plantio direto, mantêm o fósforo que não é exportado pelas colheitas em formas potencialmente disponíveis, já que as perdas por meio de erosão são pequenas e os sítios que possuem energia maior de adsorção já estão saturados.

Em sistemas de cultivos que usam plantas de cobertura, principalmente, se a produção de resíduos é elevada e não ocorre revolvimento do solo, a disponibilidade de fósforo está fortemente associada ao ciclo de carbono. A liberação desse nutriente dos resíduos vegetais é dependente da qualidade do material orgânico, da natureza das comunidades decompositoras e das condições ambientais. A taxa de decomposição do Po depende, inicialmente, da solubilidade do fósforo no resíduo, em seguida, do crescimento dos decompositores. O fósforo solúvel (Pi e monoésteres) é rapidamente liberado para a solução do solo e o

fósforo não solúvel em água (diésteres, fosfonatos e polifosfatos) permanece no resíduo e é liberado pela mineralização do esqueleto carbônico e, ou por reações bioquímicas. A liberação de P nos estádios iniciais da decomposição é devida à ruptura da célula e à saída de fósforo solúvel, sendo que, posteriormente, ocorrerá a mineralização microbiana líquida, em especial, em substratos com relação C/P de 30 a 50 e da própria população microbiana cuja relação C/P varia de 12 a 45 (Rheinheimer et al., 2000b).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica de fósforo (orgânico e inorgânico) em Latossolo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de amostragens.

Considerando que o uso de plantas condicionadoras (com incorporação e sem incorporação) e a aplicação de fertilizantes na cultura do milho alteram a dinâmica de fósforo no solo, foram propostas as seguintes hipóteses:

1. A quantidade e a composição química do material vegetal exercem efeitos na distribuição das frações de fósforo no solo, em especial nas formas orgânicas.
2. O manejo dos resíduos vegetais e o contacto do fertilizante com o solo influenciam a dinâmica das frações (orgânica e inorgânica) de fósforo.
3. A profundidade de aplicação do fertilizante afeta a distribuição das frações (orgânica e inorgânica) de fósforo no solo.
4. O período entre aplicação do fertilizante e amostragem, a absorção de P pelas plantas e a ocorrência de chuvas afetam a distribuição das frações (orgânica e inorgânica) de fósforo no solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização do solo

A área experimental está localizada em posição de chapada (1.170 m) na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF (S 15°36'37,5" e W 47°44'36,8"). O clima é Tropical Estacional (Aw) conforme Köppen. O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo A moderado textura argilosa fase Cerrado relevo plano. A

formação geológica é o grupo Paranoá do período Pré-Cambriano Superior cujo material originário é a cobertura laterítica (Martins & Lenharo, 1999). Características químicas e mineralógicas do solo são apresentadas nas Tabelas 2.1 e 2.2.

Tabela 2.1. Composição granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) de Latossolo Vermelho-Amarelo, no estabelecimento do experimento, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.

Características do solo	Latossolo
Argila (g kg ⁻¹)	513
Silte (g kg ⁻¹)	186
Areia (g kg ⁻¹)	301
pH _(H2O)	6,2
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	23,6
Alumínio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	0,01
Acidez potencial (H + Al): (cmol _c kg ⁻¹)	3,34
Cátions trocáveis ou valor S: Ca ²⁺ + Mg ²⁺ + K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3,4
Capacidade de troca catiônica: valor S + (H + Al) (cmol _c kg ⁻¹)	6,8
Saturação por bases ou valor V (%)	50
P _{Mehlich-1} (mg kg ⁻¹)	3,4

Tabela 2.2. Caracterização mineralógica de Latossolo Vermelho-Amarelo, Planaltina, DF.

Horizonte	Prof cm	Al ₂ O ₃ ----- g kg ⁻¹ -----	SiO ₂	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	Ki	Kr	Al ₂ O ₃ /Fe ₂ O ₃
Ap	0 - 30	266	116	104	8,6	0,74	0,59	4,02
AB	- 44	267	123	117	9,8	0,78	0,61	3,58
BA	- 75	271	132	109	10,1	0,83	0,66	3,90
Bw1	- 151	290	131	124	10,4	0,77	0,60	3,67
Bw2	- 230	314	126	123	9,5	0,68	0,54	4,01
Bwf	- 230 +	280	134	111	10,2	0,81	0,65	3,96

Fonte: Martins & Lenharo (1999).

2.2. Sistemas e práticas de cultivo

O milho foi cultivado em sucessão às plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação dos resíduos vegetais. A testemunha consistiu na ausência de culturas em sucessão ao milho, com o crescimento de vegetação espontânea. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com parcelas subdivididas em três repetições. As espécies vegetais constituíram as parcelas (12 x 30 m) e os tipos de manejo as subparcelas (12 x 15 m).

No estabelecimento do experimento (janeiro de 1997), efetuou-se adubação mineral a lanço com 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato simples, 60 kg ha⁻¹ de K₂O utilizando cloreto de potássio e 50 kg ha⁻¹ de micronutrientes com o produto comercial FTE BR-10. Efetuou-se, ainda, a aplicação de 500 kg ha⁻¹ de gesso (CaSO₄) na área. Essa mistura de fertilizantes foi incorporada com o arado de discos durante o preparo das subparcelas juntamente com a incorporação dos resíduos vegetais. Nas subparcelas sob plantio direto, a mistura foi mantida na superfície do solo.

A semeadura das plantas condicionadoras em sucessão ao milho ocorreu no final de março de 2002 com a densidade e o espaçamento recomendados para cada espécie (Carvalho et al., 1999). As espécies foram semeadas diretamente sobre os resíduos vegetais com a semeadeira para plantio direto.

O cronograma do ano agrícola de coleta das amostras para o fracionamento seqüencial de fósforo (2002/2003) apresenta-se na Tabela 2.3.

Tabela 2.3. Práticas de cultivo e de adubação química, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Prática	Mar.	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Fev.	Mar.
Semeadura PC	X											
Corte PC		X	X	X	X							
Coleta de plantas		X	X	X	X							X
Coleta de solos						X						X
Preparo do solo								X				
Semeadura do milho								X				
Adubação								X	X	X		
Ponto de colheita												X

*PC: plantas condicionadoras

Antes da semeadura do milho, aplicaram-se 3,0 L ha⁻¹ de glifosato na área sob plantio direto, para dessecação das plantas daninhas e das culturas em sucessão que rebrotaram. Nas parcelas sob uso do feijão-bravo-do-ceará, uma mistura de 1,5 L ha⁻¹ de glifosato + 1,5 L ha⁻¹ de 2,4-D foi aplicada para controle das plantas daninhas e do rebrotamento desta leguminosa. Os resíduos vegetais foram incorporados nas subparcelas sob preparo de solo com arado de discos, efetuando, depois da aração, uma gradagem niveladora.

O milho (BR 101) foi semeado no início da estação chuvosa, em espaçamento de 0,90 m e estande final de 55.000 plantas ha⁻¹. Aplicaram-se 20 kg ha⁻¹ de N, 150 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O no sulco de semeadura, além de 50 kg ha⁻¹ de N em cobertura, quando as plantas de milho emitiram a sexta folha. A dose de N foi repetida quando a planta apresentou o oitavo par de folhas e na maturação fisiológica do milho. Na adubação efetuada durante a semeadura do milho, foram utilizados 500 kg ha⁻¹ da fórmula 4-30-16 + Zn e na aplicação de N em cobertura utilizou-se uréia. As doses de fertilizantes (correção e manutenção) foram recomendadas para produtividade máxima da cultura.

2.3. Seleção dos tratamentos para análise de extração seqüencial de P

O cultivo de feijão-bravo-do-ceará favorece a multiplicação de micorrizas enquanto o de nabo-forrageiro promove inibição desses fungos (Miranda et al., 2001). Já as raízes de guandu exsudam ácido psicídico, o que é apontado como um mecanismo biológico envolvido na biodisponibilização do fósforo (Ae et al., 1991). Os teores mais elevados de fósforo na parte aérea do milho cultivado depois do feijão-bravo-do-ceará e do guandu, e os menores teores desse nutriente na cultura em sucessão ao nabo-forrageiro e à vegetação espontânea foram atribuídos a essas características (Carvalho et al., dados não publicados).

Assim, os seguintes tratamentos foram selecionados para o fracionamento seqüencial de fósforo: parcelas sob uso de feijão-bravo-do-ceará, guandu, nabo-forrageiro e vegetação espontânea, nos manejos (subparcelas) com incorporação e sem incorporação (plantio direto) de resíduos vegetais. Foram analisadas amostras de duas profundidades (0 a 5 cm e 5 a 10 cm), das estações seca e chuvosa.

2.4. Amostragem do solo

As coletas foram efetuadas na estação seca (setembro de 2002) e durante o período de chuva (fevereiro de 2003) no estágio de maturação fisiológica do milho (Tabela 2.3). Feita cada coleta, as amostras foram transportadas e armazenadas em geladeira para as análises posteriores.

Na seca, as amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 a 5 cm, em trincheiras de 45 x 3 x 5 cm, com a finalidade de detectar a ação do sistema radicular das plantas condicionadoras do solo. Na profundidade de 5 a 10 cm, as amostras foram retiradas com o trado tipo holandês em três pontos, coletados a partir do fundo das trincheiras. As amostras foram compostas da homogeneização de oito subamostras em cada subparcela, sendo que na profundidade de 5 a 10 cm os três pontos coletados em oito trincheiras totalizaram vinte e quatro subamostras/subparcela. Na coleta realizada na estação de chuva, as amostras de solo foram retiradas perpendicularmente à linha de semeadura, com esta centralizada na trincheira de 90 x 3 x 5 cm, visando obter amostras mais representativas da área sob aplicação de fertilizantes.

Além das frações orgânicas e inorgânicas de fósforo, foram realizadas as seguintes análises: teores de nutrientes disponíveis (P_{Mehlich1} , K, Ca, Mg, S, Zn, Cu, Fe, Mn), teor de carbono orgânico, pH em água e acidez potencial (H + Al). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Química Analítica - Solo da Embrapa Cerrados, utilizando procedimentos de rotina descritos em Embrapa (1997).

2.5. Análise seqüencial de fósforo

Aplicou-se o procedimento da extração seqüencial para separar frações orgânicas e inorgânicas de fósforo em diferentes graus de biodisponibilidade segundo Hedley et al. (1982) modificado por Tiessen & Moir (1994). A análise de fracionamento seqüencial de fósforo deste estudo (Figura 2.1) não considerou a extração efetuada por resina trocadora de ions e a fração obtida pelo extrator HCl-Pi 1,0 M.

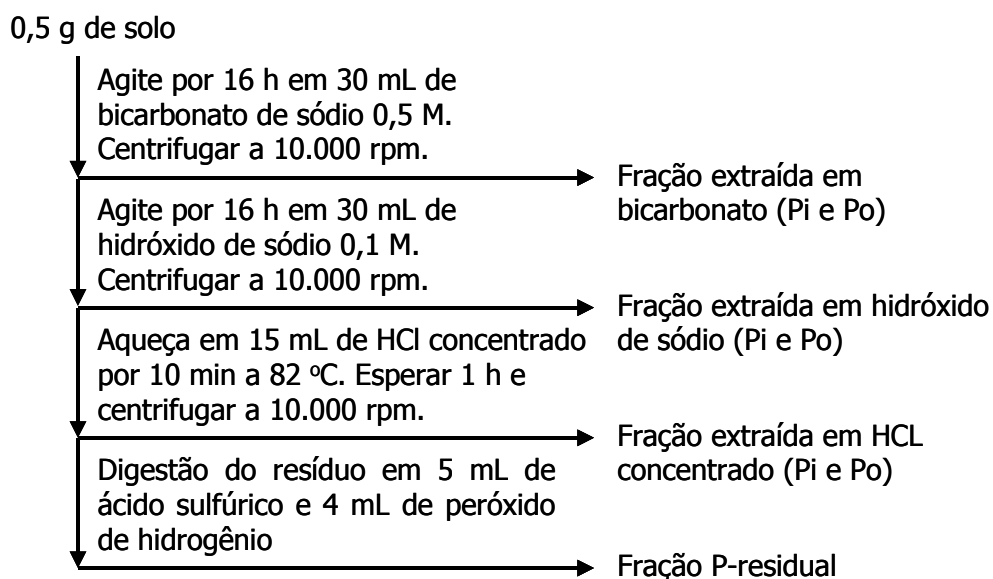


Figura 2.1. Diagrama da extração seqüencial de fósforo. Pi é a fração inorgânica de fósforo que é determinada depois da precipitação da matéria orgânica em cada extração. Po é a fração orgânica do fósforo determinada pela diferença entre o fósforo inorgânico e fósforo total.

Obs. A fração resina não foi extraída porque considera-se que a fração bicarbonato a abrange e a fração HCl-Pi 1,0 M que extrai Pi ligado ao cálcio, praticamente não ocorre neste solo altamente intemperizado de Cerrado.

As amostras de solo foram extraídas em duplicatas. Colocou-se 0,5 g de solo em tubos de centrífuga de 50 mL e adicionaram-se 30 mL de NaHCO_3 0,5 M, com pH corrigido para 8,5. Os tubos foram agitados durante 16 horas a 120 rpm e em seguida centrifugados a 4500 rpm por 10 minutos. O sobrenadante foi filtrado em filtro de $0,45 \mu\text{m}$ e o resíduo de solo que permaneceu no filtro foi novamente inserido no tubo de centrífuga com 30 mL de NaOH 0,1 M. Determinaram-se, então, as concentrações de fósforo total (Pt) e inorgânico (Pi) para o extrator NaHCO_3 .

O fósforo total foi determinado pela digestão do extrato com persulfato de amônia (adaptado de Agbenin & Tiessen, 1994; Cross & Schlesinger, 1995). Para cada fração de Pi, a matéria orgânica dissolvida no extrato foi eliminada por acidificação (ácido sulfúrico) e decantação à baixa temperatura, sendo sua sedimentação concluída com a centrifugação.

Os tubos da centrífuga com as amostras de solo foram completados para 30 mL com mais solução de NaOH 0,1 M e colocadas para agitar durante 16 horas a 120 rpm. Depois da agitação, o solo foi novamente recuperado por centrifugação a 4500 rpm. No sobrenadante filtrado, igualmente ao processo anterior, foram determinadas as concentrações de Pt e Pi para o extrator NaOH.

Em seguida, as amostras de solo dos tubos receberam 15 mL de HCl 37% (sob capela), sendo aquecidos a 80 °C por 25 minutos. Depois de retirados do banho, acrescentaram-se mais cinco mL de HCl 37% e depois de uma hora, os tubos foram centrifugados e o sobrenadante transferido para um novo tubo. O volume do sobrenadante do extrator HCl concentrado foi completado com água destilada para 50 mL, determinando-se as concentrações de Pt e Pi para o extrator de HCl concentrado.

Os tubos da centrífuga com o solo remanescente foram colocados para secar e uma parte do solo seco pesado foi colocada em tubos para digestão. Aos tubos foram adicionados 5 mL de ácido sulfúrico (ácido salicílico como catalisador) e 4 mL de H₂O₂ e colocados em bloco digestor a 320 °C por 30 minutos. O sobrenadante foi analisado para a concentração de fósforo residual. Amostras originais de solo foram pesadas, digeridas com H₂SO₄ concentrado, H₂O₂ e ácido salicílico para determinar a concentração do fósforo total (P-independente).

A determinação de fósforo em todas as extrações foi efetuada pelo método do azul de molibdato e ácido ascórbico (Murphey & Riley, 1962). As concentrações de fósforo orgânico (Po) foram calculadas pela diferença entre o Pt e Pi. A somatória das frações de P e do P-residual de cada amostra foi comparada com o fósforo total. Foram consideradas as amostras com coeficiente de variação inferior a 10% entre o total de fósforo obtido pela soma das frações e o fósforo total.

No presente trabalho, o compartimento constituído por P-lábil e moderadamente lábil foi considerado a somatória das formas orgânicas e inorgânicas extraídas com NaHCO₃ e NaOH. O fósforo não lábil ou recalcitrante e o fósforo altamente recalcitrante ou ocluso foram, respectivamente, aquelas frações orgânicas e inorgânicas extraídas com HCl concentrado e obtidas da digestão peróxido-sulfúrica (Tiessen & Moir 1993; Agbenin & Tiessen, 1995; Lilienfein et al., 2000; Neufeldt et al., 2000; Cardoso et al., 2003b).

2.6. Análise estatística dos dados

Análise de variância (ANAVA) foi aplicada ao experimento com dados repetidos ao longo do tempo e espaço (Vivaldi, 1999) para avaliar os efeitos das espécies vegetais (parcelas), dos tipos de manejo dos resíduos vegetais (subparcelas), das profundidades de solo (subsubparcelas) e das épocas de amostragem (subsubsubparcelas), além das interações entre esses fatores.

Essas análises e os respectivos desdobramentos das interações significativas foram efetuados pelo SAS (Statistical Analysis System Intitute, Inc., 1998), aplicando o procedimento PROC MIXED. O teste de comparação de médias entre os tratamentos foi Tukey-Kramer a 5% de significância.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização química do solo sob uso de plantas condicionadoras

As concentrações de bases trocáveis ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$) mais elevadas foram obtidas (Tabela 2.4) de amostras coletadas na camada de 0 a 5 cm, sob o manejo sem incorporação dos resíduos vegetais, na estação chuvosa ($F=128,19$; $P<0,0001$). Em relação ao valor S (soma de bases), também foram observados efeitos significativos da profundidade do solo ($F=191,47$; $P<0,0001$), dos tipos de manejo ($F=37,82$; $P<0,0001$), da época de amostragem ($F=12,93$; $P=0,0007$) e das interações entre manejo e época de amostragem ($F=31,67$; $P<0,0001$), época de amostragem e profundidade do solo ($F=7,70$; $P=0,0075$).

A capacidade de troca catiônica (CTC) foi mais elevada (Tabela 2.4) no solo sob uso de guandu, na camada de 0 a 5 cm, com incorporação dos resíduos vegetais ($F=5,42$; $P=0,0008$). As amostras de solo sob feijão-bravo-do-ceará, sem incorporação dos resíduos vegetais, nas duas épocas estudadas diferenciaram-se quanto à CTC ($F=4,87$; $P=0,0005$). Os valores de CTC obtidos nas amostras de solo sem incorporação foram mais elevados na camada de 0 a 5 cm ($F=15,63$; $P<0,0001$) e na estação chuvosa ($F=8,53$; $P=0,005$). Também foram detectados efeitos significativos do manejo dos resíduos vegetais ($F=20,60$; $P=0,0005$), da profundidade ($F=44,20$; $P<0,0001$) e da época de amostragem ($F=6,29$; $P=0,0151$).

A saturação por bases (Tabela 2.4) foi mais elevada no solo sob uso do feijão-bravo-do-ceará, sem incorporação ($V = 49\%$) em relação ao com incorporação ($V = 38\%$), na estação chuvosa ($F=2,47$; $P=0,0347$). As amostras coletadas na camada de 0 a 5 cm, sob o manejo sem incorporação, na estação chuvosa ($F=33,86$; $P<0,0001$), apresentaram valor médio mais elevado (50%) de saturação por bases. A porcentagem de saturação por bases ($V \%$) também sofreu efeitos significativos dos tipos de manejo dos resíduos vegetais ($F=7,56$; $P=0,0157$), da profundidade do solo ($F=167,42$; $P<0,0001$), da época de amostragem ($F=144,7$; $P<0,0001$) e da interação entre o manejo dos resíduos e a profundidade do solo ($F=43,98$; $P<0,0001$).

O teor mais elevado de matéria orgânica (Tabela 2.5) foi obtido na camada de 0 a 5 cm, em plantio direto, exceto em relação ao guandu e ao nabo-forrageiro ($F=4,20$; $P=0,0015$). A concentração de matéria orgânica apresentou maior valor ($3,5 \text{ g kg}^{-1}$) nas amostras coletadas de 0 até 5 cm, em plantio direto ($F=119,50$; $P<0,0001$). Observaram-se, ainda, efeitos significativos de: manejo dos resíduos vegetais ($F=48,40$; $P<0,0001$), profundidade do solo ($F=278,42$; $P<0,0001$), época de amostragem ($F=125,01$; $P<0,0001$), interações entre manejo e época ($F=21,23$; $P<0,0001$), manejo, profundidade e época de amostragem ($F=4,05$; $P=0,0052$).

O $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ do solo sob feijão-bravo-do-ceará ($F=2,82$; $P<0,051$) foi mais elevado quando em plantio direto (Tabela 2.5). O $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ sofreu efeitos significativos da profundidade ($F=31,55$; $P<0,0001$), da época de amostragem ($F=68,88$; $P<0,0001$) e das interações entre manejo e época de amostragem ($F=6,75$; $P=0,0119$), manejo e profundidade do solo ($F=4,39$; $P=0,0453$), época de amostragem e profundidade do solo ($F=11,81$; $P=0,0011$).

A concentração de $\text{P}_{\text{Mehlich-1}}$ (Tabela 2.5) foi mais alta nas amostras de solo sob plantio direto ($F=5,75$; $P=0,0310$). As amostras coletadas na estação de chuva apresentaram maior valor de $\text{P}_{\text{Mehlich-1}}$ ($F=143,96$; $P<0,0001$) na profundidade de 5 a 10 cm (37 mg-P kg^{-1}) em relação à de 0 a 5 cm (10 mg-P kg^{-1}). O teor de $\text{P}_{\text{Mehlich-1}}$ obtido de amostras coletadas na época de chuva (24 mg-P kg^{-1}) foi mais elevado ($F=62,56$; $P<0,0001$) do que os determinados nas amostras da seca (14 mg-P kg^{-1}), principalmente, de 5 a 10 cm, com 37 mg-P kg^{-1} e 12 mg-P kg^{-1} , nas estações chuvosa e seca respectivamente.

Tabela 2.4. Características químicas do solo (soma de bases – S; Capacidade de troca catiônica – T; Saturação por bases – V) sob plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de coleta, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	S (média das profundidades)		T (cmol _c kg ⁻¹)				V (média das profundidades) (%)			
	(cmol _c kg ⁻¹)		C. Inc.		S. Inc.		Chuva		Seca	
	C. Inc.	S.Inc	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	C. Inc.	S.Inc	C. Inc.	S.Inc
Feijão-bravo	3,1	4,0	8,3 (b)A	8,6 (a)A	10 (a)A	8,8 (a)B	38 (a)B	49 (a)A	36 (a)A	35 (a)A
Guandu	3,2	3,5	9,0 (ab)A	8,4 (a)A	8,8 (a)A	8,5 (a)A	40 (a)A	42 (a)A	34 (a)A	37 (a)A
N. forrageiro	3,0	3,3	8,0 (b)A	8,1 (a)A	9,5 (a)A	8,4 (a)A	38 (a)A	42 (a)A	37 (a)A	30 (a)A
V. espontânea	3,4	3,6	8,4 (b)A	8,5 (a)A	9,6 (a)A	8,3 (a)A	42 (a)A	45 (a)A	38 (a)A	34 (a)A
0 a 5 (cm)	3,3 (a)B	4,3 (a)A	8,7 (a)B		9,5 (a)A		39 (a)B	50 (a)A	39 (a)A	39 (a)A
5 a 10 (cm)	3,1 (a)A	2,8 (b)B	8,4 (a)A		8,4 (b)A		39 (a)A	38 (b)A	32 (a)A	30 (a)A
Seca	3,0 (b)A	3,0(b)A	8,5 (a)A		8,7 (b)A					
Chuva	3,4 (a)B	4,1(a)A	8,5 (a)B		9,2 (a)A					

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

Tabela 2.5. Características químicas do solo sob plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de coleta, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)				pH _(H₂O)		P _{Mehlich 1} (mg kg ⁻¹)	
	0-5 cm		5-10 cm		(média das profundidades)		(média das profundidades)	
	C. Inc.	S. Inc.	C. Inc.	S. Inc.	C. Inc.	S. Inc.	C. Inc.	S. Inc.
Feijão-bravo	3,0 (a)B	3,6 (ab)A	2,9 (a)A	2,7 (a)A	5,4 (a)B	5,6 (a)A	16	24
Guandu	3,2 (a)A	3,5 (ab)A	2,8 (a)A	2,7 (a)A	5,5 (a)A	5,5 (a)A	18	14
N. forrageiro	2,9 (a)A	3,2 (b)A	2,8 (a)A	2,8 (a)A	5,5 (a)A	5,5 (a)A	13	27
V. espontânea	2,8 (a)B	3,6 (ab)A	2,7 (a)A	2,6 (a)A	5,5 (a)A	5,5 (a)A	20	24
	3,0 (B)	3,5 (A)	2,8 (A)	2,7 (A)	5,5 (A)	5,5 (A)	17 (B)	22 (A)
Profundidade								
0 a 5 (cm)					5,5 (a)	5,5 (a)	12 (b)	16 (a)
5 a 10 (cm)					5,5 (a)	5,4 (a)	22 (a)	27 (b)

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.2. Frações inorgânicas e orgânicas de fósforo em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação

3.2.1. Fósforo total

O fósforo total obtido da digestão peróxido-sulfúrica variou de 550 a 865 mg kg⁻¹, correspondentes às épocas seca e chuvosa (Tabela 2.6). O total de fósforo resultado da soma das frações de fósforo inorgânico e fósforo orgânico, extraídos pelo NaHCO₃ e NaOH e do fósforo inorgânico e fósforo orgânico extraídos pelo HCl concentrado e o fósforo residual (Tabelas 2.7 e 2.8) variou de 617 mg kg⁻¹ (estação seca e profundidade de 0 a 5 cm) a 1042 mg kg⁻¹ (período de chuva e profundidade de 5 a 10 cm). A diferença entre o P total da extração seqüencial e da digestão peróxido-sulfúrica ficou abaixo de 10% para a maioria das amostras analisadas. As variações mais acentuadas entre essas duas formas de obtenção de total de fósforo do solo foram observadas em um número mínimo de amostras (< 10%) coletadas na estação de chuva.

O teor de P total (Tabela 2.6) determinado no solo sob uso do nabo-forrageiro foi mais elevado na seca ($F=4,37$; $P=0,0199$), enquanto sob as demais espécies vegetais, observou-se teor mais elevado de P total nas amostras da estação de chuva. As maiores concentrações de fósforo total foram obtidas nas amostras coletadas no período de chuva, na profundidade de 5 a 10 cm, ($F=94,24$; $P<0,0001$) e em plantio direto ($F=6,49$; $P=0,0215$). Os tipos de manejo dos resíduos vegetais ($F=31,40$; $P=0,0005$), a profundidade do solo ($F=55,26$; $P<0,0001$) e a época de coleta ($F=264,95$; $P<0,0001$) exerceram efeitos significativos sobre o teor de P total.

Tabela 2.6. Teor de fósforo total em solo sob plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas épocas de amostragem e duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Fósforo total (mg kg^{-1})	
	Seca	Chuva
Feijão-bravo-do-ceará	544 (a)B	763 (a)A
Guandu	535 (a)B	742 (a)A
Nabo-forrageiro	744 (a)A	613 (a)B
Vegetação espontânea	615 (a)B	761 (a)A
Manejo		
Com Incorporação	550B	693A
Sem Incorporação	603B	812A
Profundidade		
0 a 5 (cm)	571 (a)B	640 (b)A
5 a 10 (cm)	582 (a)B	865 (a)A

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.2.2. Fração NaHCO_3

O teor médio de Pi-NaHCO_3 (Tabela 2.7) foi mais elevado no solo sob plantio direto: na profundidade de 5 a 10 cm ($\text{Pi} = 145 \text{ mg kg}^{-1}$; $F=27,66$; $P=0,0008$) e nas amostras coletadas na época de chuva ($\text{Pi} = 125 \text{ mg kg}^{-1}$;

F=96,20; P<0,0001). O solo sob os dois tipos de manejo apresentou concentração mais elevada nas amostras da profundidade de 5 a 10 cm, sendo que os dois manejos diferenciaram-se quanto aos teores Pi-NaHCO₃ apenas nessa profundidade de amostragem (F=14,81; P=0,0014).

Em geral, as concentrações da fração Po-NaHCO₃ (Tabela 2.8) foram baixas, com teores médios variando de 7,4 mg kg⁻¹ (na época de chuva) a 26 mg kg⁻¹ (na seca) (F=136,62; P<0,0001). Os valores mais elevados (F=6,75; P=0,0038) foram obtidos nas amostras de solo da estação seca sob uso do feijão-bravo-do-ceará, com incorporação de resíduos (38 mg kg⁻¹) e sob nabo-forrageiro, sem incorporação de resíduos vegetais (33 mg kg⁻¹).

3.2.3. Fração NaOH

As concentrações significativamente mais elevadas da fração de Pi extraída pelo NaOH (Tabela 2.7) foram determinadas na época de chuva (Pi = 304 mg kg⁻¹; F=208,3; P<0,0001) e na profundidade de 5 a 10 cm (Pi = 306 mg kg⁻¹; F=104,12; P<0,0001). Os dois tipos de manejo diferenciaram-se quanto aos teores de Pi-NaOH (F=3,85; P=0,0675) apenas nas amostras de solo da camada de 5 a 10 cm (337 mg kg⁻¹) e da coleta realizada na estação de chuva (334 mg kg⁻¹).

As concentrações de Po-NaOH (Tabela 2.8) foram mais elevadas no solo sob uso da vegetação espontânea com incorporação de resíduos vegetais na época de chuva (159 mg kg⁻¹) e, ainda, sob nabo-forrageiro (153 mg kg⁻¹) e feijão-bravo-do-ceará (137 mg kg⁻¹) sem incorporação dos resíduos, também no período de chuva (F=3,19; P=0,0523). Considerando a média do teor de Po-NaOH em relação às espécies, as amostras coletadas no período de chuva resultaram no valor mais elevado dessa fração de Po (Po = 117 mg kg⁻¹; F=41,10; P<0,0001).

3.2.4. Fração HCl-concentrado

Na época seca, os menores teores de Pi-HCl concentrado (Tabela 2.7) foram obtidos nas amostras de solo sob guandu (164 mg kg⁻¹) e em seguida sob

uso de vegetação espontânea (188 mg kg^{-1}). As amostras de solo sob feijão-bravo-do-ceará (222 mg kg^{-1}) e nabo-forageiro (218 mg kg^{-1}) apresentaram concentrações mais elevadas dessa fração ($F=7,26$; $P=0,0027$) na época seca em relação à amostragem efetuada no período de chuva (181 e 175 mg kg^{-1} respectivamente). Na seca, essas concentrações foram mais elevadas ($F=15,17$; $P=0,0013$) nas amostras coletadas na camada de 0 a 5 cm (205 mg kg^{-1}), enquanto na época de chuva o teor mais elevado de Pi-HCl foi obtido nas amostras de 5 a 10 cm (181 mg kg^{-1}). Os efeitos significativos, individualmente, das espécies vegetais ($F=6,46$; $P=0,0147$), dos tipos de manejo ($F=8,93$; $P=0,0174$) e da época de coleta ($F=37,19$; $P<0,0001$) também foram observados em relação a esta fração de Pi.

Os teores de Po-HCl concentrado (Tabela 2.8), em geral, foram baixos, com valor médio variando de 19 a 32 mg kg^{-1} . Os menores teores ($F=4,07$; $P=0,0267$) foram analisados nas amostras sob nabo-forageiro (4 mg kg^{-1}) e vegetação espontânea (2 mg kg^{-1}) na época seca, respectivamente, com incorporação e sem incorporação de resíduos vegetais.

3.2.5 Fração residual

As amostras de solo coletadas nas parcelas sob uso de guandu apresentaram teor mais elevado de P-residual (Tabela 2.7), com incorporação dos resíduos vegetais, na seca ($P\text{-res}=149 \text{ mg kg}^{-1}$; $F=3,34$; $P=0,0459$). O teor de P-residual foi mais elevado nas amostras sob uso do feijão-bravo-do-ceará, em plantio direto, na coleta da estação de chuva ($P\text{-res}=181 \text{ mg kg}^{-1}$; $F=8,93$; $P=0,0174$). O solo sob o manejo com incorporação apresentou teor mais elevado de P-residual ($F=6,16$; $P=0,0246$) na camada de 5 a 10 cm ($P\text{-res} = 144 \text{ mg kg}^{-1}$) e em plantio direto na camada de 0 a 5 cm ($P\text{-res} = 140 \text{ mg kg}^{-1}$). O valor médio do P-residual foi mais elevado nas amostras de solo referentes ao período de chuva ($P\text{-res} = 150 \text{ mg kg}^{-1}$; $F=38,57$; $P<0,0001$), sob os dois tipos de manejo dos resíduos vegetais.

Tabela 2.7. Concentração das frações inorgânicas e de fósforo residual em solo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e duas épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	Pi-NaHCO ₃ (mg kg ⁻¹)				Pi-NaOH (mg kg ⁻¹)			
	Seca	Chuva	0-5	5-10	Seca	Chuva	0-5	5-10
Feijão bravo	51 (a)B	103(a)A	45 (a)B	120 (a)A	140 (a)B	311 (a)A	184 (a)B	301 (a)A
Guandu	43 (a)B	103 (a)A	54 (a)B	104 (a)A	142 (a)B	297 (a)A	164 (a)B	306 (a)A
N. forrageiro	72 (a)B	111 (a)A	70 (a)B	121 (a)A	158 (a)B	290 (a)A	186 (a)B	289 (a)A
V. espontânea	72 (a)B	105 (a)A	54 (a)B	130 (a)A	161 (a)B	317 (a)A	179 (a)B	330 (a)A
C. Incorporação	48 (b)B	87 (b)A	50 (a)B	93 (b)A	144 (a)B	273 (b)A	167 (a)B	276 (b)A
S. Incorporação	71 (a)B	125 (a)A	62 (a)B	145 (a)A	157 (a)B	334 (a)A	189 (a)B	337 (a)A
Espécies vegetais	Pi-HCl (mg kg ⁻¹)		Pi-residual (mg kg ⁻¹)					
	Seca	Chuva	C. Inc.		S. Inc.			
			Seca	Chuva	Seca	Chuva		
Feijão bravo	222 (a)A	181 (a)B	112 (b)B	176 (a)A	102 (a)B	181 (a)A		
Guandu	164 (b)A	163 (a)A	149 (a)A	121 (a)A	109 (a)A	115 (b)A		
N. forrageiro	218 (a)A	165 (a)B	98 (b)A	136 (a)A	117 (a)A	126 (b)A		
V. espontânea	188 (ab)A	175 (a)A	112 (b)	165 (a)A	135 (a)A	153 (ab)A		
C. Inc.	163 (a)B	193 (a)A	118B	150A	116B	144A		
S. Inc.	198 (a)A	171 (a)B						
0 a 5 (cm)	205 (a)A	161 (b)B		130 (a)A		140 (a)A		
5 a 10 (cm)	191 (b)A	181 (a)A		144 (a)A		125 (a)B		

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Tabela 2.8. Concentração das frações orgânicas em solo sob uso de plantas condicionadoras, com e sem incorporação, em duas épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécie Vegetal	Po - NaHCO ₃ (mg kg ⁻¹)				Po - NaOH (mg kg ⁻¹)				Po - HCl (mg kg ⁻¹)			
	C. Inc.		S. Inc.		C. Inc.		S. Inc.		C. Inc.		S. Inc.	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Feijão-bravo-do-ceará	38 (a)A	11 (a)B	9,3 (b)A	8,3 (a)A	52 (a)A	77 (a)A	58 (a)B	137 (a)A	23 (a)A	21 (a)A	49 (a)A	8,8 (a)B
Guandu	23 (ab)A	6,2 (a)B	26 (ab)A	3,4 (a)B	40 (a)B	108 (a)A	45 (a)A	89 (b)A	68 (a)A	25 (a)A	44 (a)A	19 (a)A
Nabo-forageiro	28 (ab)A	4,9 (a)B	33 (a)A	6,9 (a)B	61(a)B	113 (a)A	74 (a)B	153 (a)A	4 (b)A	18 (a)A	15 (a)A	26 (a)A
Vegetação espontânea	16 (b)A	7,5 (a)A	25 (ab)A	16 (a)A	64 (a)B	159 (b)A	44 (a)B	101 (ab)A	34 (a)A	33 (a)A	2 (b)A	21 (a)A
	26 (A)	7,4 (B)	23 (A)	8,6 (B)	54 (B)	114 (A)	55 (B)	120 (A)	32 (A)	24 (A)	27 (A)	19 (B)

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.3. Compartimentos lábil e recalcitrante de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação

O teor médio mais elevado de P-lábil (soma das frações de fósforo inorgânico e orgânico, extraídos pelo NaHCO_3 e NaOH) foi obtido (Tabela 2.9) nas amostras coletadas no período de chuva (536 mg-P kg^{-1}) em relação à época seca (289 mg-P kg^{-1}), considerando os dois manejos dos resíduos vegetais e as duas profundidades de amostragem ($F=7,42$; $P=0,0025$). O valor médio mais elevado de fósforo lábil (706 mg-P kg^{-1}) foi determinado na profundidade de 5 a 10 cm da época chuvosa ($F=203,92$; $P<0,0001$).

As menores concentrações de fósforo recalcitrante (frações de P inorgânico e orgânico extraídas pelo HCl concentrado e fósforo residual) foram determinadas ($F=4,69$; $P=0,0155$) nas amostras coletadas sob uso de guandu nas duas épocas (321 mg-P kg^{-1} ; 309 mg-P kg^{-1}), sem incorporação de resíduos vegetais, juntamente com a vegetação espontânea (329 mg-P kg^{-1}) na época seca e com o nabo-forrageiro (321 mg-P kg^{-1}) na amostragem do período de chuva. No solo sob incorporação de resíduos vegetais, na coleta efetuada na época de chuva, o menor teor de P recalcitrante também foi relacionado ao uso de guandu, em seguida, ao de nabo forrageiro. O teor de P recalcitrante foi mais elevado ($F=16,07$; $P=0,0010$) na camada de 0 a 5 cm (349 mg-P kg^{-1}) em relação a 5 a 10 cm (336 mg-P kg^{-1}), sob plantio direto e na profundidade de 5 a 10 cm (356 mg-P kg^{-1}) comparativamente a 0 a 5 cm (324 mg-P kg^{-1}) sob incorporação de resíduos vegetais (Tabela 2.9).

Tabela 2.9. Concentração de fósforo lábil e recalcitrante, em solo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação, em duas profundidades e épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	P-lábil (mg kg ⁻¹)				P-recalcitrante (mg kg ⁻¹)			
	C. Inc.		S. Inc.		C. Inc.		S. Inc.	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Feijão-bravo	263 (a)B	434 (a)A	276 (a)B	628 (a)A	351 (a)A	372 (a)A	368 (a)A	378 (a)A
Guandu	264 (a)B	459 (a)A	240 (a)B	548 (a)A	379 (a)A	297 (b)B	321 (b)A	309 (b)A
N. forrageiro.	267 (a)B	463 (a)A	391 (a)B	621 (a)A	420 (a)A	316 (ab)A	357 (a)A	321 (ab)A
V. espontânea	296 (a)B	579 (a)A	318 (a)B	558 (a)A	331 (a)A	364 (a)A	329 (b)A	357 (a)A
Profundidade	Seca		Chuva		C. Inc.		S. Inc.	
0 a 5 (cm)	293 (a)A		367 (b)A		324 (b)B		349 (a)A	
5 a 10 (cm)	286 (a)B		706 (a)A		356 (a)A		336 (b)A	

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

3.4. Proporção das frações inorgânicas e orgânicas de fósforo do solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação

As formas inorgânicas predominaram no total do fósforo (soma das frações), com as porcentagens mais elevadas obtidas da extração com NaOH, nas amostras coletadas na estação de chuva, representando média de 28% e 40% nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm respectivamente (Figura 2.2). A fração Pi-NaHCO₃ foi média de 7,6% (0 a 5) e 15% (5 a 10 cm), enquanto os valores médios de Pi extraído por HCl foram 24% e 17% nas amostras de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm respectivamente. A concentração média de fósforo residual representou 21% e 17% do total de P nas amostras coletadas nas profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm respectivamente.

A proporção das frações orgânicas em relação ao teor de fósforo total (Figura 2.2) foi baixa, apesar da alta concentração de fósforo orgânico no solo, principalmente, na fração extraída com NaOH (120 mg-P kg⁻¹). O Po da fração bicarbonato de sódio representou em média 1,4% e 0,6% do total de fósforo nas amostras da estação de chuva, nas profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm respectivamente. A concentração de Po extraído com NaOH, do solo coletado no

período de chuva, representou média de 15,3% e 11,9% da soma das frações, nas camadas de 0 a 5 e 5 a 10 cm respectivamente. A proporção relativa média do Po obtido a partir do HCl foi 2,6 %.

Nas amostras de solo coletadas na estação seca, o Pi-NaHCO_3 e o Pi-NaOH representaram, em média, 10% e 25% respectivamente. Os valores médios de Pi-HCl concentrado foram 34% e 33%, nas profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm respectivamente. O P-residual, das amostras da estação seca compreendeu 15% do total nas duas profundidades.

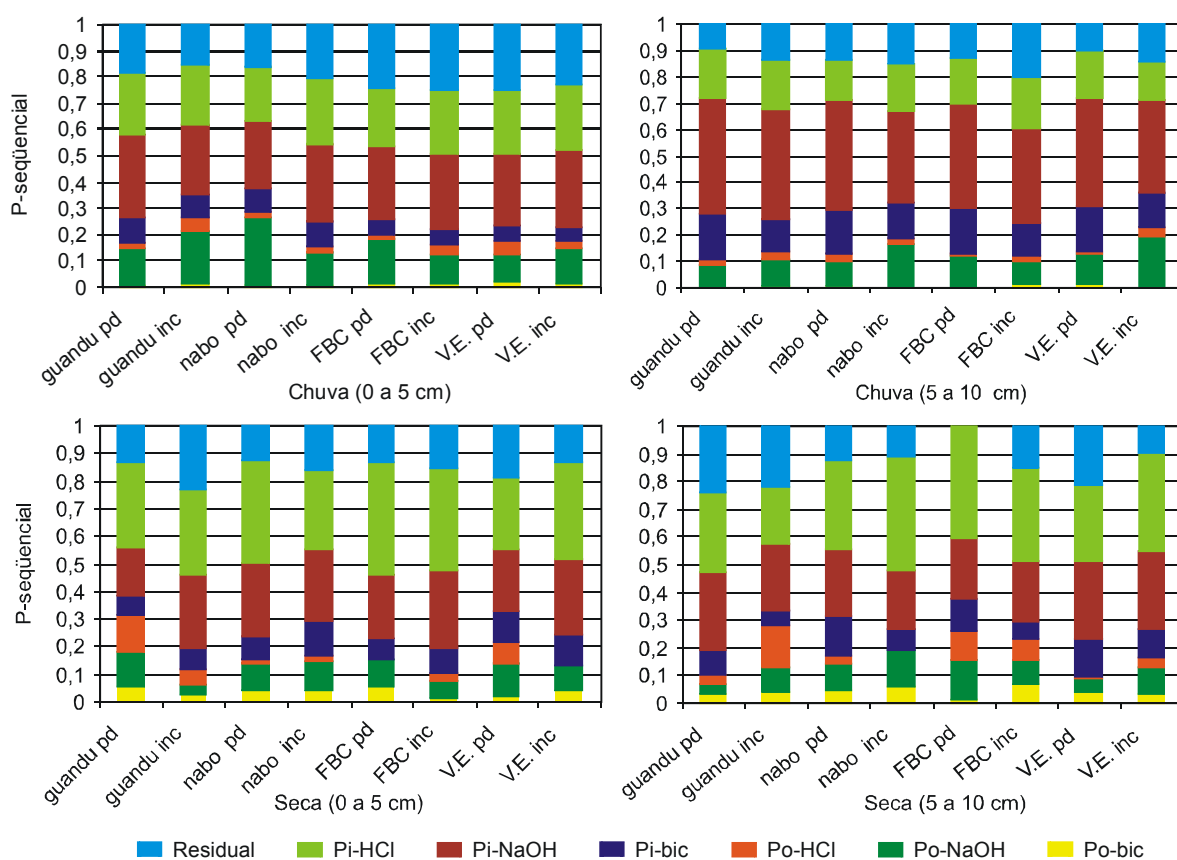


Figura 2.2. Proporção das frações orgânicas e inorgânicas, em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, nas estações de chuva e seca, em duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Ao considerar o compartimento lábil (concentração de fósforo inorgânico e orgânico, após extração com NaHCO_3 e NaOH), a fração orgânica (Po) representou (Figura 2.3) 70% do fósforo lábil, nas amostras de solo sob uso do guandu, sem incorporação dos resíduos, na amostragem da época seca e na

profundidade de 0 a 5. Na camada de 5 a 10 cm, no solo sob uso do guandu, porém, com incorporação, a forma orgânica representou 65% do fósforo lábil. Nas amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm na seca, sob feijão-bravo-do-ceará, com incorporação e sem incorporação de resíduos vegetais, a fração orgânica representou mais de 50% do fósforo lábil.

Na estação de chuva, a proporção de fósforo lábil representada pelas formas orgânicas diminuiu. Cerca de 50% do compartimento lábil, nas amostras de solo coletadas de 0 a 5 cm, sob guandu com incorporação, e, nabo-forrageiro e vegetação espontânea em plantio direto estão ocupados pelo fósforo orgânico. Na camada de 5 a 10 cm, o solo sob feijão-bravo-do-ceará, com incorporação de resíduos vegetais apresentou 50% do fósforo lábil na forma orgânica (Figura 2.3).

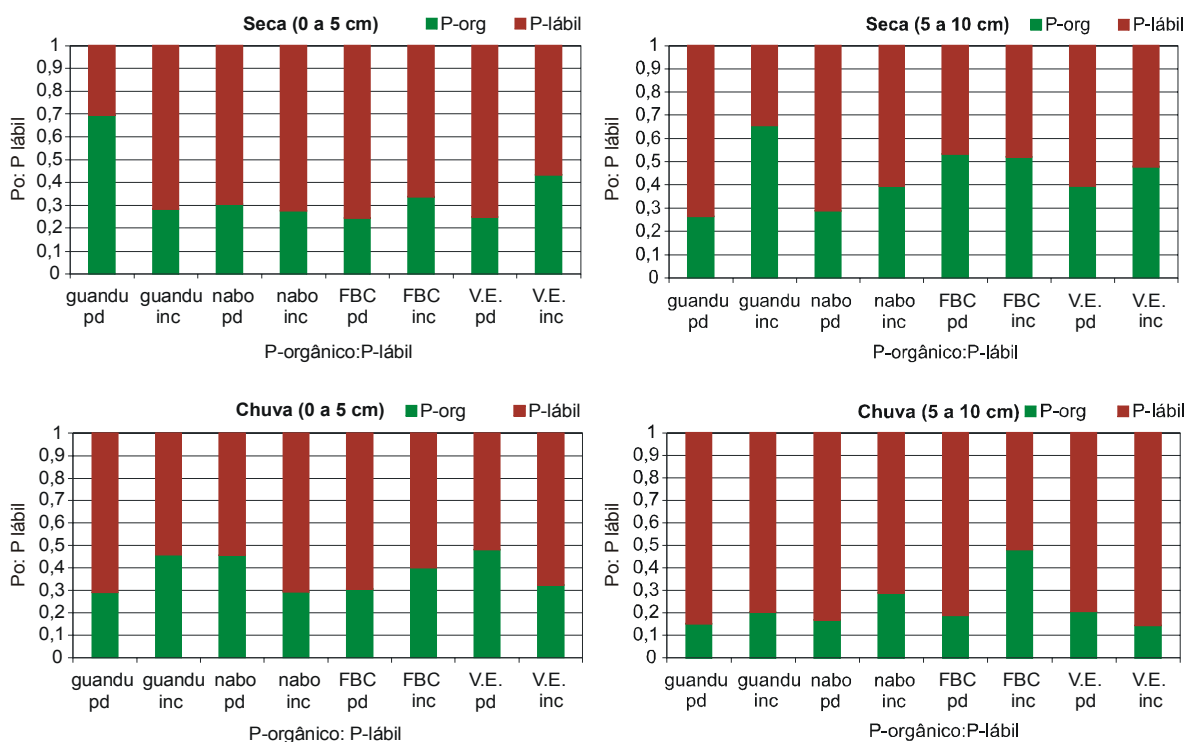


Figura 2.3. Frações orgânicas em relação ao total de fósforo, em solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação, nas estações de seca e chuva e em duas profundidades, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Considerando cada fração separadamente, nas amostras coletadas na estação seca, o $Po-NaHCO_3$ representou 8% (0 a 5 cm) e 10% (5 a 10 cm) e o $Po-NaOH$ constituiu 19% do fósforo lábil nas duas profundidades. Na amostragem realizada na estação de chuva, as porcentagens de Po extraídas com $NaOH$, nas

profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm representaram 29% e 18%, respectivamente do P-lábil. Em relação a esse compartimento de fósforo, na coleta efetuada no período de chuva (maturação do milho), houve predomínio da forma inorgânica (Pi), com 14% (0 a 5 cm) e 22% (5 a 10 cm), obtidos pelo extrator bicarbonato de sódio, e, 54% (0 a 5 cm) e 59% (5 a 10 cm) pelo extrator NaOH.

O fósforo recalcitrante e ocluso foi predominantemente inorgânico, com 51% extraído com HCl concentrado e 43% de fósforo residual.

3.5. Razão entre o fósforo orgânico o carbono orgânico do solo

A razão C/Po nas amostras de solo (Tabela 2.10) variou de 91 sob vegetação espontânea, na profundidade de 5 a 10 cm, no período de chuva, até 271, nas amostras sob uso do feijão-bravo-do-ceará, coletadas na profundidade de 0 a 5, na época seca (F=3,70; P=0,0358). Nas parcelas sob vegetação espontânea, houve redução nessa relação, nas amostras da camada de 0 a 5 cm (230) para a de 5 a 10 cm (91), na amostragem da época de chuva. Sob esse mesmo tratamento, a razão C/Po também reduziu acentuadamente da época seca (228) para a de chuva (91), na profundidade de 5 a 10 cm.

Tabela 2.10. Razão entre carbono e fósforo orgânico, em solo sob uso de plantas condicionadoras, nas duas profundidades e épocas de amostragem, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	C/Po			
	Seca		Chuva	
	0-5	5-10	0-5	5-10
Feijão-bravo-do-ceará	271 (a)A	113 (a)A	130 (a)A	240 (a)A
Guandu	247 (a)A	199 (a)A	215 (a)A	165 (a)A
Nabo-forrageiro	259 (a)A	211(a)A	135 (a)A	187 (a)A
V. espontânea	197 (a)A	228 (a)A	230 (a)A	91 (a)B

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

4. DISCUSSÃO

4.1. Frações inorgânicas de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com e sem incorporação

As concentrações mais elevadas das frações de Pi-NaHCO_3 , 125 mg-P kg^{-1} e 145 mg-P kg^{-1} nas amostras de solo da estação de chuva e da profundidade de 5 a 10 cm, respectivamente, e de Pi-NaOH , 334 mg-P kg^{-1} (época de chuva) e 337 mg-P kg^{-1} (5 a 10 cm), sendo as duas frações de amostras coletadas sob plantio direto (Tabela 2.7), estão relacionadas à época e ao modo de aplicação do fertilizante. A semeadeira de plantio direto que foi utilizada na semeadura do milho dispõe de mecanismo para inserir o fertilizante abaixo da semente, resultando na sua aplicação (dose de 150 kg ha^{-1} de P_2O_5) sob a camada de 5 cm, concentrando esse elemento na profundidade de 5 a 10 cm. Depois de cinco anos, a aplicação localizada de fósforo nessa quantidade, sem incorporação, conduziu à saturação dos sítios de adsorção, resultando no compartimento lábil de fósforo elevado no sistema de plantio direto, principalmente, na camada de solo de 5 a 10 cm (Rheinheimer et al., 2000a).

O predomínio das formas inorgânicas no fósforo total do solo (Tabela 2.7) em que o Pi-NaOH , na coleta da estação de chuva, representou 28% e 40% nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm, respectivamente (Figura 2.2), está de acordo com os resultados de trabalhos (Araújo et al., 1993; Beck & Sanches, 1994; Schmidt et al., 1996, Conte et al., 2003), que determinam essa fração como sendo a principal em agroecossistemas sob uso de fertilizantes. As elevadas quantidades de Pi extraídas pelo extrator NaOH podem representar drenos do fósforo aplicado em excesso e que não foi prontamente absorvido pelas plantas. Na profundidade de 5 a 10 cm e na amostragem efetuada no estágio de maturação do milho (chuva), as duas frações mais disponíveis (Pi-NaHCO_3 , Pi-NaOH) representaram 55 % do fósforo total (Figura 2.2). Na coleta da seca, elas constituíram 35% do total de fósforo, atuando então, como uma fonte disponível de fósforo após dez meses da aplicação do fertilizante. Lilienfein et al. (2000) observaram que a fração Pi-NaOH foi a de maior concentração nos sistemas avaliados (38% a 49% do total de P), inclusive na rotação soja/milho sob plantio direto. Conte et al. (2003) também verificaram que, sob plantio direto, a fração de

P inorgânico moderadamente lábil (Pi-NaOH) foi o maior dreno do fósforo adicionado ao solo e que a participação das frações lábeis de P inorgânico apresenta relação direta com a quantidade de fósforo adicionada ao solo.

O elevado teor de Pi nas frações de disponibilidade mais rápida (Tabela 2.7) como Pi-NaHCO₃ (60 e 106 mg kg⁻¹, estações de seca e chuva, respectivamente) e, principalmente, Pi-NaOH (150 e 304, mg kg⁻¹, estações de seca e chuva, respectivamente) não permitiu observar a ação das plantas condicionadoras com a finalidade de aumentar a disponibilidade desse elemento. Os sítios de adsorção do solo encontravam-se saturados, principalmente, na amostragem do período de chuva e no plantio direto, reduzindo os impactos dos mecanismos biológicos e químicos (Bowen et al., 1988; Ae et al., 1990; Otani et al., 1996; Bolan, 1991; Jayachandran et al., 1992; Silva et al., 1997; Carneiro, 1999; Joner et al., 2000; Rheinheimer et al., 2000b; Miranda et al., 2001, Cardoso et al., 2003a; Carneiro et al., 2004) que atuam para disponibilizar fósforo adsorvido aos constituintes da fração argila. Porém, em relação às frações Pi-HCl concentrado e fósforo residual foi possível observar efeitos das plantas condicionadoras com vistas a favorecer ou não a retenção do fósforo aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Esta ação foi mais acentuada quando o teor de fósforo disponível no solo estava menor, ou seja, nas amostras coletadas na estação seca, após exportação de nutrientes nos grãos e depois de dez meses da aplicação do fertilizante (Tabela 2.7; Figura 2.2).

O menor teor de fósforo inorgânico extraído com HCl concentrado (Tabela 2.7) em amostras de solo sob uso do guandu coletadas na época seca pode ser resultado da remoção desse elemento associado aos fosfatos de ferro e de alumínio pelos ácidos orgânicos (p. ex. malônico, oxálico e piscídico) que, possivelmente, foram exsudados pelas raízes dessa leguminosa (Ae et al., 1991; Otani et al., 1996).

Os compostos de fósforo com ferro e alumínio são favorecidos pela presença dos elevados teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio neste solo (Tabela 2.2). As relações Ki (SiO₂/Al₂O₃) e Kr (SiO₂/Al₂O₃ + Fe₂O₃) do horizonte Ap de 0,74 e 0,59, respectivamente, indicam o elevado grau de intemperismo do solo estudado. O teor de Al₂O₃ total é elevado (266 g kg⁻¹) à semelhança do determinado num Latossolo Vermelho-Escuro (262 g kg⁻¹) com

63% de argila o qual apresentou 83% de retenção do fósforo depois de 90 dias da aplicação de 150 kg ha^{-1} de P_2O_5 (Carvalho, 1991; Carvalho et al., 1995). Assim, as altas concentrações de fósforo inorgânico, extraído com HCl concentrado (média de 205 mg kg^{-1} de P na profundidade de 0 a 5 cm, da época seca), que representaram em média 34% do total de P (Figura 2.2) podem ser explicadas, principalmente, por essas características mineralógicas, além da concentração de argila do solo estudado (513 g kg^{-1} de argila). Fontes & Weed (1996) relacionaram a goethita e a gibbsita como os constituintes mineralógicos que mais contribuíram para explicar a retenção de fósforo em Latossolos, sendo que a gibbsita e os óxidos amorfos de Al relacionaram-se mais à adsorção devido à sua maior abundância. A elevada retenção de fósforo na seca representada pelo alto teor de Pi-HCl determinado nessa época e na profundidade de 0 a 5 cm, possivelmente, resultou do maior tempo de contacto entre o fertilizante e o solo (dez meses depois da semeadura e adubação química) e, ainda da menor absorção do fósforo na camada mais superficial pelas plantas.

O teor de fósforo residual (Tabela 2.7) também foi favorecido pelas características mineralógicas relacionadas anteriormente, representando uma proporção de 15% e 21% do total de P na camada de 0 a 5 cm, nas amostras coletadas nas épocas de seca e chuva respectivamente (Figura 2.2). A ação do guandu favorecendo a retenção desse elemento na forma oclusa (P-residual), sob o manejo com incorporação de resíduos vegetais, nas amostras coletadas na época seca, possivelmente, deve-se à habilidade de seus exsudados para remover P associado menos fortemente aos compostos de ferro e alumínio, no caso, o Pi extraído com HCl concentrado (Tabela 2.7). As maiores concentrações de fósforo residual verificadas nas amostras coletadas no período de chuva (maturação fisiológica do milho), no solo sob os dois tipos de manejo, são atribuídas à elevada quantidade de fertilizante aplicada três meses antes da amostragem. Essa adubação realizada na semeadura do milho, provavelmente, promoveu a saturação dos sítios de adsorção de alta e média disponibilidade e, conseqüentemente, a sorção do P-remanescente para essa forma altamente recalitrante ou oclusa. O teor de P-residual mais elevado, obtido nas amostras coletadas na estação de chuva (181 mg kg^{-1}) comparativamente à seca (102 mg kg^{-1}), sob uso do feijão-bravo-do-ceará, em plantio direto, pode ter sido

favorecido pela produção de matéria seca (3 t ha^{-1} ; Capítulo 1 – Tabela 1.3) dessa leguminosa, além da sua capacidade de rebrotar (Sodré Filho et al., 2004). A decomposição mais acentuada dessa fitomassa (Capítulo 1 – Figuras 1.2 e 1.3; Tabela 1.9), principalmente, pela baixa proporção de carbonos aromáticos no seu material vegetal (Capítulo 1 – Tabela 1.15) deve contribuir para reciclar o fósforo e incrementar o teor de P-remanescente que foi adsorvido aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio nesta forma oclusa.

O teor médio de fósforo de baixa disponibilidade (Pi-HCl/concentrado) e de disponibilidade “incerta” (P-residual), denominados de P-recalcitrante, é alto (Tabela 2.9), com 356 mg-P kg^{-1} no solo sob incorporação (5 a 10 cm) e 349 mg-P kg^{-1} no solo sob plantio direto (0 a 5 cm). Na amostragem efetuada na época seca, esse compartimento de fósforo (357 mg kg^{-1}) representou 55% em relação ao de P-lábil (289 mg kg^{-1}). O teor mais baixo de P-recalcitrante (297 mg kg^{-1}), obtido em amostras de solo sob uso de guandu, com incorporação dos resíduos vegetais, na coleta efetuada no período de chuva indica, mais uma vez, habilidade de essa leguminosa remover P associado aos compostos de ferro e alumínio de solos altamente intemperizados por exsudados radiculares (Ae et al., 1991; Otani et al., 1996). Neufeldt et al. (2000) mostraram acúmulo das formas oclusas em solos argilosos, sob adubação química, e sugeriram que a fração argila desses solos intemperizados atua como dreno ao fósforo altamente recalcitrante. Cardoso et al. (2003), por sua vez, observaram alta proporção de fósforo extraído pelo HCl concentrado (74%) seguido da extração pelo NaOH (22,5%) em Latossolos sob monocultivos e sistemas agroflorestais.

4.2. Frações orgânicas de fósforo no solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação

O uso das plantas condicionadoras de solo afetou o compartimento orgânico de fósforo, já que as frações dessa forma de fósforo (Po) foram influenciadas significativamente pelas espécies vegetais (Tabela 2.8) ou pela interação dessas com os demais fatores avaliados (manejo dos resíduos vegetais, época e profundidade). O teor mais alto de Po extraído pelo NaHCO_3 (38 mg-P kg^{-1}), nas amostras de solo, sob uso do feijão-bravo-do-ceará, com

incorporação e na coleta da época seca, possivelmente, resultou na sua fitomassa mais elevada (9,5 t ha⁻¹ de matéria verde e 3,0 t ha⁻¹ de matéria seca: Capítulo 1 – Tabela 1.3). A decomposição mais acentuada dessa planta (Capítulo 1 – Figuras 2.2 e 2.3, Tabela 1.9) deve ter favorecido a síntese de compostos orgânicos de fósforo e a disponibilidade desse elemento na forma orgânica. Porém, no sistema de plantio direto a formação de compostos orgânicos pode ter sido inibida nas amostras sob uso do feijão-bravo-do-ceará (9,0 mg-P kg⁻¹) devido ao pouco contacto dos seus resíduos com o solo, concordando com Rheinhemeir et al. (1999) que relacionaram o fósforo orgânico do solo à incorporação da biomassa constituída pela mistura de componentes vegetais, protoplasma microbiano, restos de animais e demais produtos de decomposição. O teor mais elevado de Po-NaHCO₃, associado ao nabo-forageiro, no sistema de plantio direto, possivelmente, deve-se à capacidade de essa espécie concentrar nutrientes no tecido vegetal, já que mesmo com a baixa produção de matéria seca (1,0 t ha⁻¹), o nabo-forageiro está no grupo das plantas condicionadoras que apresentou os maiores conteúdos de fósforo (Capítulo 1; Tabela 1.3). Assim, com o acúmulo dos resíduos vegetais na superfície do solo, a liberação do fósforo, na forma lábil, foi favorecida devido à acentuada taxa de decomposição dessa planta condicionadora no plantio direto (Capítulo 1 – Figuras 2.2 e 2.3; Tabela 1.9). A concentração mais elevada dessa fração orgânica nas amostras da época seca (26 mg-P kg⁻¹) em relação à chuva (8 mg-P kg⁻¹) está de acordo com a relação inversa obtida entre o fósforo orgânico e as quantidades de fertilizantes fosfatados adicionadas ao solo (Araújo et al., 1993; Beck & Sanches, 1994; Schmidt et al., 1996, Conte et al., 2003).

As amostras de solo sob uso de feijão-bravo-do-ceará e de nabo-forageiro, no sistema de plantio direto, e sob vegetação espontânea, nos dois tipos de manejo dos resíduos vegetais, apresentaram teor de Po-NaOH (Tabela 2.8) acentuadamente mais elevado na amostragem da época de chuva em relação à seca pela fitomassa produzida por ocorrência de rebrotamento, sobretudo, no caso de feijão-bravo-do-ceará e de vegetação espontânea (Sodré Filho et al., 2004). A decomposição da alta quantidade dos resíduos vegetais dessas espécies, na presença de umidade, pode, também, ter favorecido essa forma orgânica de P. O teor de Po-NaOH, obtido das amostras coletadas na época de

chuva (três meses depois da semeadura do milho) também sofreu influência da adubação química, com participação relativa ao total das frações das amostras da camada de 0 a 5 de 10%, no solo sob vegetação espontânea até 25% no solo sob nabo-forageiro, em plantio direto. Em relação às amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm, a variação dessa proporção foi de 8% no solo sob guandu em plantio direto até 19% no solo sob vegetação espontânea no manejo com incorporação (Figura 2.2).

A presença de Po na fração HCl concentrado foi detectada (Tabela 2.8; Figura 2.2), porém, em baixa proporção (2,6%) em relação ao total. As concentrações mais elevadas foram analisadas nas amostras de solo obtidas sob incorporação na época seca, mas com acentuada variabilidade. Na coleta da referida estação, as amostras da camada de 0 a 5 cm apresentaram variação da proporção relativa de Po-HCl de zero (vegetação espontânea com incorporação ao solo) até 13% (guandu em plantio direto). Na camada de 5 a 10 cm, a proporção relativa dessa fração variou de zero (nabo-forageiro com incorporação ao solo) até 15% (guandu com incorporação ao solo). Segundo Rheinheimer et al. (1999), o Po pode ocorrer ligado aos colóides orgânicos por pontes de Fe e Al, altamente estabilizadas, porém, MaKarov (1997) questiona a importância das ligações P-Fe(Al)-húmus, já que o complexo sintético (P-Fe-húmus) tem estabilidade em pH 1,5. Apesar de a maioria dos estudos com fracionamento seqüencial de P em áreas adubadas quimicamente não assinalarem a presença de Po-HCl concentrado, Lilienfein et al. (1996) também detectou essa forma de Po-HCl num Latossolo argiloso e sob aplicação de fertilizante.

4.3. Dinâmica de P indicada por frações inorgânicas e orgânicas do solo sob uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação

O elevado teor de P-recalcitrante (Tabela 2.9), determinado nas amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm, sob o manejo com incorporação ao solo (356 mg-P kg⁻¹) e na camada de 0 a 5 sob o manejo sem incorporação (349 mg-P kg⁻¹) evidenciou a capacidade de retenção de fósforo neste solo altamente intemperizado, conforme indicado por seus baixos valores K_i e K_r (Tabela 2.2). Sob aplicação localizada do fertilizante (150 kg ha⁻¹ de P₂O₅) e um curto período

entre a aplicação e a amostragem do solo foi possível inverter a condição de dreno de P do compartimento lábil em relação ao compartimento recalitrante e ocluso. Estudos relacionados à conversão de floresta para pastagens em regiões tropicais úmidas e em solos arenosos mostraram redução no compartimento de fósforo ocluso que poderia estar associado ao aumento de fósforo orgânico, com o decorrer do tempo de uso das pastagens (Garcia-Montiel et al., 2000; Townsend et al., 2003).

Destaca-se, novamente, a necessidade de conhecer os mecanismos de uso mais eficiente do fósforo acumulado em formas de menor disponibilidade (por exemplo, recalitrantes e oclusas) para planejamento de utilização racional de fertilizantes fosfatados. As amostras coletadas sob uso de guandu apresentaram menor concentração de fósforo recalitrante, no manejo com incorporação ao solo (época chuvosa) e em plantio direto (estações de seca e chuva), corroborando seu potencial para remover fósforo associados aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio em solos intemperizados (Ae et al., 1990; Otani et al., 1996). Assim, a disponibilidade desse nutriente à cultura poderá ser incrementada, principalmente, se for considerado um período de tempo relativamente curto.

Apesar das elevadas quantidades de fósforo aplicadas ao solo, na coleta da estação seca, o P_o chegou a ocupar 70% e 65% do fósforo lábil (Figura 2.3), nas amostras de solo das parcelas sob uso do guandu em plantio direto (0-5 cm) e com incorporação (5 a 10 cm), respectivamente. Segundo Carneiro et al. (2004), o uso do guandu como planta de cobertura no sistema de plantio direto estimula a ocorrência de fungos e bactérias solubilizadores de fosfato e proporciona ambiente mais favorável à atividade da fosfatase ácida. Cardoso et al. (2003b) observaram que em média, 62% do fósforo lábil foi representado pela forma orgânica (P_o) a qual foi incrementada em sistema de agrofloresta. O cultivo contínuo de alfafa sob plantio direto, com elevada produção de resíduos vegetais, aumentou em 22% a fração de fósforo orgânico extraída com NaOH comparativamente à rotação milho/soja/trigo sob preparo convencional de solo. A matéria orgânica (Tabela 2.5), os estoques de carbono (Capítulo 1 – Tabela 1.17) e o C da biomassa microbiana do solo (Capítulo 1 – Tabela 1.21), principalmente, no sistema de plantio direto e na camada de 0 a 5 cm podem ter representado fonte potencial do P_o . Essa explicação está de acordo com trabalhos que

relacionam a origem do fósforo, entre outros componentes orgânicos, ao protoplasma microbiano e ao ciclo de carbono em sistemas de produção que incluem plantas de cobertura e não revolvimento do solo (Rheinheimer et al. (1999); Rheinheimer et al., 2000b). A biomassa microbiana (Carneiro, 1999; Resende, 2001;) é indicada como importante reservatório de P-lábil nos solos de Cerrado.

A razão C/Po (Tabela 2.10), que variou de 91 (vegetação espontânea) a 271 (feijão-bravo-do-ceará), evidenciou a influência da produção de fitomassa já que o maior e o menor valor foram obtidos, respectivamente, nas amostras de solo coletadas sob uso das espécies que produziram, respectivamente, quantidades mais e menos elevadas de matéria seca (Capítulo 1 – Tabela 1.3). Cardoso et al. (2003b) observaram, em Latossolo, razão C/Po variando entre 82 e 367, e não evidenciaram diferenças significativas quanto aos sistemas de agrofloresta e monoculturas de café.

Não houve limitação à absorção de fósforo pela cultura do milho devido às elevadas concentrações de Pi na fração extraída pelo extrator NaOH (média disponibilidade). Assim, o rendimento dessa cultura também não foi fortemente influenciado pelo uso das espécies vegetais e pelos respectivos manejos de seus resíduos vegetais (Capítulo 1 – Tabela 1.4).

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que as plantas condicionadoras do solo sob condições adequadas à produção de fitomassa, em sincronia entre a decomposição e o uso do fósforo pela cultura subsequente podem promover a dessorção desse elemento que se acumula nas formas recalitrantes e oclusas. A quantidade de fósforo aplicada aos cultivos deve ser reduzida gradativamente, utilizando-se mais eficientemente esse recurso esgotável e não renovável. Portanto, o uso dessas espécies vegetais que favorecem a presença de formas mais disponíveis de fósforo no solo contribui para a sustentabilidade dos sistemas de produção.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com base na extração seqüencial das frações orgânicas e inorgânicas, nas condições deste estudo, permitem concluir que:

1. As formas inorgânicas $Pi-NaHCO_3$ e $Pi-NaOH$ representam 55% do fósforo total nas amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm, na estação chuvosa.
2. A concentração de fósforo inorgânico mais disponível ($Pi-NaHCO_3$ e $Pi-NaOH$) é maior no solo sob plantio direto, na profundidade de 5 a 10 cm, no período de chuva.
3. A concentração média de fósforo orgânico é mais elevada nas amostras coletadas no período de seca, exceto, para a fração $Po-NaOH$.
4. No período de seca, o P-orgânico constitui 70% do P-lábil do solo sob uso de guandu, em plantio direto (0 a 5 cm) e manejo com incorporação (5 a 10 cm).
5. O solo sob uso de guandu apresenta menor concentração de $Pi-HCl$ e de fósforo recalcitrante.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AE, N.; ARIHARA, J.; OKADA, K. Phosphorus uptake mechanism of pigeon pea grow in Alfisols and Vertisols. In: JOHANSEN, C.; LEE, K.; SAHRAWAT, K.L. (eds.) **Phosphorus nutrition of grain legumes in the semi-arid tropics**. Patancheru, ICRISAT, 1991. p. 91-98.

AE, N.; ARIHARA, J.; OKADA, K.; YOSHIHARA, J.; JOHANSEN, C. Phosphorus uptake by pigeon pea and its role in cropping systems of the Indian Subcontinent. **Science**, v. 248, p. 477-480, 1990.

AGBENIN, J.O.; TIESSEN, H. Phosphorus forms in particle-size fractions of a toposequence from Northeastern Brazil. **Geoderma**, v. 62, p. 345-362, 1994.

AGBENIN, J.O.; TIESSEN, H. Phosphorus transformation in a toposequence of Lithosols and Cambisols from semi-arid Northeastern Brazil. **Sci. Soc. Am. J.**, v. 59, p.1687-1693, 1995.

ARAÚJO, A.G. de; J.; AYARZA, M.A.; FRIESEN, D.K.; VILELA, L. Frações orgânicas e inorgânicas de fósforo em um solo de Cerrado sob diferentes sistemas de preparo. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L.C.B. (eds), Biodiversity and sustainable production of food and fibers in the tropical savannas. EMBRAPA-CPAC, Brasília, Brazil, p. 319-322, 1996.

ARAÚJO, M.S.B; SALCEDO, I.H. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana de açúcar na região Nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.643-650, 1997.

ARAÚJO, M.S.B; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solos cultivados com cana-de-açúcar. II. Formas disponíveis e efeito residual do P acumulado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, p.397-403, 1993.

BECK, M.A.; SANCHEZ,P.A. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.58, p.1424-1431, 1994.

BOLAN, N.S. A critical review of the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant Soil*, v.134, p.189 208, 1991.

BOWEN, W.T; QUINTANA, J.O; PEREIRA, J.; BOULDIN, D.R. REID, W.S.; LATHWELL, D.J. Screening legume green manures as nitrogen sources to succeeding non-legume crops. **Plant and Soil**, v.111, p.309-316, 1988.

BURLE, M. L.; SUHET, A. R.; PEREIRA, J.; RESCK, D. V. S.; PERES, J. R. R.; CRAVO, M. S.; BOWEN, W.; BOULDIN, D. R.; LATHWELL, D. J. **Legume green manures: dry-season survival and the effect on succeeding maize crops.** Raleigh: Tim McBride, 1992. 35p. (Bulletin, 92-04).

CAMPELLO, M.R.; NOVAIS, R.F.; FERNANDEZ R., I.E.; FONTES, M.P.F; BARROS, N.F. Avaliação da reversibilidade de fósforo não lábil em solos com diferentes características. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.157-165, 1994.

CARDOSO, I.M.; BODDINGTON, C.; JANSSEN, B.H.; OENEMA, O.; KUYPER, T.W. Distribution of mycorrhizal fungal spores in soils under agroforestry and

monocultural coffee systems in Brazil. **Agroforestry Systems**, v.58, p.33-43, 2003a.

CARDOSO, I.M.; JANSSEN, B.H.; OENEMA, O.; KUYPER, T.W. Phosphorus pools in Oxisols under shaded and unshaded coffee systems on farmers' fields in Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 58, p.55-64, 2003b.

CARNEIRO, R.G. **Dinâmica de parâmetros biológicos associados ao ciclo do fósforo em solo de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo**. 1999. 86p Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CARNEIRO, R.G.; MENDES, I.C. de; LOVATO, P.E.; CARVALHO, A.M. de; VIVALDI, L.J. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solo de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p. 661-669, 2004.

CARVALHO, A.M. de; BURLE, M. L.; PEREIRA, J.; SILVA, M. A. da. **Manejo de adubos verdes no cerrado**. Embrapa Cerrados, 1999. 28 p. (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 4).

CARVALHO, A.M. de. **Resposta do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) à aplicação de fósforo em solos dos Cerrados**. 1991. 103p. Dissertação (Mestrado) - ESALQ-USP, Piracicaba.

CARVALHO, A.M. de; FAGERIA, N.K.; KINJO, T.; PEREIRA, I.P.de. Resposta do feijoeiro à aplicação de fósforo em solos dos Cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.61-67, 1995.

CLAASSEN, N. Extration of soil phosphorus by plant roots - Interpretative summary of part 2. In: JOHANSEN, C.; LEE, K.; SAHRAWAT, K.L. (eds.). **Phosphorus nutrition of grain legumes in the semi-arid tropics**. Patancheru, ICRISAT, 1991. p.99-104.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumuladas em latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.893-900, 2003.

CROSS, A.F. & SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p.197-214, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**/ Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. ver. Atual- Rio de Janeiro, 1997. 212p.

FONTES, M.P.F.; WEEDS.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationship with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, v.72, p.37-51, 1996.

GOEDERT, W.J; SOUSA, D.M.G. de; LOBATO, E. Fósforo. In: GOEDERT, W.J. (ed). **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo. Nobel. 1986. p.129-166.

HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal. In: Pinto, M.N. (Org.). **Cerrado. Caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora UnB, Brasília, 1990.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. Am.J.**, v.46, p.970-976, 1982.

JAYACHANDRAN, K.; SCHWAB, A.P; HETRICK, B.A.D. Mineralization of organic phosphorus by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology and Biochemistry**, v.24, p.897-903, 1992.

JOHNSON, A.H.; FRIZANO, J.; VANN, D.R. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. **Oecologia**, v.135, p.487-499, 2003.

JONER, E.J.; VAN AARLE, I.M.; VOSALTKA, M. Phosphatase activity of extra-radical arbuscular mycorrhizal hyphae: **A review**. **Plant and soil**, v.226, p.199-210, 2000.

KER, J.C.; PEREIRA, N.R.; CARVALHO JUNIOR, W.; CARVALHO FILHO, A. Cerrados: solos, aptidão e potencialidade agrícola. In: SIMPOSIO SOBRE MANEJO E CONSERVACAO DO SOLO NO CERRADO, 1990, Goiânia, GO. **Anais...** Campinas, SP. Fundação Cargill, 1992. p.1-31.

LE MARE, P.H.; PEREIRA, J.; GOEDERT, W.J. Effects of green manure on isotopically exchangeable phosphorus in a dark-red latosol in Brazil. **Journal of Soil Science**, v.38, p.199-209, 1987.

LILIENFEIN, J.; FREIBAUER, A.; NEUFELDT, H.; WESTERHOF, R.; AYARZA, M.A.; SILVA, J.E. da; RESCK, V.S.; ZECH, W. Influence of land-use on the distribution of water stable aggregates and P status of sandy and clayey cerrado Oxisols, Brazil. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L.C.B. (eds), Biodiversity and sustainable production of food and fibers in the tropical savannas. EMBRAPA-CPAC, Brasília, Brazil, pp. 323-328, 1996.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; AYARZA, M.A.; VILELA, L.; LIMA, S.C.; ZECH, W. Chemical fractionation of phosphorus, sulphur, and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. **Geoderma**, v.96, p.31-46, 2000.

MARTINS, E.S.; LENHARO, S.L.R. Descrição de campo. 1999. In: MARTINS, E.S.; LENHARO, S.L.R. (eds.). **Técnicas instrumentais aplicadas à mineralogia do solo**. Brasília, XXVII CBCS, 1999. p. 4-9.

MAKAROV, M.L. Phosphorus compounds of soil humic acids. **European Soil Science**, v.30, p.395-402, 1997.

MIRANDA, J.C.C. de; MIRANDA, L.N.de; VILELA, L.; VARGAS, M.A.; CARVALHO, A.M. de; **Manejo da micorriza arbuscular por meio de rotação de culturas nos sistemas agrícolas do Cerrado**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 2001. 3 p. (EMBRAPA-CPAC. Comunicado Técnico, 42).

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal Chim Acta**, v. 27, p.31-36, 1962.

NEUFELDT, H.; SILVA, J.E.; AYARZA, M.A.; ZECH, W. Land-use effects on phosphorus fractions in Cerrado Oxisols. **Biol. Fertil. Soils**, v.31, p.30-37, 2000.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. UFV/DPS, Viçosa, Brasil, 399p.

OTANI, T.; AE, N.; TANAKA, H. Phosphorus (P) uptake mechanisms of crops grown in soils with low P status. II. Significance of organic acids in root exudates of pigeonpea. **Soil Sci. Plant Nutr.**, v.42, p.553-560, 1996.

PEREIRA, J. & PERES, J.R.R. Manejo da matéria orgânica. In: GOEDERT, W.J. (ed). **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo. Nobel. 1986. p.261-84.

REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. Solos do bioma Cerrado In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S.P. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Brasília, Embrapa Cerrados, 1998. p. 47-86.

RESENDE, J.C.F. **A ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado e a influência de queimadas controladas**. 2001. Dissertação (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.345-354, 2000a.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; E.CONTE. Fósforo na biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.589-597, 2000b.

SAS Institute. SAS/STAT: **User`s guide**, version 8.1, Cary, 1999-2000. v1. 943p.

SCHIMIDT, J.P.; BUOL, S.W.; KAMPRATH, E.J. Soil phosphorus dynamics during seventeen years of continuous cultivation: fractionation analyses. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.60, p.1168-1172, 1996.

SCHLESINGER, W.H.; DELUCIA, E.; BILLINGS, W.D. Nutrient-use efficiency of woody plants on contrasting soils in the Western Great Basin. **Ecology**, v.70, p.105-113, 1989.

SHARPLEY, A.N.; TIESSEN, H.; COLE, C.V. Soil phosphorus forms extracted by soils tests as a function of pedogenesis. **Soil Sci Soc Am J.**, v.51, p.362-365, 1987.

SILVA, M. L.N. ; CURI, N.; LIMA, J.M. de; CARVALHO, A. M. Rotação adubo verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho Escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, p. 649-654, 1997.

TIESSEN, H. & MOIR, J.O; Characterisation of available P by sequential extraction. In: Carter, M.R. (ed.), Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, pp. 75-86.

TIESSEN, H.; STEWART, W.B. & COLE C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.48, p.853-858, 1984.

VASCONCELOS, C.A.; PACHECO, E.B.; CRUZ, J.C.; FRANÇA, G.E. Adubação verde nas culturas do milho e do sorgo. In: **Adubação verde no Brasil**, Campinas, Fundação Cargill. 1984.

VIVALDI, L.J. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1999. 52p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 8).

Capítulo 3

USO DE PLANTAS CONDICIONADORAS COM
INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO NO SOLO:
EFEITOS NA EMISSÃO DE GASES

CAPÍTULO 3

USO DE PLANTAS CONDICIONADORAS COM INCORPORAÇÃO E SEM INCORPORAÇÃO NO SOLO: EFEITOS NA EMISSÃO DE GASES

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar variações sazonais dos fluxos de NO, N₂O e CO₂ e efeitos de espécies vegetais, com incorporação e sem incorporação ao solo, além da aplicação de nitrogênio, sobre emissão desses gases. Os gases foram coletados nas parcelas sob *Crotalaria juncea* L., *Mucuna pruriens* (L.) DC e vegetação espontânea. A técnica da câmara dinâmica foi utilizada para determinar o fluxo de NO com analisador de quimiluminescência associado a um *datalogger*. Os fluxos de N₂O foram determinados pelo método da câmara estática e sua concentração por cromatografia gasosa. A concentração de CO₂ foi medida por Analisador de Gás infravermelho. Amostras de solo foram coletadas (0 a 5 cm) para determinar a concentração N-NO₃, N-NH₄ e a umidade do solo. Os valores de teor gravimétrico de água θ_g (g g⁻¹) foram convertidos em %EPPA.

A ocorrência de chuva depois do período de seca resultou em pulsos de NO e CO₂. Os fluxos de N₂O medidos no início da estação chuvosa ficaram abaixo do limite de detecção. No solo sob uso de mucuna-cinza e vegetação espontânea, em plantio direto, foram observados picos de emissão de N₂O. Aplicações de N mineral proporcionaram pulsos de NO e de CO₂, quando na presença de chuva. O solo sob leguminosas, em plantio direto, resultou no fluxo anual de CO₂ mais elevado (22 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹). O solo sob uso de leguminosas proporcionou fluxo anual médio de gases de nitrogênio mais elevado (0,9 N kg ha⁻¹ ano⁻¹). A %EPPA explicou 38% de variação dos fluxos de NO, nas parcelas sob crotalária juncea em plantio direto. Grande parte das variações dos fluxos de CO₂ foi explicada por %EPPA, porém, a concentração de N-NH₄⁺ também explicou, individual ou parcialmente, sob crotalária juncea e mucuna-cinza, com incorporação e vegetação espontânea em plantio direto.

1. INTRODUÇÃO

As concentrações de CO₂, NO e N₂O, na atmosfera, influenciam as mudanças climáticas globais. A composição da atmosfera depende das interações com a biosfera e reflete no balanço energético do planeta. Os diversos processos que resultam na emissão de um ou mais desses gases são interdependentes, incluindo a atividade microbiana, envolvida ativamente na sua produção e consumo (Shine et al., 1995; Conrad, 1995; Mckenney & Drury, 1997).

As concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa têm aumentado rapidamente devido a atividades antropogênicas, como queima de combustíveis fósseis, urbanização, desmatamento e queimadas e atividades agrícolas que envolvem o uso da aplicação de fertilizantes, do revolvimento do solo e da incorporação de resíduos, da irrigação e drenagem, entre outras (Drennem; & Kaiser, 1993; Lal, 2002; Skiba; & Dick, 2004). A agricultura e a abertura de áreas agrícolas contribuem com 25 %, 65 % e 90 % do total de emissões de CO₂, CH₄ e N₂O respectivamente (Duxbury et al., 1994).

O aumento das emissões dos gases, em que o CO₂ representa mais de 60% está contribuindo para o agravamento do efeito estufa (Kirchhoff, 1992; Lima, 2000; IPCC, 2001). Nos últimos 250 anos, a concentração atmosférica de CO₂ aumentou em 30%, enquanto as emissões cresceram a uma taxa de 1,5 mg C kg⁻¹ em algumas décadas (IPCC 2001), indicando que essa liberação de CO₂ está ocorrendo com uma velocidade maior do que a capacidade que os oceanos e a vegetação terrestre têm para removê-la (Kirchhoff, 1992).

A concentração atmosférica de N₂O é de aproximadamente 310 ppbv e vem aumentando à taxa de 0,2% a 0,3% nos últimos anos. Um fator que agrava o potencial do N₂O como agente do efeito estufa é o seu longo tempo de residência na atmosfera (150 anos). O potencial de aquecimento da atmosfera do N₂O é cerca de 200 vezes superior ao do CO₂.

Já o óxido nítrico (NO) exerce importante papel na regulação do O₃ da troposfera. O NO não atinge a estratosfera, e sua presença nas camadas superiores da atmosfera é devida à oxidação do N₂O. Uma vez presente nessa camada, o NO reage com o O₃, reduzindo sua concentração e a absorção dos

raios ultravioleta. Na troposfera, participa de reações fotoquímicas que produzem o ozônio (Prather, 1998; Davidson et al., 2001).

As florestas tropicais e as savanas são importantes fontes dos gases, principalmente, quando convertidas em uso agropecuário (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Davidson et al., 2001). As florestas tropicais úmidas têm sido responsabilizadas pela emissão de 20% a 50 % do total de N_2O da atmosfera (Shine et al., 1995; Potter et al., 1996; Prather, 1998). Inúmeras pesquisas relacionadas à emissão de gases de efeito estufa já vêm sendo desenvolvidas em regiões savânicas, incluindo os impactos de mudanças de uso da terra sobre os fluxos do solo para a atmosfera (Johansson & Sanhueza, 1988; Sanhueza et al., 1990; Sanhueza et al., 1994; Meixner et al., 1997). Entretanto, na região do Bioma Cerrado, esses estudos são bastante limitados, concentrando, nesse bioma, apenas na vegetação natural e enfocando principalmente o efeito do fogo e da sazonalidade de ocorrência de chuvas (Poth et al., 1995; Anderson & Poth, 1998; Davidson et al., 2001; Ferreira, 2002; Pinto et al., 2002; Pinto, 2003; Varella et al., 2004). Em Cerrado nativo, os fluxos de NO são baixos, e as emissões de N_2O , geralmente, estão abaixo do limite de detecção. Porém, após as queimadas freqüentes, as emissões de NO praticamente dobram. Os primeiros eventos de chuva depois da estação seca também resultam em picos de produção de NO. Esses pulsos de NO são temporários, com duração de horas ou dias, mas podem ser importantes no balanço anual de emissões (Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004). Em relação às áreas convertidas principalmente para uso agrícola, essas medidas são raras (Nobre, 1994; Saminêz, 1999; Cardoso et al., 2002; Ferreira, 2002) e no caso do NO são praticamente inexistentes (Davidson et al., 2001).

Medidas de emissão de CO_2 , associadas a mudanças de uso da terra no Brasil (Bernoux et al., 2001), tiveram decréscimo de $11 \text{ g } CO_2 \text{ m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ para $5,5 \text{ g } CO_2 \text{ m}^{-2}\text{ano}$ no período de 1970 e 1995, enquanto, no Distrito Federal, os fluxos de CO_2 foram mantidos em níveis elevados ($> 30 \text{ g } CO_2 \text{ m}^{-2}\text{ano}^{-1}$). Deve-se considerar que o período estudado corresponde à grande expansão da agricultura no Cerrado, caracterizada pelos sistemas de produção intensivos, com utilização de monoculturas e altas doses de fertilizantes e pesticidas, além de mecanização intensa (Ker et al., 1992; Resende et al., 1992; Silva et al., 1996).

A adição da matéria orgânica ao solo ocorre, principalmente, pela entrada do carbono resultante da síntese de compostos orgânicos durante a fotossíntese. A quantidade de carbono adicionada ao solo depende das espécies vegetais e dos sistemas de cultivos em uso. As perdas de carbono ocorrem, em geral, pela liberação de CO₂ na respiração, pela decomposição microbiana dos resíduos e da matéria orgânica do solo e pelas perdas dos compostos orgânicos através de lixiviação e da erosão. A magnitude desses processos, em condições edafoclimáticas específicas, depende direta ou indiretamente do manejo do solo (Mielniczuk, 1999; Lal, 2002). As concentrações de CO₂ atmosférico, em áreas agrícolas, podem ser reduzidas pelo uso de sistemas de preparo do solo que resultam em matéria orgânica estável e mais resistente à degradação. A manutenção do carbono imobilizado como húmus, além de retê-lo na forma de matéria orgânica estável e agir como fonte de nutrientes, é substrato para os microrganismos e um componente da agregação dos solos (Resck, 1998; Bronick; & Lal, 2004). Corazza et al. (1999) demonstraram que sistemas sem preparo do solo no Cerrado (reflorestamento, plantio direto e pastagens) resultaram no maior acúmulo de carbono em relação ao que utilizou o revolvimento do solo e foram considerados fontes de CO₂ para a atmosfera.

As mudanças no uso da terra são acompanhadas de alterações climáticas, incluindo precipitação média anual, além do comprimento e da severidade da estação seca. Essas mudanças resultam em variações no conteúdo de água do solo, conseqüentemente, em alterações regionais e temporais nas emissões de gases (Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2000; Erickson et al., 2000; 2002).

Os gases de nitrogênio (NO e N₂O) são produzidos tanto pela nitrificação quanto pela desnitrificação, sendo que, a primeira produz relativamente mais NO e a segunda é o processo dominante na produção do N₂O. Em condições de adequada aeração do solo e com disponibilidade de nitrogênio na forma de NH₄⁺, a nitrificação resulta em NO (Skiba et al., 1993; Davidson et al., 1993; Vos et al., 1994; Baumgärtner et al., 1996). Assim, solos de textura arenosa favorecem a nitrificação, enquanto, os argilosos, principalmente, quando a umidade é elevada e o NO₃⁻ é a principal forma de nitrogênio no solo, predomina a desnitrificação (Johansson & Sanhueza, 1988; Johansson et al., 1988; Bakwin et al., 1990; Sanhueza et al., 1990; Davidson et al., 1993; Mckenney & Drury, 1997). Em solos

ácidos e com disponibilidade suficiente de NO_2 , os fluxos de NO são atribuídos, primeiramente, a quimiodesnitrificação do NO_2 produzido pelas bactérias autotróficas (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Anderson & Poth, 1998).

O modelo de Firestone & Davidson (1989), adaptado por Davidson et al. (2000) estabelece as relações entre as variáveis que resultam nos fluxos dos óxidos de nitrogênio do solo para a atmosfera. Por analogia com um tubo perfurado, foram reconhecidos dois níveis de regulação dos fluxos desses gases: (1) – quantidade de nitrogênio que se movimenta ao longo do tubo determinada pelos fatores que afetam o total de N_2O e NO pelas reações de nitrificação e/ou desnitrificação, (2) – conteúdo de água e outros fatores que afetam a relação $\text{N}_2\text{O}:\text{NO}$. Esse modelo estabelece uma relação direta entre a emissão total de óxidos de nitrogênio e a disponibilidade desse elemento no sistema. O espaço dos poros preenchido pela água (EPPA) é um dos parâmetros que apresenta boa relação com as emissões dos gases de nitrogênio. No intervalo de 30% a 60% do EPPA predominam reações de nitrificação e, conseqüentemente, as emissões de NO . Se mais de 60% do espaço poroso estiver preenchido pela água, reações de desnitrificação prevalecerão, resultando em N_2O e N_2 (Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2000).

Quando o solo está suprido adequadamente de NO_3^- e NO_2^- , o carbono orgânico é o fator limitante às reações de desnitrificação (Drury et al., 1991, Baumgartner, 1992; Mckenney et al., 1995). Doran (1980) verificou que o incremento da matéria orgânica na superfície do solo pelo uso do plantio direto aumentou a nitrificação por microrganismos, resultando em maior potencial para a produção dos gases de nitrogênio. Keller et al. (2000) atribuíram o aumento na emissão dos gases de nitrogênio no ato de instalação das câmaras ao fornecimento de substratos de carbono. Esses autores observaram que, a mortalidade de raízes pode ser um importante precursor da emissão de gases de nitrogênio em solos tropicais.

A aplicação de nitrogênio via fertilizante é uma prática comum na agricultura intensiva e mecanizada no Cerrado, exceto em relação à soja, para a qual não se recomendam fertilizantes nitrogenados (Vargas et al., 2002). Entretanto, doses elevadas de nitrogênio são aplicadas, principalmente no caso do milho, cultivado em grande extensão nessa região. As emissões de gases de

nitrogênio em solos agrícolas devem estar fortemente associadas à fertilização, mas, algumas variáveis do solo como umidade e aeração, expressas por %EPPA, além da temperatura, contribuem para potencializar ou não o efeito dessa prática. Solos recentemente fertilizados apresentaram ampla variação nas emissões de NO com ocorrência de valores bastante superiores (1,19 a 44 ng N m⁻² s⁻¹) às áreas não fertilizadas (0,01 a 3,5 ng N m⁻² s⁻¹). Essa acentuada variação resulta das diferentes texturas, culturas e tipos de manejo, além das doses aplicadas do nutriente (Skiba et al., 1993; Aneja et al., 1995, Thornton & Valente, 1996). Deve-se considerar, ainda, se a aplicação desse elemento é na forma de uréia, nitrato ou amônia; se é na superfície ou incorporado, na linha de semeadura ou entre as linhas, entre outros (Davidson et al., 1996; Sanhueza et al., 1994; Sanhueza, 1996). Áreas cujos sistemas sejam com preparo e sem preparo do solo diferenciaram-se quanto às emissões de NO, com o incremento de emissão desse gás depois do preparo de solo atribuído ao aumento de NO₃⁻, às mudanças nas taxas de transporte, como o aumento da porosidade e a superfície do solo diretamente em contacto com a atmosfera (Cárdenas et al., 1993; Rondón et al., 1993; Sanhueza et al., 1994). Civerolo & Dickerson (1998) atribuíram as menores emissões de NO em uma cultura de milho (fertilizado) sob plantio direto à menor exposição de solo e à maior proteção proporcionada pelas plantas de cobertura e pelo *mulch*. Sanhueza (1996) atribuiu a ausência de diferenças entre sistemas com preparo e sem preparo de solo, em relação aos fluxos de N₂O, em áreas fertilizadas sob savanas, à origem do gás em camadas mais profundas do solo.

O uso de leguminosas que fixam N, como espécies vegetais condicionadoras de solo (por exemplo, mucuna e crotalária juncea) em sistemas agrícolas podem representar a incorporação de até 230 kg ha⁻¹ N (Carvalho et al., 1999). Esse aumento dos teores de N no solo pode incrementar as emissões de óxidos de nitrogênio (NO e N₂O). Florestas sucessionais dominadas pelas leguminosas apresentaram elevadas emissões de gases de nitrogênio (9,0 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) em relação às que não possuem essa família de plantas (0,09 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) na sua composição (Erickson et al., 2001; 2002). Os fluxos de CO₂ também poderão ser influenciados pela qualidade dos resíduos desse material vegetal como reflexo da decomposição e da respiração radicular e microbiana.

O uso de plantas condicionadoras de solo e seus impactos na dinâmica de carbono e outros nutrientes, em especial, o nitrogênio, podem afetar as emissões

e CO₂, NO e N₂O do solo para a atmosfera. Esses aspectos são praticamente desconhecidos e necessitam ser monitorados em agroecossistemas no Bioma Cerrado.

O objetivo deste estudo foi avaliar, em solo de Cerrado, as variações sazonais dos fluxos de gases (NO, N₂O e CO₂) e os efeitos do uso de plantas condicionadoras associadas à aplicação de nitrogênio, com incorporação e sem incorporação, sobre as emissões desses gases.

Considerando que a composição química dos tecidos vegetais, a proporção caule/folha e as razões C/N e C/P influenciam a decomposição dos resíduos e, conseqüentemente, a mineralização da matéria orgânica e do nitrogênio, as seguintes hipóteses foram propostas:

1. O uso das leguminosas crotalária juncea (*Crotalaria juncea* L.) e mucuna-cinza (*Mucuna pruriens* (L.) DC) aumenta a emissão dos gases do solo para a atmosfera.
2. Os tipos de manejo dos resíduos vegetais (com incorporação e sem incorporação ao solo) afetam diferentemente os fluxos de gases.
3. A aplicação de nitrogênio mineral, associada ao uso de leguminosas, aumenta as emissões de gases.
4. A variação sazonal dos fluxos de gases é explicada pela variação no espaço dos poros preenchido pela água, temperatura do solo e concentração de N-NH₄.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área e descrição do experimento

As coletas de dados foram efetuadas no ano agrícola 2002/2003, em área experimental da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF (S 15°36'37,5" e W 47°44'36,8"). O sistema de cultivo em uso contínuo durante seis anos foi uma sucessão de milho e plantas condicionadoras, no solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo A moderado textura argilosa fase Cerrado relevo plano (Reatto et al., 1998). O clima é Tropical Estacional (Aw) conforme

classificação de Köppen. A caracterização granulométrica e química do solo está apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Caracterização granulométrica e química (profundidade de 0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho-Amarelo, ano agrícola 1996/1997, Planaltina, DF.

Características do solo	Latossolo
Argila (g kg ⁻¹)	513
Silte (g kg ⁻¹)	186
Areia (g kg ⁻¹)	301
pH _(H2O)	6,2
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	23,6
Alumínio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	0,01
Acidez potencial (H + Al): (cmol _c kg ⁻¹)	3,34
Cátions trocáveis ou valor S: Ca ²⁺ + Mg ²⁺ + K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3,4
Capacidade de troca catiônica: valor S + (H + Al) (cmol _c kg ⁻¹)	6,8
Saturação por bases ou valor V (%)	50
P _{Mehlich-1} (mg kg ⁻¹)	3,4

Na fase de estabelecimento do experimento (janeiro de 1997), efetuou-se uma adubação corretiva com 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato simples, 60 kg ha⁻¹ de K₂O através do cloreto de potássio e 50 kg ha⁻¹ de fritas através do produto comercial FTE BR-10. Aplicaram-se, ainda, 500 kg ha⁻¹ de gesso (CaSO₄) na área, antes da semeadura do milho. Essa mistura de fertilizantes foi incorporada com o arado de discos durante seu preparo juntamente aos resíduos vegetais (subparcelas com incorporação) e mantida na superfície nas subparcelas sem incorporação. O milho foi cultivado em dois sistemas de manejo: (1) - no convencional, com a incorporação dos resíduos vegetais (C. inc.), com uma aração e duas gradagens; (2) - sem a incorporação dos resíduos vegetais (S. inc.) ou plantio direto.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com parcelas subdivididas em três repetições. As espécies vegetais (crotalária juncea, mucuna-cinza e vegetação espontânea) que sucederam ao milho representaram as parcelas, e os tipos de manejo dos resíduos vegetais, as subparcelas. O

tamanho das parcelas foi de 12 x 30 m e das subparcelas de 12 x 15 m, com 1 m nas laterais como bordadura, totalizando uma área útil de 180 m² por subparcela.

A semeadura das plantas condicionadoras do solo ocorreu no final de março de 2002, utilizando-se a densidade e o espaçamento recomendados a cada espécie (Carvalho et al., 1999). As espécies vegetais foram semeadas diretamente sobre os restos culturais do milho com a semeadeira para plantio direto. Quando cada espécie apresentou entre o início e 50% de floração, as plantas foram roçadas, permanecendo como cobertura morta até a semeadura do milho.

Antes da semeadura do milho, aplicaram-se 3,0 L ha⁻¹ de glifosato na área sob plantio direto. Os resíduos vegetais foram incorporados com arado de discos nas subparcelas sob o manejo com incorporação, efetuando-se, após a aração, uma gradagem niveladora.

O milho híbrido foi semeado no início da estação chuvosa (07/11/2002), em espaçamento de 0,90 m, e estande final de 55.000 plantas ha⁻¹. Aplicaram-se 20 kg ha⁻¹ de N, 150 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O no sulco de semeadura, além de 50 kg ha⁻¹ de N, quando as plantas de milho emitiram a sexta folha. A dose de N foi repetida quando a planta apresentou o oitavo par de folhas e no início da emissão da inflorescência feminina, totalizando 180 kg ha⁻¹ de N. Na fertilização efetuada durante a semeadura do milho, foram utilizados 500 kg ha⁻¹ da fórmula 4-30-16 + Zn e nas aplicações de nitrogênio em cobertura, a forma utilizada foi uréia.

2.2. Determinação dos fluxos de gases (NO, N₂O e CO₂)

As parcelas experimentais sob uso de crotalária juncea e de mucuna-cinza foram selecionadas para o estudo com base em diferenças quanto à proporção caule/folha e razões C/N e C/P dessas leguminosas. A vegetação espontânea representou a testemunha do experimento quando com incorporação e, no sistema de plantio direto, a cobertura de solo da maioria das áreas sob PD no Cerrado. As medidas dos fluxos de NO e CO₂ iniciaram-se na floração plena da crotalária juncea (junho/2002) e foram concluídas depois da limpeza da área em

junho de 2003. As medidas de N₂O iniciaram-se em setembro, já que nos meses de junho e julho a umidade do solo é excessivamente baixa, com pouca probabilidade de valores detectáveis desse gás (Tabela 3.2). As medidas dos fluxos, associadas à fertilização, foram efetuadas no terceiro dia depois da aplicação do fertilizante (Capítulo 4).

As medidas do óxido nítrico (NO), do óxido nitroso (N₂O) e do dióxido de carbono (CO₂) foram realizadas pelo acúmulo do gás em câmaras de PVC acopladas a anéis de PVC inseridos no solo. Nas coletas, utilizaram-se câmaras de PVC de 20 cm de altura x 24,2 cm de diâmetro, com volume total de 8,3 L, incluindo o anel. Uma abertura superior permitiu a manutenção da pressão dentro da câmara enquanto a amostra de ar interna era retirada. Quatro anéis foram colocados aleatoriamente em cada subparcela, totalizando oito na parcela, no mínimo, trinta minutos antes do início das coletas. Os anéis foram inseridos sobre a linha de semeadura, tendo-se o cuidado de não quebrar as plantas e suas raízes.

A técnica da câmara dinâmica foi utilizada para se determinar o fluxo de NO, com analisador por quimiluminescência (*NoxBox*) associado a *datalogger*, o qual armazenou os dados coletados no campo. O conjunto câmara-anel foi conectado ao *NoxBox* que permaneceu fechado durante cinco minutos para a leitura em cada base. Para a leitura de NO, esse aparelho detecta NO₂ (Scintrex LMA-3) por meio de uma reação de quimiluminescência entre o gás e um reagente químico (Luminol). Essa reação libera fótons proporcionalmente à concentração de NO₂ da amostra. Devido ao fato de o detector desse aparelho ser sensível ao NO₂, foi necessário fazer a oxidação NO → NO₂, passando a amostra de ar pelo óxido de cromo (CrO₃). Como o detector de NO₂ desse aparelho é sensível a baixas concentrações, utilizou-se uma equação apropriada a esse tipo de resposta (Pinto et al., 2002): $Y = aX + b \text{ raiz}(X) + c$. O fluxo de NO do solo foi calculado com base na porção linear da relação entre o tempo e concentração dentro da câmara, na maioria dos casos, com o mínimo de um minuto de leitura depois do acoplamento da câmara.

Os fluxos de N₂O foram determinados pelo método da câmara estática. As amostras para determinar os fluxos de N₂O foram coletadas em três conjuntos câmara-anel de PVC, em cada subparcela, no total de seis por parcela. Depois do

acoplamento da câmara ao anel, três amostras de ar de 40 mL foram coletadas com seringas de náilon (60 mL), adaptadas com válvula de segurança que impediram trocas gasosas entre o meio externo e interno das seringas. Essas amostras foram coletadas na parte superior da câmara em intervalos de 10 minutos. A partir do instante em que a campânula foi acoplada ao anel (tempo zero) os tempos de amostragem foram 10, 20 e 30 minutos. Depois da instalação dos anéis e da estabilização do seu interior, foi distribuída uma campânula e cinco seringas previamente identificadas próximas a cada anel. A campânula foi acoplada ao primeiro anel para retirada da amostra que correspondeu ao tempo zero. Em seguida, coletaram-se o tempo zero no segundo e terceiro conjuntos “anel-campânula”. Depois das coletas do tempo zero, nos três anéis, foram aguardados os dez minutos da primeira amostragem e assim sucessivamente para os demais anéis e tempos de amostragem. No tempo zero, a concentração de gases no interior do conjunto anel-campânula deve estar próxima à do ar atmosférico (0,33 ppm). As amostras foram analisadas no mesmo dia da amostragem para minimizar a perda potencial de N₂O das seringas. A concentração do gás N₂O foi determinada nas amostras por meio de cromatografia gasosa em um cromatógrafo Shimadzu GC – 14A equipado com detector de captura de elétrons (⁶³Ni). Os gases foram separados por uma pré-coluna de 1 m (Hayesep N) e uma coluna analítica de 2 m (Hayesep Q) a temperatura de 70 °C com mistura de 5% metano – 95% argônio como gás de arraste. A temperatura do detector era de 320 °C. O vapor de água foi removido das amostras por uma pré-coluna preenchida com CaSO₄ (Dryrite) instalada antes da entrada do *loop* de amostra. Um sistema controlado por uma válvula de 14 portas foi utilizado para remover o O₂ das amostras. As análises foram efetuadas no software Peaksimple. Os fluxos foram calculados pela regressão linear da concentração do gás versus tempo. Adotou-se o limite de detecção do sistema câmara-cromatografia (0,6 ng N-N₂O m⁻² s⁻¹) determinado por Verchot et al. (1999).

As medidas das concentrações de CO₂ no interior do conjunto anel-câmara foram efetuadas com um analisador de gás infravermelho (IRGA – LiCor 6200). A câmara de PVC foi conectada ao IRGA e as medições realizadas a cada segundo por um período de três minutos em cada base, num total de quatro por

subparcela. O fluxo de CO₂ do solo foi calculado por regressão linear entre o tempo e a concentração do gás, geralmente, num período de três minutos.

Com a finalidade de reduzir a variação diária das medidas dos fluxos de gases, as coletas foram realizadas sempre no período das 10h30 até 15h. Para isso, instalaram-se quatro câmaras ao acaso, nas subparcelas de 90 m², com distância mínima de 2 metros entre os anéis. Os tratamentos não foram amostrados sempre na mesma seqüência durante as doze avaliações do ano agrícola 2002/2003. Nos cálculos de fluxos (NO, N₂O e CO₂) utilizou-se a temperatura do ar (medida no interior das câmaras) como fator de correção, o que reduziu a influência das oscilações da temperatura ao longo das coletas diárias. As avaliações de co-variáveis (temperatura do solo, temperatura do ar e umidade do solo), durante cada coleta de gases na subparcela, contribuíram, também, para entender as possíveis variações dos fluxos associadas ao tempo (dia das medidas).

Tabela 3.2. Cronograma das coletas dos gases associadas às práticas de manejo e de fertilizações, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Prática	Jun.	Jul.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Mar.	Abril	Mai	Jun.	
Floração c. juncea	Coleta											
Corte c. juncea	X											
Floração mucuna		Coleta										
Corte mucuna		X	Coleta									
Aplica herbicida				Coleta								
Preparo do solo					Coleta							
Semeadura milho					Coleta							
1ª Fertilização N					Coleta							
2ª Fertilização N						Coleta						
3ª Fertilização N							Coleta					
Maturação milho								X	Coleta			
Colheita milho										Coleta		
Limpeza área											X	Coleta

Data das coletas: **seca/2002**: 14/junho; 26/julho; **seca/chuva**: 6/setembro; 9/outubro; **chuva/2002**: 6/novembro; 11/novembro; 28/novembro; 19/dezembro; **chuva/2003**: 31/janeiro; **chuva/seca**: 11/abril; **seca/2003**: 13/maio; 16/junho.

2.3. Determinação das concentrações de N-inorgânico no solo

Para determinar a concentração de N-inorgânico disponível (N-NO₃, N-NH₄), as amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 a 5 cm dentro de cada anel, totalizando quatro amostras por subparcela. A coleta de solo foi realizada durante cada mensuração de fluxo de gases, nas doze campanhas de campo.

As amostras de solo foram mantidas em uma caixa refrigerada e encaminhadas ao laboratório para extração e determinação do nitrogênio inorgânico (N-NO₃ e N-NH₄). A extração foi efetuada com 25 mL de KCl 2,0 M adicionados a dois gramas de solo fresco e com agitação durante uma hora. As análises de N-NH₄ e de N-NO₃ foram realizadas por colorimetria. As leituras do N-NO₃ foram efetuadas através da passagem direta de luz ultravioleta pelo extrato nos seguintes comprimentos de ondas: 218, 228, 254 e 280 nm (Meier, 1991). O N-NH₄ foi determinado pela absorção no comprimento de onda de 425 nm, utilizando o método colorimétrico de *Nessler* (Greweling & Peech, 1960).

2.4. Teor gravimétrico de água, densidade do solo, densidade da partícula, espaço de poros preenchido pela água (EPPA), temperatura do ar e do solo

A umidade do solo foi estimada em cada uma das avaliações dos gases, durante as doze campanhas de campo, pelo método gravimétrico. Quatro amostras de solo foram coletadas no interior dos anéis, na profundidade de 0 a 5 cm, imediatamente após a amostragem dos gases. Os valores de teor gravimétrico de água θ_g (g g⁻¹) foram convertidos para proporção de espaço dos poros preenchido pela água (EPPA %) pela fórmula (Linn & Doran, 1984): % EPPA = $(\theta_g \times ds \times 100 \%) / [1 - (ds/dp)]$, onde ds é a densidade do solo e dp , a densidade da partícula, expressas em g cm⁻³.

Para se determinar a densidade do solo, coletaram-se quatro amostras, em cada parcela, com cilindros de 100 cm³, nas profundidades de 0 a 5 cm, na estação de chuva (novembro de 2003). No mesmo período, coletaram-se cinco amostras (0 a 5 cm), aleatoriamente, para medir a densidade da partícula na área

do estudo. As análises foram efetuadas no laboratório de física e mineralogia de solos da Embrapa Cerrados.

Durante as avaliações dos gases, as temperaturas no interior da câmara e no solo a 2,5 e a 5 cm de profundidade foram determinadas nas quatro bases (anéis) com o uso de termopares.

2.5. Cálculo das estimativas anuais de fluxos de CO₂, NO e N₂O

Efetuuou-se a somatória das médias mensais de fluxos de CO₂ e NO medidas de junho de 2002 a junho de 2003. No período de 367 dias, foram efetuadas 12 avaliações. Em alguns meses, foram realizadas mais de uma coleta (três em novembro) e em outros (agosto, fevereiro e março) nenhuma, dependendo das práticas de manejo e de aplicação de fertilizantes. A estimativa do fluxo anual de CO₂ foi obtida pela média dos fluxos determinados nas doze coletas de campo. Em relação aos fluxos médios de N₂O, foram somados os fluxos de oito meses num período de 283 dias. As coletas foram efetuadas obedecendo às condições mínimas necessárias para obtenção de fluxos de N₂O acima do limite de detecção, e, em algumas avaliações (dezembro e abril), não foi possível efetuar as leituras das amostras de N₂O em função de problemas no cromatógrafo. Os fluxos anuais dos óxidos de nitrogênio (NO e N₂O) foram calculados, considerando as médias ponderadas (três dias) nas coletas em que ocorreram os picos de emissão, principalmente, após as aplicações de nitrogênio mineral. Nos demais dias do mês, os fluxos foram baseados na média da respectiva estação (seca ou chuva). As avaliações nas quais foram calculadas médias ponderadas: (1) - em relação ao NO: após as aplicações de N em cobertura (novembro, dezembro, janeiro) e; (2) - em relação ao N₂O: após semeadura de milho (segunda coleta de novembro), terceira aplicação de N em cobertura (coleta de janeiro) e coleta de maio.

2.6. Análise estatística

Aplicaram-se modelos de regressão para relacionar (Y): temperatura do ar, temperatura do solo, teor gravimétrico de água, espaço dos poros preenchido pela água (%EPPA), nitrogênio disponível no solo (N-NH₄, N-NO₃) e fluxos de NO, de N₂O e de CO₂, ao período (X) no qual foram efetuadas as avaliações. O teste F multivariado de Wilks foi aplicado para detectar diferenças nos parâmetros b₁ (linear), b₂ (quadrático) e b₃ (cúbico) das equações de regressão obtidas para cada variável analisada. Análise de regressão múltipla pelo método estatístico de seleção de variáveis (*stepwise*) a 5 % de significância para o modelo foi efetuada com finalidade de se determinar a(s) variável(s) que melhor explica(m) os fluxos de NO e de CO₂. As variáveis medidas durante as coletas foram submetidas a análises de correlações para se evitar que aquelas com elevados coeficientes de correlação (alta colinearidade) fossem testadas juntamente no modelo de regressão múltipla. Para comparar as médias dos fluxos de NO, N₂O e CO₂, obtidos no solo sob os tratamentos (espécies vegetais e tipos de manejo dos resíduos vegetais), em cada mês, e, anualmente, adotou-se o teste não paramétrico de *Wilcoxon*, a 5% (p < 0,05) de significância (Campos, 1979). Essas análises foram efetuadas pelo SAS (Statistical Analysis System Intitute, Inc., 1998).

3. RESULTADOS

3.1. Precipitação pluviométrica e temperatura

A distribuição mensal de precipitação e as médias de temperatura do ar no ano agrícola de 2002/2003 encontram-se na Figura 3.1.

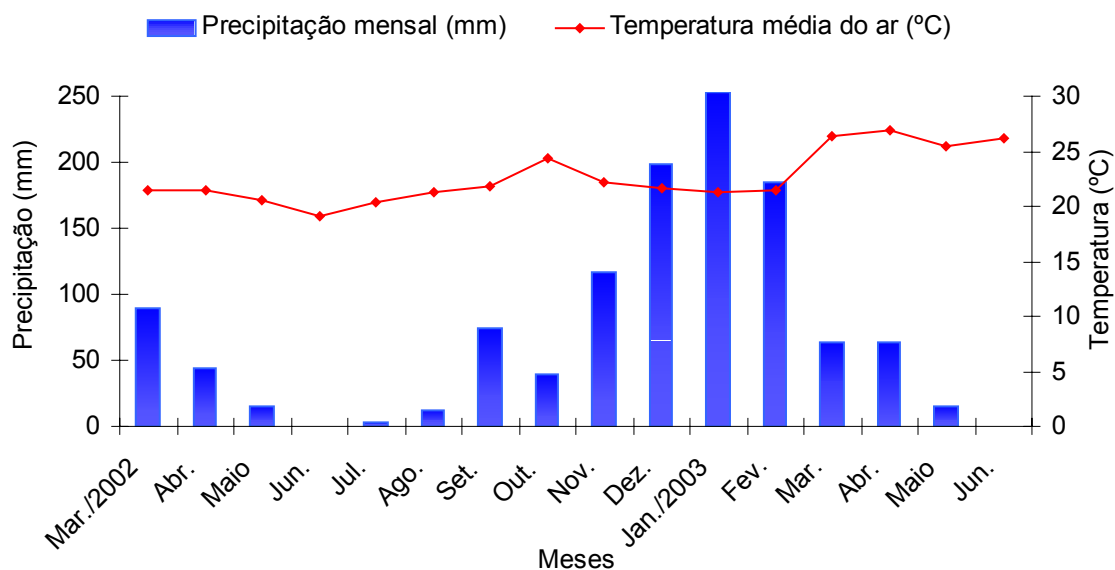


Figura 3.1. Distribuição das chuvas e temperatura média mensal do ar, no ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF (dados da estação meteorológica da Embrapa Cerrados).

3.2. Variações no espaço dos poros preenchido pela água e temperatura do solo

Em relação à densidade do solo (Tabela 3.3), observaram-se efeitos significativos dos tipos de manejo ($F = 12,08$; $P = 0,0037$) e da profundidade do solo ($F = 38,34$; $P < 0,0001$), sendo o valor médio mais elevado obtido do manejo com incorporação ($D_s = 0,90 \text{ g cm}^{-3}$) em relação ao plantio direto ($D_s = 0,86 \text{ g cm}^{-3}$).

Tabela 3.3. Densidade do solo sob manejo com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Manejo	Densidade do solo		
	g cm ⁻³		
	0 a 5 cm	5 a 10 cm	Média
Com incorporação	0,88	0,93	0,90 (a)
Sem incorporação	0,81	0,91	0,86 (b)
Média	0,85 (B)	0,92 (A)	

Médias seguidas de letras diferentes, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Os valores de espaço dos poros preenchido pela água (% EPPA), na profundidade de 0 a 5 cm, aumentaram de 13% em julho para 32% em setembro. Em outubro, os valores de EPPA estiveram em torno de 25% e aumentaram, antes da semeadura do milho (6 de novembro) para uma das médias mais elevadas (41%). Depois da semeadura do milho, a média de EPPA retornou a 36% e após a primeira adubação de N em cobertura (28 de novembro) foi de 32%. Na segunda e terceira aplicação de nitrogênio em cobertura (19 de dezembro e 31 de janeiro), o valor médio de EPPA foi de 42%. Em abril, o valor médio ainda foi de 40%, reduzindo para 28% e 21%, em maio e junho respectivamente.

Observaram-se diferenças significativas (teste F multivariado de Wilks), entre EPPA na amostras de solo sob crotalária juncea e vegetação espontânea, com incorporação ($P = 0,049$) e sob crotalária juncea em plantio direto e a mucuna-cinza com incorporação dos resíduos vegetais ($P = 0,058$).

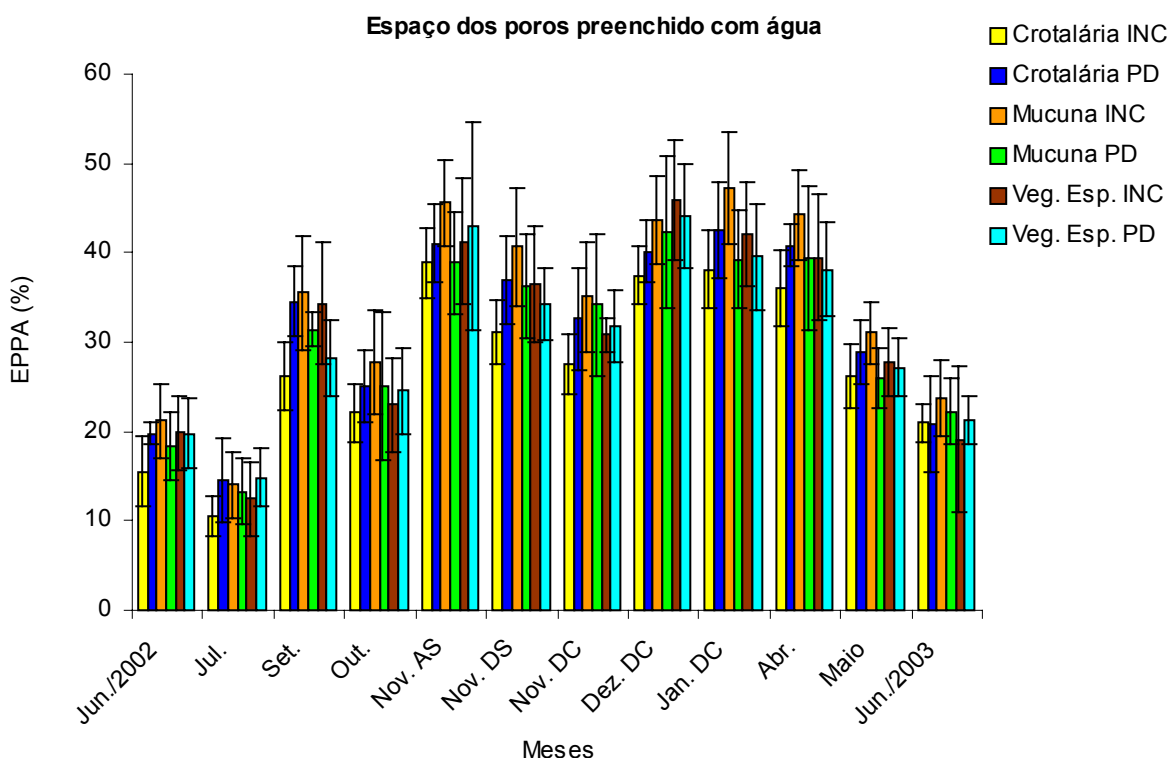


Figura 3.2. EPPA (média \pm DP), em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

AS = antes da semeadura; DS = depois da semeadura; DC = depois de aplicação de N em cobertura.

Os valores de EPPA, nos diferentes tratamentos ao longo do tempo, apresentaram um ajuste ao modelo cúbico de regressão (Tabela 3.4) em função das mudanças na distribuição de precipitação pluviométrica (Figura 3.1). Observaram-se diferenças significativas (F multivariado de Wilks), entre EPPA na amostras de solo sob crotalária juncea e vegetação espontânea, com incorporação dos resíduos (P = 0,049) e sob crotalária juncea em plantio direto e a mucuna-cinza com incorporação dos resíduos vegetais (P = 0,058).

Tabela 3.4. Equações de regressão para valores de % EPPA (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Tratamentos	Equações de regressão no período das leituras
Crotalária c/ inc.	$Y = 12,983 - 0,0560x + 0,000810x^2 - 0,0000025x^3$; $R^2 = 0,78^{***}$
Crotalária s/ inc.	$Y = 17,779 - 0,0449x + 0,000918x^2 - 0,0000028x^3$; $R^2 = 0,77^{***}$
Mucuna c/ inc.	$Y = 18,276 - 0,0527x + 0,00103x^2 - 0,0000031x^3$; $R^2 = 0,78^{***}$
Mucuna s/ inc.	$Y = 15,617 - 0,0799x + 0,000689x^2 - 0,0000024x^3$; $R^2 = 0,80^{***}$
V. espontânea c/ inc.	$Y = 17,087 - 0,0396x + 0,000946x^2 - 0,0000028x^3$; $R^2 = 0,77^{***}$
V. espontânea s/ inc.	$Y = 17,555 - 0,0308x + 0,00135x^2 - 0,0000038x^3$; $R^2 = 0,76^{***}$

***significativo a 1%.

Os valores médios mais altos de temperatura do solo foram obtidos em outubro, 32 °C e 29 °C, a 2,5 e 5,0 cm respectivamente. Antes da semeadura do milho (6 de novembro) e nos meses de janeiro, maio e junho de 2003, foram medidas as temperaturas mais baixas, com médias (Tm) de 23 °C e de 22 °C nas profundidades de 2,5 e 5 cm respectivamente. Em geral, as temperaturas a 5,0 cm foram um pouco mais baixas (Tm = 25 °C) do que a 2,5 cm (Tm = 27 °C).

3.3. Nitrogênio disponível (N-NO₃ e N-NH₄) no solo

Os teores de N-NH₄ no solo, na profundidade de 0 a 5 cm, foram mais elevados em relação ao de N-NO₃⁻ (Figuras 3.3 e 3.4) e, nas medidas efetuadas após a adubação, seja da semeadura seja de cobertura, as diferenças acentuaram-se, principalmente, quando acompanhadas de aumento na precipitação pluviométrica (Figura 3.1). Em setembro, as concentrações médias das formas de nitrogênio inorgânico foram 52 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ e

30 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹. Entretanto, em outubro, o teor de N-NH₄⁺ aumentou para 94 mg kg⁻¹ de solo, enquanto o de N-NO₃⁻ foi de 48 mg kg⁻¹ de solo. Na primeira coleta de novembro, efetuada antes da semeadura do milho, o teor de nitrogênio disponível no solo atingiu 116 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo, enquanto nas amostras sob uso da mucuna-cinza com incorporação dos resíduos obteve-se teor de 145 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo. Os picos de N-NH₄⁺ no solo ocorreram depois das adubações químicas (média de 175 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo), exceto na terceira aplicação de nitrogênio em cobertura (janeiro), quando o teor de N-NH₄⁺ foi reduzido à metade (média de 93 mg N kg⁻¹ de solo).

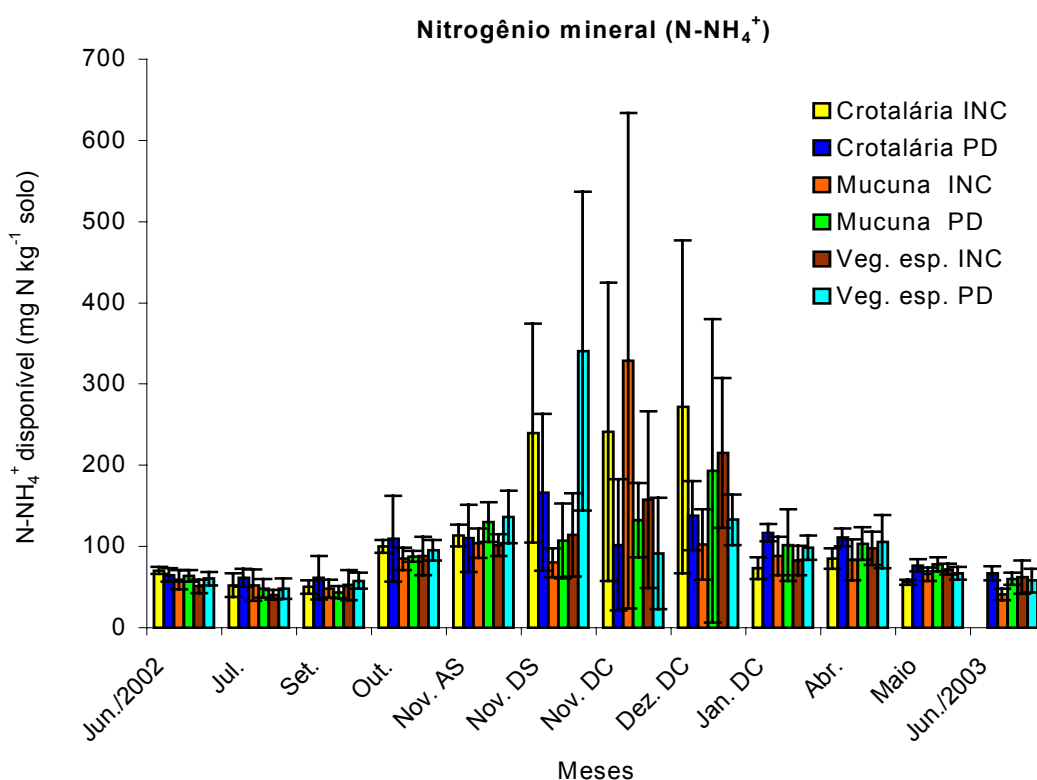


Figura 3.3. N-NH₄⁺ (média ± DP) em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

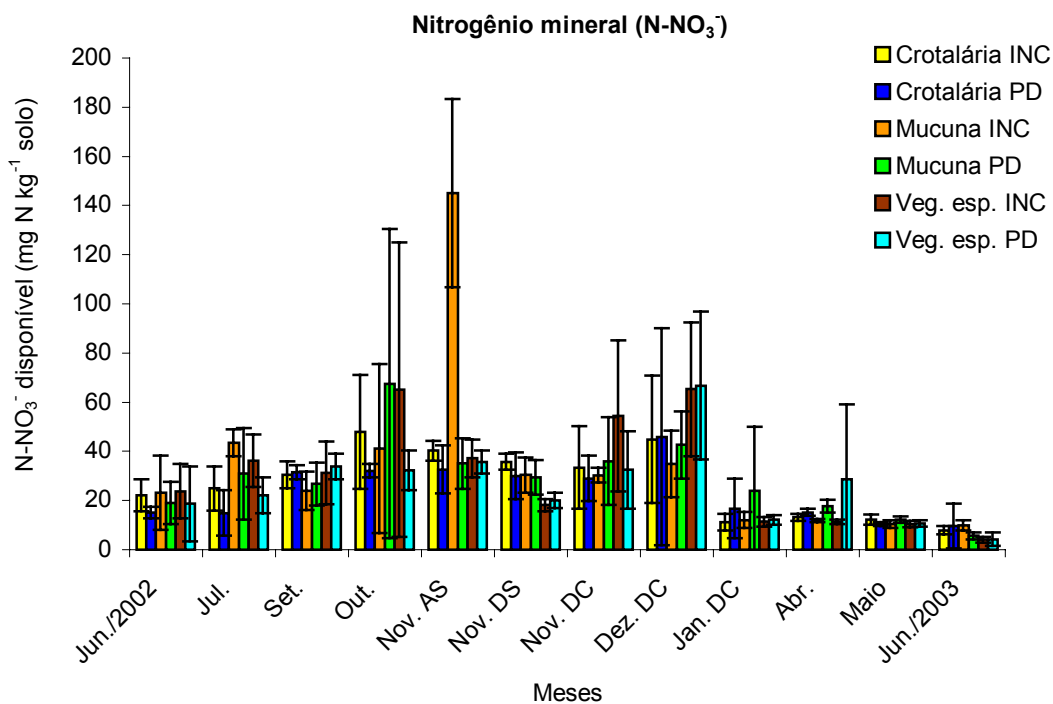


Figura 3.4. N-NO₃⁻ (média ± DP) em Latossolo Vermelho-Amarelo (profundidade de 0 a 5 cm) sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Os tratamentos que apresentaram ajustes das variações nos teores de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ com o tempo ao modelo de regressão com coeficiente quadrático (Tabela 3.5) podem estar refletindo as oscilações no nitrogênio disponível no solo devido às aplicações do fertilizante. Porém, não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos ao se aplicar o teste F multivariado de Wilks.

Tabela 3.5. Equações de regressão para o nitrogênio disponível no solo (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Tratamentos	Equações de regressão no período das leituras	
	N-NO₃⁻	
Crotalária c/ inc.	$Y = 0,935 + 0,0071x - 0,000026x^2,$	$R^2 = 0,65^{***}$
Crotalária s/ inc.	$Y = 0,560 + 0,0086x - 0,000026x^2,$	$R^2 = 0,66^{***}$
Mucuna c/ inc.	$Y = 1,244 + 0,0019x - 0,000013x^2,$	$R^2 = 0,63^{***}$
Mucuna s/ inc.	$Y = 0,898 + 0,0089x - 0,000030x^2,$	$R^2 = 0,56^{**}$
V. espontânea c/ inc.	$Y = 0,663 + 0,0093x - 0,000029x^2,$	$R^2 = 0,40^*$
V. espontânea s/ inc.	$Y = 1,080 + 0,0090x - 0,000033x^2,$	$R^2 = 0,47^*$
	N-NH₄⁺	
Crotalária c/ inc.	$Y = 0,960 + 0,0620x - 0,000168x^2,$	$R^2 = 0,41^*$
Crotalária s/ inc.	$Y = 1,773 + 0,0317x - 0,000080x^2,$	$R^2 = 0,59^{***}$
Mucuna s/ inc.	$Y = 1,180 + 0,0374x - 0,000092x^2,$	$R^2 = 0,50^{**}$
V. espontânea s/ inc.	$Y = 0,784 + 0,0426x - 0,000038x^2,$	$R^2 = 0,47^*$

***, **, *significativo a 1%, 5% e 10%.

3.4. Fluxos de NO do solo

Na distribuição dos fluxos de NO ao longo do ano agrícola 2002/2003 (Figura 3.5), é possível verificar os primeiros picos de emissão em setembro, após quatro meses de estresse hídrico, seguido de eventos de chuva a partir de 27 de agosto que proporcionou acúmulo de 21 mm até a medida (Figura 3.1). Os maiores valores de fluxos de NO em setembro foram obtidos na parcela sob uso de mucuna-cinza ($X^2 = 9,48$; $P = 0,0087$), com média de $8,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, enquanto, o menor fluxo foi determinado sob vegetação espontânea com incorporação dos resíduos vegetais ($1,0 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Em outubro, o fluxo médio de NO retornou ao valor de $1,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Na primeira medida de novembro efetuada logo após o preparo do solo (subparcelas com incorporação dos resíduos vegetais) e antes da semeadura do milho (6 de novembro), o fluxo médio foi de $0,6 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Na avaliação realizada depois da semeadura da cultura (11 de novembro), o fluxo médio foi de $1,5 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os tratamentos não se diferenciaram significativamente em

relação às emissões de NO nessas duas avaliações. A precipitação pluviométrica acumulada no período de 9 de outubro até 11 de novembro foi de 80 mm e, entre as medidas de fluxos realizadas antes e depois da semeadura (6 e 11 de novembro), acumularam-se 18 mm de chuvas.

Depois da primeira adubação em cobertura com nitrogênio (28 de novembro), a emissão de NO praticamente dobrou (média de $2,7 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação à coleta anterior, destacando-se os fluxos medidos no solo sob uso de crotalária juncea ($3,3 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e de mucuna-cinza ($3,6 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) no sistema de plantio direto.

Depois da segunda aplicação de nitrogênio em cobertura (19 de dezembro), o valor médio das emissões de NO novamente dobrou ($5,9 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação à primeira adubação em cobertura. Houve efeito significativo das espécies vegetais em relação aos fluxos de NO ($X^2 = 5,66$; $P=0,0590$), com as emissões mais elevadas medidas no solo sob mucuna-cinza ($5,0 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e vegetação espontânea ($8,0 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Um pulso de NO ($7,7 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi determinado no solo sob uso de crotalária juncea no sistema de plantio direto em relação ao manejo com incorporação ($1,4 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Em janeiro, observaram-se efeitos significativos das espécies vegetais ($X^2 = 9,86$; $P=0,0072$) e dos tipos de manejo do solo ($X^2 = 3,74$; $P=0,0530$) em relação aos fluxos de NO. Depois dessa terceira adubação de cobertura, foi obtido o maior valor médio de fluxo de NO ($15,3 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Os fluxos mais elevados foram medidos no solo sob uso da vegetação espontânea com incorporação e em plantio direto, com valores de $20,9 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e de $36,5 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ respectivamente. No solo, sob uso de mucuna-cinza, em plantio direto, o fluxo médio foi de $17,4 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. O fluxo médio de NO determinado no solo sob plantio direto ($21,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi o dobro do fluxo no solo com incorporação dos resíduos vegetais ($9,5 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

A partir de abril, os fluxos de NO reduziram-se aos valores da estação seca, com médias de: $1,5 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (abril), $1,4 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (maio) e $0,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (junho). Observaram-se efeitos significativos dos manejos de resíduos vegetais nos meses de abril ($X^2 = 10,08$; $P=0,0015$) e maio ($X^2 = 3,74$; $P=0,0567$), com os fluxos mais elevados medidos no solo sob plantio direto ($1,8$

ng N-NO cm⁻² h⁻¹) comparativamente ao com incorporação (1,2 ng N-NO cm⁻² h⁻¹). Na avaliação de abril, os valores medidos no solo sob uso da crotalária juncea, com incorporação e no plantio direto, foram 1,2 e 2,3 ng N-NO cm⁻² h⁻¹ respectivamente.

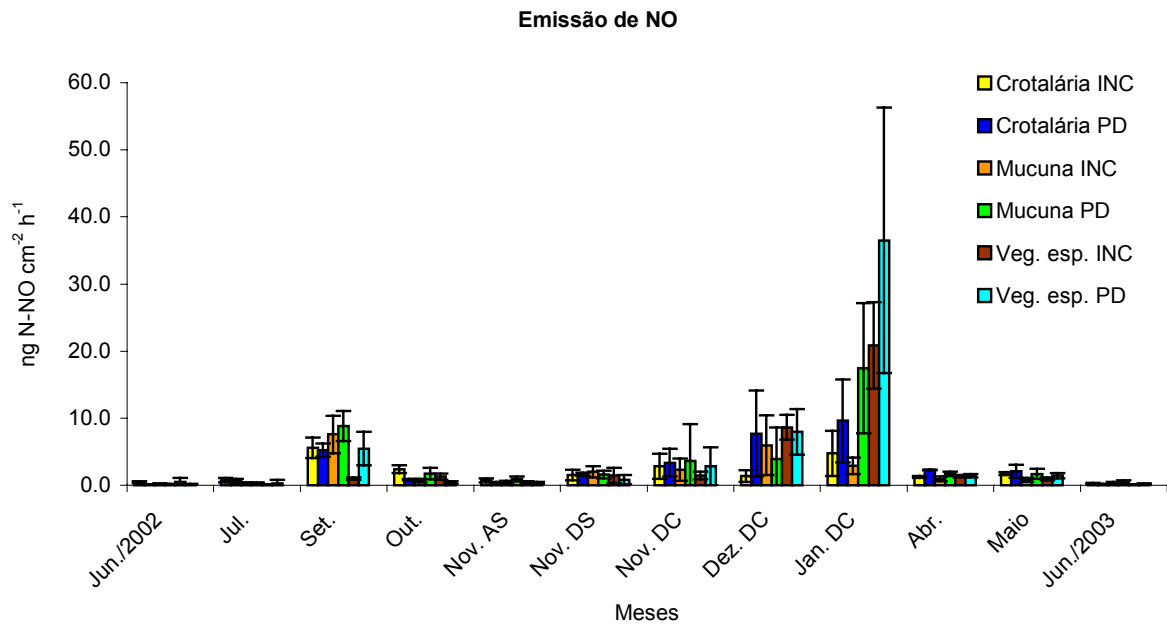


Figura 3.5. Fluxos de NO (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Considerando o período antes da semeadura (6 de novembro) até a colheita do milho (13 de maio) foram determinados ajustes de regressão significativos com coeficiente quadrático em relação aos fluxos de NO nas parcelas com uso de crotalária juncea em plantio direto e sob vegetação espontânea com incorporação no solo e em plantio direto (Tabela 3.6). Não foram detectadas diferenças significativas, pelo teste F multivariado de Wilks, entre as curvas das espécies vegetais, nos respectivos manejos dos resíduos vegetais, nesse período de determinação dos fluxos de NO.

Tabela 3.6. Equações de regressão para fluxo de NO (Y), em função do tempo (x), no período entre a semeadura e a colheita do milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Tratamentos	Equações de regressão no período das leituras
Crotalária s/ inc.	$Y = 0,194 + 0,222x - 0,00134x^2$, $R^2 = 0,98^{***}$
Veg. espontânea c/ inc.	$Y = 0,019 + 0,206x - 0,00127x^2$, $R^2 = 0,83^{**}$
Veg. espontânea s/ inc.	$Y = - 0,914 + 0,301x - 0,00182x^2$, $R^2 = 0,93^{***}$

***, **significativo a 1% e 5% respectivamente.

A variável EPPA (0 a 5 cm) explicou significativamente 38% de variação dos fluxos de NO, nas parcelas sob uso de crotalária juncea em plantio direto ($F = 6,23$; $P = 0,0316$; $R^2 = 0,38$) e 23% no caso de vegetação espontânea com incorporação, embora com menor nível de significância ($F = 3,51$; $P = 0,0907$; $R^2 = 0,23$). Entretanto, o N-NH₄ disponível no solo não contribuiu para explicar significativamente as variações nos fluxos de NO (Tabela 3.7).

Tabela 3.7. Coeficientes de regressão parcial (R_p^2) e do modelo (R_T^2) de regressão múltipla de seleção de variáveis para explicar as variações dos fluxos de NO, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Tratamentos	N-NO	
	% EPPA	
Crotalária juncea s/. inc.	$P = 0,0316$; $F=6,23$;	$R_T^2 = 0,384$
Vegetação espontânea c/. inc.	$P = 0,0907$; $F=3,51$;	$R_T^2 = 0,2309$

3.5. Fluxos de N₂O do solo

Os fluxos de N₂O (Figura 3.6) medidos em setembro, outubro e imediatamente antes da semeadura do milho, na primeira avaliação de novembro, estiveram abaixo do nível de detecção (< 0,6 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹).

Os fluxos de N₂O determinados após a semeadura do milho foram mais elevados (média de 1,8 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹), observando-se efeito significativo dos tipos de manejo do solo ($X^2 = 7,25$; $P=0,0071$) com maiores fluxos obtidos sob incorporação. Os picos médios de 3,2 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹, 2,9 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ e

1,9 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ foram medidos nas parcelas sob uso de mucuna-cinza, vegetação espontânea e crotalária juncea respectivamente. Entretanto, as medidas apresentaram acentuada variabilidade (Figura 3.6).

Na medida associada à primeira aplicação de nitrogênio em cobertura (28 de novembro), os fluxos de N₂O retornaram aos valores situados abaixo do limite da detecção.

Em janeiro, similarmente ao NO, a média de fluxos foi a mais elevada (5,3 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹), entre as determinadas no período de coletas. Fluxos de 6,3 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ foram medidos no solo sob uso de crotalária juncea e mucuna-cinza, com incorporação dos resíduos vegetais. No solo sob vegetação espontânea em plantio direto, foi obtido fluxo de 8,5 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹. A variação entre as três repetições para cálculo das médias foi acentuada.

Nas duas últimas medidas, maio e junho, grande parte dos valores ficou abaixo do limite de detecção. Porém, em maio foi observado efeito significativo dos tipos de manejo dos resíduos vegetais ($X^2 = 7,74$; $P=0,0054$) e, nas parcelas com uso de mucuna-cinza e vegetação espontânea, em plantio direto, foram medidos pulsos de 2,5 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ e de 5,2 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ respectivamente.

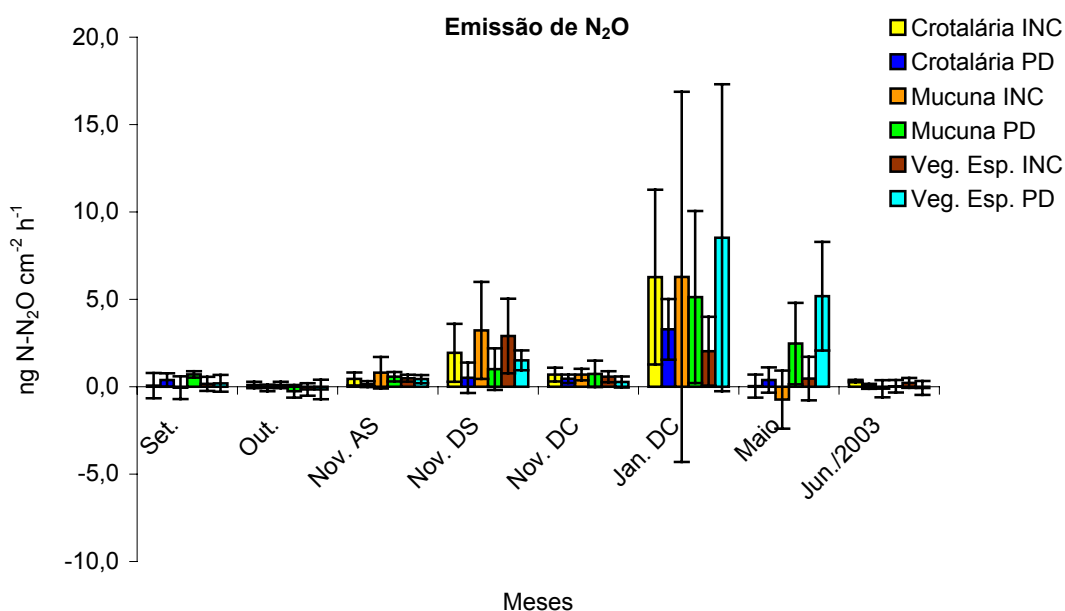


Figura 3.6. Fluxos de N₂O do solo (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Os fluxos de N₂O medidos no solo sob mucuna-cinza e vegetação espontânea, no sistema de plantio direto, ao longo do período de estudo, foram ajustados pelas equações de regressão com coeficiente cúbico (Tabela 3.8). As regressões para esses dois tratamentos diferenciaram-se ($X^2 = 9,51$; $P = 0,027$), pelo teste F multivariado de Wilks, sendo que o fluxo mais elevado foi medido no solo sob vegetação espontânea em plantio direto.

Tabela 3.8. Equações de regressão para fluxos de N₂O (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Tratamentos	Equações de regressão no período das leituras
Mucuna-cinza s/ inc	$Y = 0,454 - 0,0337x - 0,00072x^2 - 0,0000022x^3$; $R^2 = 0,88^{**}$
V. espontânea s/ inc.	$Y = 0,235 - 0,0616x + 0,00133x^2 - 0,0000039x^3$; $R^2 = 0,91^{***}$

***, **significativo a 1% e 5% respectivamente.

3.6. Estimativa de produção média anual de NO e de N₂O

A média anual dos fluxos de NO (Tabela 3.9) para cada tratamento (espécie vegetal com incorporação e sem incorporação no solo), calculada com base nas doze medidas (média ponderada), indicou maior emissão no solo sob mucuna-cinza em plantio direto (0,8 kg N ha⁻¹ ano⁻¹; $X^2 = 8,29$; $P = 0,0003$). O fluxo médio anual mais baixo foi calculado no solo sob vegetação espontânea com incorporação dos resíduos vegetais (0,4 kg N ha⁻¹ ano⁻¹).

A estimativa dos fluxos médios anuais de N₂O foi feita com base em oito avaliações efetuadas num período de 283 dias (média ponderada). A maioria dos valores obtidos ficou abaixo de 0,3 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.9). Não foram detectados efeitos significativos dos tipos de manejo e das espécies vegetais sobre o fluxo anual de N₂O.

Considerando a soma dos gases de nitrogênio (N-NO e N-N₂O), o menor valor médio de fluxo anual foi obtido no solo sob vegetação espontânea com incorporação (0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) em relação às leguminosas com e sem incorporação no solo (0,9 kg N ha⁻¹ ano⁻¹).

Tabela 3.9. Fluxos médios anuais de óxidos de nitrogênio em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	N-NO		N-N ₂ O		N-(NO + N ₂ O)	
	C. Inc.	PD	C. Inc.	PD	C. Inc.	PD
	kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹					
Crotalária juncea	0,7 (a)	0,6(a)	0,2 (a)	0,1 (a)	0,9 (a)	0,7 (a)
Mucuna-cinza	0,6 (a)	0,8 (a)	0,3 (a)	0,2 (a)	0,9 (a)	1,0 (a)
Veg. espontânea	0,4 (b)	0,6 (a)	0,1 (a)	0,3 (a)	0,5 (b)	0,9 (a)

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância.

3.7. Fluxos de CO₂ do solo

Em setembro, foram observados picos de emissão de CO₂ (Figura 3.7) depois de quatro meses de ocorrência de estresse hídrico seguido do acúmulo de 21 mm de precipitação (Figura 3.1). O valor de EPPA atingiu o dobro (32%) do registrado em julho (13%). Houve efeito significativo dos tipos de manejo dos resíduos vegetais ($X^2 = 8,0$; $P=0,0047$), com fluxo mais elevado no solo sob plantio direto (7,1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação às parcelas com incorporação (5,7 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Em outubro, obteve-se metade (3,2 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) do valor médio determinado em setembro. A precipitação pluviométrica acumulada no mês foi de 39,3 mm e EPPA médio foi de 25%. Houve efeito significativo das espécies vegetais ($X^2 = 11,94$; $P=0,0026$), com pulso mais elevado no solo sob uso de mucuna-cinza (5,0 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Na avaliação de fluxo efetuada no dia seguinte à incorporação dos resíduos vegetais (6 de novembro, subparcelas com preparo de solo,) observou-se efeito significativo dos tipos de manejo ($X^2 = 14,53$; $P = 0,0001$), sendo o pulso mais elevado de CO₂ medido no solo sob mucuna-cinza em plantio direto (8,3 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Nas medidas efetuadas no solo sob incorporação dos resíduos, o fluxo médio foi reduzido a menos da metade (3,1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) do

fluxo (média de $7,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) medido no solo sob plantio direto. O valor de EPPA (41%) foi um dos mais elevados no período de coletas.

Depois da semeadura do milho (11 de novembro,) não foram detectados pulsos no solo sob plantio direto como os medidos anteriormente. O valor médio obtido foi de $3,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

O fluxo médio de CO_2 obtido depois da primeira aplicação de nitrogênio em cobertura (28 de novembro) foi $9,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Apesar de as espécies vegetais diferenciarem-se apenas a 8% de significância ($X^2 = 5,13$; $P = 0,0767$), destaca-se o pulso mais elevado medido na parcela sob mucuna-cinza ($11,9 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação à média obtida no solo sob as demais espécies ($8,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Deve-se considerar que essa coleta foi precedida de quatro dias sem precipitação pluviométrica, e o valor médio de EPPA foi de 32%.

O fluxo médio de CO_2 determinado após a segunda aplicação de nitrogênio em cobertura (19 de dezembro) foi ligeiramente mais elevado ($10,1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e houve diferenças significativas entre as espécies vegetais ($X^2 = 9,68$; $P = 0,0079$). O pulso mais elevado ($19,5 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) foi medido no solo sob uso de crotalaria juncea com incorporação dos resíduos vegetais. O fluxo na parcela sob uso de vegetação espontânea com incorporação foi menor ($4,0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação ao fluxo médio obtido sob os demais tratamentos ($11,3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Essa avaliação foi precedida de 93 mm de precipitação, e o valor de EPPA foi de 42%.

Na terceira adubação com nitrogênio em cobertura (31 de janeiro), o valor médio de fluxo de CO_2 medido no solo foi menor ($7,0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação aos fluxos médios obtidos depois das aplicações de nitrogênio mineral efetuadas anteriormente. Houve efeito significativo dos tipos de manejo dos resíduos vegetais ($X^2 = 7,05$; $P = 0,0079$), sendo os maiores fluxos obtidos no solo sob plantio direto ($7,7 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação ao medido no solo sob incorporação ($6,4 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Essa coleta foi realizada no dia seguinte à chuva de 35 mm e com valor médio de EPPA de 42%.

Em abril, foram observados efeitos significativos das espécies vegetais ($X^2 = 7,40$; $P = 0,0247$) e dos tipos de manejo ($X^2 = 5,07$; $P = 0,0243$). O valor médio

do fluxo de CO₂ foi de 6,1 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹, sendo que no solo sob uso de mucuna-cinza em plantio direto, foi medido um fluxo de 13,7 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹.

Efeitos significativos dos tipos de manejo dos resíduos vegetais sobre os fluxos de CO₂ foram observados ainda em maio (X² =4,08; P = 0,0433) e junho (X² =9,58; P = 0,002), com valores mais elevados medidos no solo sob plantio direto (3,3 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) contra 1,5 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ sob incorporação. Nessas duas avaliações, as emissões médias retornaram aos baixos valores da estação seca, com médias de 3,1 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ (maio) e 1,1 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ (junho). Os valores médios de EPPA foram de 28% (maio) e de 21% (junho).

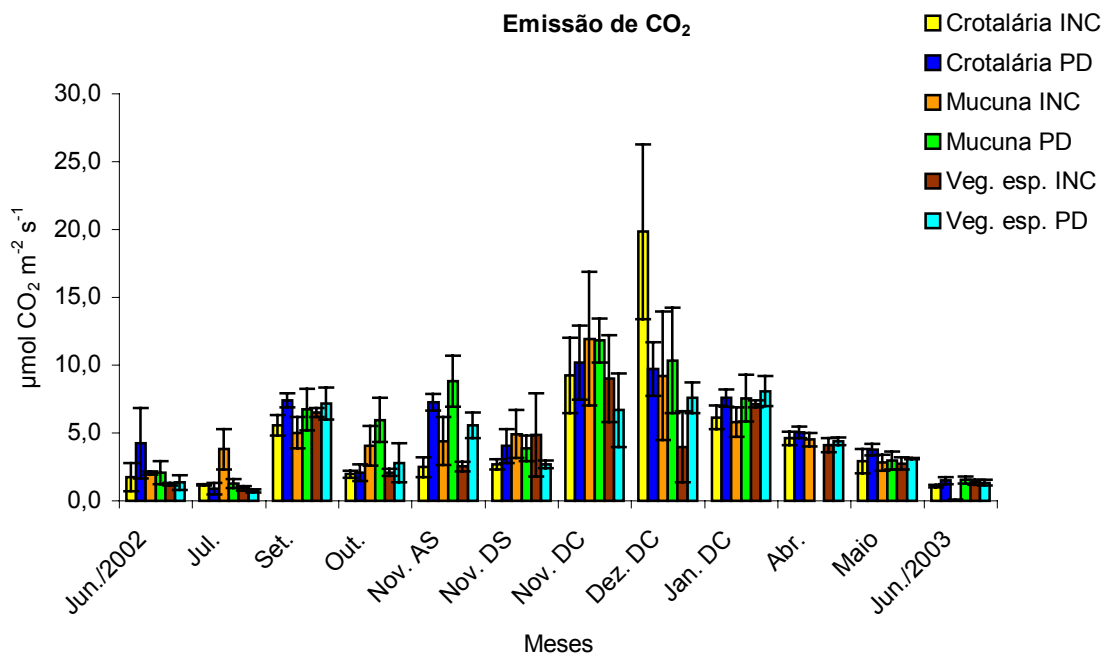


Figura 3.7. Fluxos de CO₂ do solo (média ± DP) medidos em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação (INC) e sem incorporação (PD), ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Os fluxos de CO₂, ao longo do período de estudo, ajustaram-se ao modelo de regressão com coeficiente quadrático, exceto aqueles medidos no solo sob crotalária juncea, no manejo com incorporação (Tabela 3.10). Porém, não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos aplicando-se o teste F multivariado de Wilks para comparar os modelos de regressão.

Tabela 3.10. Equações de regressão para fluxo de CO₂ (Y), em função do tempo (x), ano agrícola 2002/2003, em Planaltina, DF.

Tratamentos	Equações de regressão no período das leituras
Crotalária s/ inc	$Y = 1,712 + 0,058x - 0,00016x^2$, $R^2 = 0,40^*$
Mucuna c/ inc.	$Y = 1,181 + 0,066x - 0,00018x^2$, $R^2 = 0,57^{**}$
Mucuna c/ inc.	$Y = - 0,125 + 0,091x - 0,00022x^2$, $R^2 = 0,48^{**}$
Veg. espontânea c/ inc.	$Y = 0,408 + 0,052x - 0,00013x^2$, $R^2 = 0,42^*$
Veg. espontânea s/ inc.	$Y = 0,269 + 0,060x - 0,00015x^2$, $R^2 = 0,53^{**}$

**,*significativo a 5% e 10% respectivamente.

A variação dos fluxos de CO₂ (Tabela 3.11) foi explicada em 33% e 53% pela variável EPPA (0 a 5 cm) nas parcelas sob uso da crotalária juncea em plantio direto (F = 11,2; P = 0,0074; R² = 0,528) e sob vegetação espontânea com incorporação no solo (F = 4,91; P = 0,0511; R² = 0,329) respectivamente. Já nas parcelas sob crotalária juncea com incorporação, a variação nas emissões de CO₂ foram explicadas somente pela concentração de N-NH₄ em 47%, (F = 8,75; P = 0,0144; R² = 0,467).

Quanto aos fluxos de CO₂, medidos nas parcelas sob vegetação espontânea, em plantio direto, o modelo de regressão múltipla (*stepwise*) explicou aproximadamente 71% da variação (Tabela 3.6) com a inclusão das variáveis explicativas EPPA (F = 14,81; P=0,032; R_p² = 0,597) e concentração de N-NH₄ no solo (F = 3,50; P = 0,094; R_p² = 0,113).

As variações dos fluxos de CO₂ nas parcelas sob uso de mucuna-cinza também foram explicadas por mais de uma variável (Tabela 3.6). No caso do plantio direto, o modelo total explicou cerca de 80% da variação dos fluxos e incluiu EPPA (F = 17,73; P = 0,0018; R_p² = 0,639) e temperatura do solo (F = 6,84; P = 0,028; R_p² = 0,156). No manejo com incorporação, o modelo explicou 80% da variação representada pelas variáveis explicativas: concentração de N-NH₄ (F = 19,89; P = 0,0012; R_p² = 0,665), EPPA (F = 2,88; P = 0,1288; R_p² = 0,081) e temperatura do solo (F = 2,57; P = 0,1474; R_p² = 0,062).

Tabela 3.11. Coeficientes de regressão parcial (R_p^2) e do modelo (R_T^2) de regressão múltipla de seleção de variáveis para explicar as variações dos fluxos de CO_2 , ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

	C-CO ₂		
	EPPA	N-NH ₄	TS a 5 cm
Crotalária s/. inc.	P = 0,0074; F=11,2; $R_T^2 = 0,528$		
Crotalária c/. inc.		F=8,75; P=0,0144; $R_T^2 = 0,467$	
Mucuna s/. inc	P = 0,0018; F=17,73; $R_p^2 = 0,639$; Modelo: P = 0,0018; F=17,46; $R_T = 0,795$		P=0,028; F=6,84; $R_p^2 = 0,156$
Mucuna c/. inc	P = 0,1288; F = 2,88 $R_p^2 = 0,081$	P=0,0012; F=19,89; $R_p^2 = 0,665$; Modelo: P=0,0031; F = 11,23 $R_T^2 = 0,808$	P=0,1474; F = 2,57 $R_p^2 = 0,062$
Veg. espontânea s/. inc.	P = 0,032; F=14,81; $R_p^2 = 0,597$	P = 0,038; F = 11,01; $R_p^2 = 0,113$ Modelo: P = 0,094; F=3,50; $R_T = 0,71$	
Veg. espontânea c/. inc.	P = 0,0511; F=4,91; $R_T^2 = 0,329$		

3.8. Estimativa de produção média anual de CO_2

A estimativa média anual dos fluxos de CO_2 para cada tratamento foi calculada com base nas doze medidas efetuadas ao longo de 367 dias. O valor obtido da soma de todos os fluxos foi dividido por doze (total de coletas).

Houve efeito significativo das espécies vegetais ($X^2 = 11,500$; $P = 0,0032$) sobre os fluxos médios anuais de C-CO₂ (Tabela 3.12). O fluxo anual mais elevado de C-CO₂ foi determinado no solo sob uso das plantas condicionadoras (20,4 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹), enquanto o menor valor foi obtido no solo sob uso de vegetação espontânea (15,5 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹). Houve tendência de fluxos anuais (20,0 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹) mais elevados no solo sob plantio direto em relação ao com incorporação (17,0 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹), principalmente, sob uso de plantas condicionadoras (22,0 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹).

Tabela 3.12. Fluxo anual médio de C-CO₂ em Latossolo Vermelho-Amarelo sob uso de plantas condicionadoras, com incorporação e sem incorporação ao solo, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Espécies vegetais	C-CO ₂	
	Com incorporação	Plantio direto
	Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	
Crotalária juncea	18,8 (a)	20,1 (a)
Mucuna-cinza	18,5 (a)	24,2 (a)
Vegetação espontânea	14,7 (b)	16,3 (b)

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância.

4. DISCUSSÃO

4.1. Emissões de NO e de N₂O

Quando o período das medidas foi limitado ao ciclo do milho (da semeadura a colheita), foram obtidos bons ajustes de regressão para os fluxos de NO, em função do tempo, nas parcelas de crotalária juncea, em plantio direto e vegetação espontânea nos dois manejos (Tabela 3.6), indicando um padrão de emissão de NO relacionado às aplicações de nitrogênio.

Os primeiros picos de emissão de NO (Figura 3.5) medidos em setembro devem ser resultado dos eventos de chuva que ocorreram depois de um longo período de estresse hídrico (Figura 3.1), elevando a umidade do solo ao dobro (26,4 %) da umidade anterior (11,8%). O valor de EPPA (Figura 3.2) foi de 32% considerado suficiente para os processos microbiológicos que levam às emissões de NO (Davidson et al., 2000). Além disso, o estoque de nitrogênio da estação seca (Capítulo 1 - Tabela 1.18) pode estar indicando presença de substrato para as bactérias nitrificadoras que, na presença de água, foram reativadas (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2001; Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004). Os fluxos de NO reduziram-se acentuadamente, de 5,6 ng NO-N cm⁻² h⁻¹ (valor médio) para 1,2 ng NO-N cm⁻² h⁻¹ em outubro. Esse resultado comprova trabalhos anteriores, os quais relacionam que as bactérias

retomam sua atividade após minutos de umedecimento do solo, e que o pulso de NH_4^+ é consumido dentro de um curto período depois da adição da água, reduzindo a partir daí as emissões de NO (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2001; Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004).

Os elevados fluxos de NO, obtidos nas parcelas de mucuna-cinza, tanto no manejo com incorporação ($7,6 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) quanto em plantio direto ($8,8 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) podem ser atribuídos ao fato de a leguminosa ter sido roçada cerca de 40 dias antes dessa avaliação (meados de julho). Assim, com a ocorrência de chuva, o material vegetal dessa espécie, com concentração média de $27 \text{ g kg}^{-1} \text{ N}$ (Carvalho et al., 1999), estava na fase inicial de decomposição, favorecendo a ação dos microrganismos nitrificadores. Esses microrganismos transformaram o N disponibilizado durante a mineralização dos resíduos vegetais, resultando nos fluxos de NO. Erickson et al. (2001, 2002) atribuem às leguminosas o incremento na disponibilidade de nitrogênio no solo e, conseqüentemente, as emissões de NO.

Destaca-se, ainda, que na medida de setembro, a área experimental encontrava-se, praticamente, desprovida de plantas para absorver o nitrogênio do solo, e as condições de estresse da estação seca ainda eram desfavoráveis à competição microbiana. Keller et al. (2000) e Cattânio et al. (2002) sugerem que a morte de raízes provoca incrementos nos fluxos de NO do solo devido à redução da absorção de nitrogênio e ao fornecimento de uma fonte prontamente decomponível de matéria orgânica. Sanhueza (1996) também mostrou que radiação solar direta no solo e a falta de plantas para competir pelo N disponível com os microrganismos favorecem as emissões de NO. Entretanto, o fluxo de NO sob vegetação espontânea com incorporação no solo foi muito baixo ($0,98 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) na avaliação de setembro. A explicação mais provável é que os teores de nitrogênio das gramíneas ($22 \text{ g kg}^{-1} \text{ N}$) que predominam nesse tratamento associados à baixa produção de fitomassa ($0,8 \text{ t ha}^{-1}$) resultaram em menor conteúdo de nitrogênio (43 kg ha^{-1}) em relação ao de mucuna-cinza (92 kg ha^{-1}) (Carvalho et al., 1999). O preparo de solo que é realizado antes da semeadura do milho nas subparcelas com incorporação também deve ter mantido melhor aeração, acelerando o consumo e as perdas desse nitrogênio (vegetação espontânea com incorporação).

Em outubro, o valor de EPPA (Figura 3.2) em torno de 25%, deve ter contribuído para os baixos fluxos de NO (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2000).

Na avaliação anterior à semeadura do milho, apesar do valor de EPPA de 41%, os fluxos foram bastante baixos, já que ainda não havia sido aplicado o nitrogênio mineral. O nitrogênio resultante da mineralização das leguminosas já havia sido consumido no solo, e os fluxos resultantes desse nitrogênio orgânico estão associados às primeiras chuvas de setembro quando foram medidos os pulsos de emissões de NO.

Apesar de o $N-NH_4^+$ disponível no solo não explicar os fluxos de NO (modelo de regressão múltipla), as medidas efetuadas depois das aplicações de fertilizantes (adubações da semeadura e de cobertura) resultaram em fluxos mais elevados quando acompanhadas de precipitação pluviométrica. Esse comportamento confirma resultados que consideram a fertilização nitrogenada associada à umidade, temperatura e aeração do solo uma prática que contribui significativamente para as emissões de NO (Vos et al., 1994; Skiba et al., 1994; Aneja et al., 1995; Yamulki et al., 1995; Valente et al., 1995; Thornton & Valente 1996; McKenney & Drury 1997). A fonte (uréia) e a forma de aplicação (cobertura na superfície) desse elemento devem ter favorecido as emissões determinadas depois da adubação (Slemr & Seiler, 1991; Sanhueza, 1996).

A amostragem de solo foi efetuada na camada superficial (0 a 5 cm) onde predomina carga líquida negativa que, na presença de precipitação pluviométrica, favorece a lixiviação de nitrato (NO_3^-). Assim, a forma predominante de nitrogênio no solo foi a amoniacal ($N-NH_4$), com os picos determinados após as adubações químicas (Figuras 3.3 e 3.4). Entretanto, antes da semeadura do milho, o teor de $N-NO_3^-$ ($145 \text{ mg N- } NO_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo) no solo sob uso de mucuna-cinza com incorporação foi elevado. Essa alta concentração de $N-NO_3^-$ pode ser atribuída à mineralização do material vegetal de mucuna na presença de umidade e às condições favoráveis de aeração (EPPA = 41%), concordando com Mckenney & Drury (1997) que relacionaram o preparo do solo como fator relevante para a nitrificação. Mas o teor elevado de $N-NO_3^-$ não contribuiu para emissão de NO que foi baixa nessa medida. Possivelmente, o balanço de população dos

microrganismos (nitrificantes e denitrificantes) não foi favorável à produção desse óxido de nitrogênio no solo.

Nessa avaliação, depois do preparo do solo (AS = antes da semeadura do milho), o único valor de fluxo de N_2O acima do limite de detecção ($0,8 \text{ ng N-N}_2\text{O cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi obtido no solo sob mucuna-cinza com incorporação, indicando a possibilidade da ocorrência de reações de desnitrificação.

Os picos de emissão de NO (10, 17, 21 e $36 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) determinados após a terceira aplicação de nitrogênio em cobertura (janeiro) não refletiram a disponibilidade de nitrogênio no solo. Os teores de $N-NH_4^+$ ($94 \text{ mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de solo) e $N-NO_3$ ($15 \text{ mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ de solo) determinados no solo foram baixos em relação às médias associadas às duas aplicações em cobertura realizadas anteriormente ($175 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo; $43 \text{ mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ de solo). Uma capina foi efetuada antes dessa terceira aplicação de N em cobertura, proporcionando cobertura morta expressiva ao solo, a qual deve ter resultado numa barreira ao contacto do fertilizante com o solo. Assim, as emissões de NO podem ter sido favorecidas por reações abióticas (Anderson & Poth, 1998) por causa da presença de microssítios com concentrações de NO_2^- e de H^+ (Davidson, 1992; Davidson et al., 1993; Anderson & Poth, 1998). Essa aplicação suplementar de nitrogênio pode ser uma condição de saturação do sistema, concordando com Erickson et al. (2001, 2002) que associaram as altas taxas de nitrificação e as perdas de N à saturação do ecossistema em relação a esse nutriente.

Os valores de desvio-padrão (Figura 3.5) calculados nessa medida de NO efetuada em janeiro foram elevados, possivelmente, pela baixa uniformidade da aplicação do nitrogênio depois do corte das plantas daninhas. Ottow & Benckiser (1994) relacionam o preparo do solo, a incorporação de resíduos, a decomposição da matéria orgânica, a fertilização, a irrigação e a temperatura como fatores responsáveis pelos microssítios de nitrificação, os quais contribuem para a variabilidade nas emissões de óxidos de nitrogênio (Johansson et al., 1988; Sanhueza et al., 1990; Rondón et al., 1993; Cárdenas et al., 1993; Donoso et al., 1993).

A ocorrência de pulsos de NO é influenciada por aplicações de nitrogênio acompanhadas de umidade no solo e aeração (EPPA), porém outras variáveis

como: estágio de desenvolvimento da cultura, atividade microbiana, saturação por nitrogênio devem contribuir para os fluxos. As características de produção da fitomassa seca e da decomponibilidade das espécies vegetais como razão C/N, razão C/P e composição química do material vegetal, estudadas no Capítulo 1 também são importantes para o entendimento das emissões de NO.

A maioria dos fluxos de N₂O (Figura 3.6), obtida nas três primeiras avaliações, ficou abaixo do limite de detecção, uma vez que a umidade do solo não favoreceu os processos anaeróbicos associados à emissão de óxido nitroso (Pinto et al., 2002, Davidson et al., 2001, Varella et al., 2004). O ajuste cúbico da regressão (Tabela 3.8) obtido para dois dos tratamentos pode representar as oscilações dos seus fluxos por causa da ocorrência dos microssítios de desnitrificação no solo. Considerando que em torno de 60% do espaço dos poros preenchido pela água é o limite entre emissões do óxido nítrico e nitroso (Davidson et al., 1993; Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2000), o EPPA (Figura 3.2), calculado na maioria das coletas, não contribuiu para as emissões de N₂O.

As condições sob as quais foram medidos os pulsos de N₂O depois da semeadura do milho, principalmente, no manejo com incorporação não refletem àquelas favoráveis à produção desse gás no solo. A incorporação dos resíduos efetuada anteriormente à semeadura do milho pela aração promoveu maior aeração do solo, o que não deveria ter estimulado as emissões de N₂O e sim do NO (Slemr & Seiler, 1991). Porém, sítios anaeróbicos podem ter sido formados quando da entrada de matéria orgânica, durante a incorporação de resíduos, promovendo aumento da respiração e consumo de O₂, mesmo com EPPA de 36% (Figura 3.2).

Nessa avaliação, ainda, o NO produzido nas camadas mais profundas do solo pode ter se reduzido a N₂O, considerando que suas emissões foram bastante baixas (Figura 3.5). A incorporação dos resíduos deve ter contribuído para a difusão do N₂O produzido nas camadas mais profundas do solo concordando com Sierra & Renault (1996) e Sanhueza (1996) que sugerem maiores conversões de NO para N₂O nessas profundidades do solo. Destaca-se, mais uma vez, a grande variabilidade nas medidas de fluxo de N₂O no solo (Figura 3.6).

Os sítios de compactação associados à umidade (EPPA de 41%) podem ter favorecido os altos fluxos de N_2O obtidos em janeiro. O pico de $8,5 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ medido no solo sob vegetação espontânea em plantio direto, possivelmente, reflete a ocorrência de microssítios de compactação e de baixa aeração. A densidade do solo (Tabela 3.3) foi maior no manejo com incorporação ($D_s = 0,90 \text{ g cm}^{-3}$) em relação ao plantio direto ($D_s = 0,86 \text{ g cm}^{-3}$), indicando não haver compactação do solo, mas sim microssítios de compactação ou adensamento no solo sob plantio direto. A capina anterior à aplicação de N (janeiro) manteve cobertura do solo, conseqüentemente, umidade favorável à ocorrência dos elevados fluxos de N_2O ($6,3 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medidos no solo sob crotalária e mucuna-cinza.

Os fluxos mais elevados, obtidos em maio, no solo sob mucuna-cinza ($2,5 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e vegetação espontânea ($5,2 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), em plantio direto, também podem ser devidos à presença de microssítios de baixa aeração (Davidson et al., 1993). O solo sob vegetação espontânea reflete o mesmo comportamento de janeiro, reforçando essa explicação. Em relação à mucuna-cinza, deve-se, considerar seu potencial para fornecer nitrogênio e a sua decomposição mais lenta devido à maior concentração de compostos aromáticos (Capítulo 1) no material vegetal dessa leguminosa, resultando em pulso de N_2O em maio, no solo sob plantio direto. Esse resultado está de acordo com os fluxos mais elevados de N_2O determinados no final do ciclo da soja e de leguminosas utilizadas como adubos verdes (Saminêz, 1999; Sarkodie-Addo et al., 2003).

4.2. Produção média anual de NO e de N_2O

Os valores de emissão anual média de NO (Tabela 3.9) obtidos no solo sob mucuna-cinza em plantio direto ($0,8 \text{ N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e sob crotalária juncea com incorporação ($0,7 \text{ N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) são superiores aos fluxos anuais determinados por Pinto et al. (2003) em Campo Sujo queimado ($0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), em Campo Sujo protegido do fogo ($0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e em Cerrado ss ($0,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Quanto aos fluxos de N_2O (Tabela 3.9), as médias anuais foram baixas, com valores próximos de zero na maioria dos tratamentos. As médias variaram de $0,1 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no solo sob crotalária juncea em plantio direto e vegetação

espontânea com incorporação a $0,3 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sob vegetação espontânea em plantio direto e mucuna-cinza com incorporação no solo. Davidson et al. (2001) apresentaram valores anuais de N_2O variando de 1,4 a $2,4 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a Amazônia, enquanto em áreas de Cerrado, os fluxos médios anuais estão próximos de zero ($< 0,4 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Esses baixos fluxos anuais de N_2O devem resultar das condições de aeração e drenagem dos solos predominantes no Cerrado (Latosolos), sob vegetação natural ou manejo que favoreça sua agregação (Haridasan, 1990; Reatto et al., 1998; Correia et al., 2002; Bronick & Lal, 2004). A boa agregação do solo, associada ao padrão estacional do clima dessa região, onde a estação seca dura aproximadamente seis meses converge para os baixos fluxos médios anuais de N_2O no Cerrado.

Em relação ao nitrogênio aplicado durante as fertilizações (170 kg ha^{-1}), 5,4 % do total desse elemento sofreu perdas para atmosfera nas formas de NO e de N_2O durante o cultivo do milho. Nesse cálculo, não foi considerado o nitrogênio que entrou no agroecossistema por mineralização dos resíduos vegetais (nitrogênio orgânico), o que reduziria a perda relativa desse nutriente.

Esses dados de emissões anuais, obtidos na sucessão de plantas condicionadoras /milho, incluindo as práticas de cultivos, geralmente, utilizadas pelos agricultores, são inéditos e fundamentais para a caracterização dos fluxos de NO em áreas agrícolas do Cerrado. Considera-se, ainda, que, nesse agroecossistema, não foi efetuada irrigação, e que, em geral, as áreas extensivas são cultivadas sob irrigação, favorecendo os fluxos de óxidos de nitrogênio do solo para a atmosfera (Davidson et al., 2001).

4.3. Emissões de CO_2

O ajuste dos fluxos de CO_2 (Tabela 3.10) ao modelo de regressão com coeficiente quadrático reflete a ação sazonal do clima do Cerrado sobre as emissões desse gás (Ferreira, 2002; Varella et al., 2004), considerando que as avaliações abrangeram os períodos de seca e chuva.

As curvas representativas dos tratamentos não se diferenciaram, indicando que as espécies vegetais não apresentam padrão de comportamento distinto nos

respectivos manejos de resíduos vegetais, ao longo das avaliações. Ferreira (2002) estudando dinâmica de fluxo de CO₂ em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado não observou resposta uniforme das emissões. Esse resultado foi atribuído aos picos de atividade respiratória que não ocorrem simultaneamente devido ao teor de água no solo, ao carbono orgânico, à porosidade, à tortuosidade, à macro e à mesofauna, entre outros.

Os primeiros picos de emissão de CO₂ (Figura 3.7) também resultaram de eventos de chuvas (21 mm) depois de quatro meses de estresse hídrico. O valor de EPPA aumentou de 13% (em julho) para 32% (em setembro) reativando, assim, os microrganismos que apresentavam baixa atividade no solo sob estresse hídrico (Kieft et al., 1987; Rochette et al., 1991; Davidson et al., 1993; Stark & Firestone, 1995; Pinto, 2003; Varella et al., 2004). A variável EPPA, exceto no solo sob crotalária juncea (nenhuma explicação) e mucuna-cinza (baixa proporção no modelo de regressão), no manejo com incorporação de resíduos, explicou grande parte das variações dos fluxos de CO₂ (Tabela 3.6).

A redução dos fluxos para menos da metade ($3,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) daqueles determinados, anteriormente, apesar da precipitação acumulada (72 mm) entre as coletas de setembro e de outubro, deve-se provavelmente ao esgotamento do carbono prontamente mineralizável e à estabilização da comunidade microbiana com o estabelecimento regular dos eventos de precipitação. O baixo valor médio de EPPA (20%) determinado nessa coleta também deve ter contribuído para esses menores fluxos de CO₂. O pulso médio mais elevado de CO₂, na parcela sob uso da mucuna-cinza ($5,0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), é atribuído à capacidade de essa espécie rebrotar (Sodré Filho et al. 2004) a partir da ocorrência das primeiras chuvas. Assim, em outubro, essa leguminosa já apresentava desenvolvimento vegetativo e atividade radicular relevantes. Considerando a capacidade do sistema radicular dessa leguminosa desenvolver-se até mais de um metro de profundidade (Alvarenga, 1995), o solo sob plantio direto pode ter proporcionado as condições adequadas ao desenvolvimento e à respiração radicular, conseqüentemente, à ocorrência de fluxos mais elevados de CO₂ sob este tratamento.

Varella et al. (2004) observaram que as emissões de CO₂ variaram de 1,1 a 1,6 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹, com pulso de 6,2 depois da adição de água, em solo sob Cerrado natural e pastagem.

Os fluxos de CO₂ no solo sob mucuna-cinza em plantio direto foram explicados em 79% (regressão múltipla) pela variação de EPPA e temperatura do solo. Essas variáveis atuam no sentido de estimular respiração de raízes e de microrganismos, conseqüentemente, as emissões desse gás para a atmosfera. A qualidade do material vegetal dessa leguminosa, que possui maior proporção de carbono aromático, resultando em decomposição mais lenta de seus resíduos (Capítulo 1 – Figuras 1.2 e 1.3, Tabelas 1.9 e 1.15) pode estar relacionada às emissões determinadas após dois meses do corte da mucuna-cinza (Raich & Potter, 1995).

Os pulsos de emissão de CO₂ na coleta efetuada imediatamente depois do preparo do solo das subparcelas sob esse tratamento foram obtidos em plantio direto (média de 7,2 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹), concordando com Sanhueza et al. (1994). Possivelmente, o tempo (24 horas) entre o revolvimento do solo (aração) e a medida do gás não foi suficiente para afetar os processos biológicos que contribuíram com a produção de CO₂ (Sanhueza et al., 1994). Além disso, a concentração de argila (513 g kg⁻¹) e os altos teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio do Latossolo Vermelho-Amarelo (Capítulo 2 – Tabelas 2.1 e 2.2) podem ter dificultado a quebra dos agregados, conseqüentemente, os fluxos mais elevados não foram medidos no solo sob incorporação de resíduos vegetais, mas em plantio direto.

Os estoques de carbono e os teores de carbono da biomassa microbiana (Capítulo 1 – Tabelas 1.17 e 1.21) devem ter contribuído para a produção mais elevada de CO₂ no solo sob plantio direto (Carter, 1986; Follet & Schimel, 1989), contrariando resultados que indicam maiores fluxos de CO₂ imediatamente depois do preparo do solo (Saffigna, et al., 1988; Reicosky & Lindstrom, 1993; Kern & Johnson, 1993). Essas perdas de CO₂ devidas ao preparo do solo são atribuídas à quebra na estrutura, facilitando as trocas entre o CO₂ de camadas mais profundas e atmosfera, além do incremento da atividade microbiana pelo contacto dos resíduos com solo.

O fluxo elevado de CO₂ (9,8 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) medido depois da primeira aplicação de nitrogênio em cobertura pode ser explicado pelo incremento da atividade radicular, e, possivelmente, pelos microscópios (*hot spots*) de atividade microbiana (Parkin, 1987). O maior pulso (11,9 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) obtido na parcela sob mucuna-cinza pode ter resultado das melhores condições desse solo, principalmente, em relação ao nitrogênio disponível. Além do EPPA, os teores de N-NH₄⁺ e a temperatura do solo a 5 cm contribuíram significativamente para os modelos de regressão múltipla. Destaca-se que, a concentração de N-NH₄⁺ explicou 66% dos fluxos de CO₂ no solo sob mucuna-cinza com incorporação dos resíduos. O teor de N-NH₄⁺ disponível no solo sob mucuna-cinza sem incorporação foi o mais elevado (329 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo).

Considerando que aproximadamente 50% do fluxo de CO₂ obtido no solo sob crotalaria juncea, no manejo com incorporação, foi devido às variações nos teores de N-NH₄⁺, o pulso de CO₂ (19,5 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) determinado depois da segunda aplicação de nitrogênio em cobertura pode ser atribuído à maior disponibilidade de N-NH₄⁺ (272 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo). O nitrogênio disponível no solo (N-NH₄⁺) deve ter estimulado a absorção, possivelmente, a respiração de raízes e a atividade microbiana (Aulakh et al., 1991) quando associado ao EPPA de 42%, calculado nessa avaliação. Entretanto, depois da aplicação de uréia, efetuada em janeiro, a cobertura do solo proporcionada pela capina resultou em barreira ao nitrogênio aplicado, conseqüentemente, a absorção e a atividade radicular não foram estimuladas e não ocorreram pulsos de emissão de CO₂ nessa coleta. As relações estabelecidas com N-NH₄⁺ devem estar associadas à supressão de limitação das atividades de raízes e de microrganismos por nitrogênio. Esses dois componentes representam as principais fontes de produção de CO₂ (Trumbore et al., 1995; Camargo et al., 1999; Cattânio et al., 2002). A respiração do solo, por sua vez, é comumente relacionada à umidade e à aeração, além da temperatura do solo, que controlam os fluxos de CO₂ para a atmosfera (Insan, 1990; Sanhueza, 1996; Ferreira, 2002; Pinto et al., 2002).

Em abril, os fluxos de CO₂ diminuíram (média de 4,5 μmol CO₂-C m⁻² s⁻¹), exceto no solo sob mucuna-cinza, no sistema de plantio direto, onde foi medido um pulso médio de 14 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹. Na caracterização da composição química por RMN de ¹³C (Capítulo 1 – Figura 1.4; Tabela 1.15), a mucuna-cinza

apresentou maior contribuição dos carbonos aromáticos, refletindo sua menor velocidade de decomposição. Essa característica associada a sua produção de matéria seca (Capítulo 1 – Tabela 1.1) e a capacidade de rebrotar (Sodré Filho et al., 2004) pode ter proporcionado substratos aos microrganismos após nove meses do corte e seis meses do rebrotamento de mucuna-cinza. Deve-se considerar, ainda, que nessa coleta, 40% do espaço dos poros encontravam-se preenchidos pela água e que a %EPPA explicou 64% da variabilidade dos fluxos de CO₂ obtidos no solo sob mucuna-cinza em plantio direto (Tabela 3.11).

Os fluxos médios determinados em maio ($3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e em junho ($1 \mu\text{mol CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) retornaram aos baixos valores medidos na seca, possivelmente, devido à reduzida atividade de microrganismos e de raízes características dessa estação no Cerrado (Varella et al., 2004).

4.4. Produção anual de CO₂

Os fluxos médios anuais mais elevados de CO₂ (Tabela 3.12) estimados no solo sob as plantas condicionadoras, principalmente, em plantio direto ($2,8 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) no solo sob mucuna-cinza estão acima dos fluxos médios anuais medidos por Ferreira (2002) sob plantio direto ($1,3 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e Cerrado natural ($1,6 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Os fluxos anuais de CO₂ sob vegetação espontânea ($15,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) aproximaram-se dos obtidos (Pinto, 2003) no solo sob pastagens com aplicação de fertilizantes e em consórcio ($12,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

O solo sob mucuna-cinza, no sistema de plantio direto, proporcionou fluxos médios anuais de C-CO₂ ($24 \text{ Mg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) mais elevados, indicando que características dessa leguminosa como desenvolvimento radicular, produção de fitomassa e estrutura de carbono predominantemente dos grupos aromáticos (Capítulo 1 – Figura 1.4; Tabela 1.15) favoreceram a emissão de CO₂.

5. CONCLUSÕES

Os resultados de fluxos de gases obtidos neste estudo permitem concluir que:

1. A ocorrência de chuva depois de o longo período de seca resulta em pulsos de NO e de CO₂.
2. O solo sob leguminosas (0,9 N kg ha⁻¹ ano⁻¹) proporciona fluxo anual mais elevado em relação àquele sob vegetação espontânea com incorporação (0,5 N kg ha⁻¹ ano⁻¹).
3. O solo sob uso de leguminosas apresenta fluxos médios anuais de CO₂ mais elevados (22 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹) comparativamente ao solo sob vegetação espontânea (16 Mg C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹) em plantio direto.
4. O solo sob uso de mucuna-cinza e vegetação espontânea, no sistema de plantio direto, apresenta picos de emissão de N₂O.
5. As aplicações de N em cobertura ano solo sob cultura de milho proporcionam pulsos de NO e de CO₂ quando acompanhadas de precipitação pluviométrica.
6. A variável EPPA explica 38% de variação dos fluxos de NO, nas parcelas sob uso de crotalária juncea em plantio direto.
7. A variável EPPA explica, em grande parte, as variações de fluxos de CO₂ medidos no solo. A concentração de N-NH₄ explica 47% da variação nas emissões de CO₂ no solo sob crotalária juncea e contribui com 66% desta variação no solo sob mucuna-cinza, com incorporação dos resíduos vegetais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, R.C. **Potencialidade de adubos verdes para conservação e recuperação de solos** .. 1993. 112p. Dissertação (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa,.Viçosa.

ANDERSON, I.C. & POTH, M.A. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.1117-1124, 1998.

ANEJA, V.P.; ROBARGE, WP.; HOLBROOK, B.D. Measurements of nitric oxide from an upper coastal plain, North Carolina agricultural soil. **Atmospheric Environment**, v.29, p.3037-3042, 1995.

AULAKH, M.S.; DORAN, J.W.; WALTERS, D.T.; POWER, J.F. Legume residue and soil water effects o denitrification in soils of defferent textures. **Soil Biology and Biochemistry**, v.23, p.1161-1167, 1991.

BAKWIN, P.S.; WOFSY, S.C.; FAN, S.A.; KELLER, M.; TRUMBORE, S.E.; COSTA, J.M. da. Emission of nitric oxide (NO) from tropical forest soils and exchange of NO between the forest canopy and the atmospheric boundary layers. **Journal of Geophysical Research**, v.95, p.16755-16764, 1990.

BAUMGÄRTNER, M.; KOSCHORRECK, M.; CONRAD, R. Oxidative consumption of nitric oxide by heterotrophic bacteria in soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v.19, p.165-107, 1996.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S. da; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. CO₂ emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, v.7, p.779-787, 2001.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, 2004.

CAMARGO, P.B. de; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; REYNALDO, L.V. Soil carbon dynamics in regrowth forest os eastern Amazonia. **Global Change Biology**, v.5, p.693-702, 1999.

CAMPOS, H. **Estatística experimental não paramétrica**. 3^a ed. Piracicaba, ESALQ, 1979. 343p.

CÁRDENAS, L.; RONDÓN, A.; JOHANSSON, C.; SANHUEZ, E. Effects on soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v.98, p.14783-14790, 1993.

CARDOSO, A.N.; SAMINÊZ, T.C.; VARGAS, M.A. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de Cerrado**. Embrapa Cerrados, 2001. 23p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 17).

CARTER, M.R. Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil biological properties. **Soil Tillage Research, Amsterdam**, v.7, p.29-40, 1986.

CARVALHO, A.M. de; BURLE, M. L.; PEREIRA, J.; SILVA, M. A. da. **Manejo de adubos verdes no cerrado**. Embrapa Cerrados, 1999. 28 p. (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 4).

CATTÂNIO, J.H.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VERCHOT, L.V.; ALCKERMAN, I.L. Unexpected results of a pilot throughfall exclusion experiment on soil emissions of CO₂, CH₄, N₂O and NO in eastern Amazonia. **Biology Fertility Soils**, v.36, p.102-108, 2002.

CIVEROLO, K.L. & DICKERSON, R.R. Nitric oxide soil emissions from tilled and untilled cornfields. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.90, p.307-311, 1998.

CONRAD, R. Soil microbial processes involved in production and consumption of atmospheric trace gases. **Advances in Microbial Ecology**, v.14, p.207-250, 1995.

CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. Comportamento de diferentes tipos de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 425-432, 1999.

CORREIA, J.R.; REATTO, A.; SPERA, S.T. Solos e suas relações com o uso e o manejo. In: SOUSA, D.M.G. de. & LOBATO, E. (eds). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Brasília, Embrapa, 2004. p. 29-71.

DAVIDSON, E.A. & KINGERLEE, W. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. **Nutriente Cycling in Agroecosystems**, v.48, p.37-50, 1997.

- DAVIDSON, E.A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.95-102, 1992.
- DAVIDSON, E.A.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PINTO, A.S. Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. **The Scientific World**, v.1, p.312-319, 2001.
- DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H., E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, v.50, p.667- 680, 2000.
- DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.M.; BROOKS, P.D. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen dynamics in fertilized tropical agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.60, p.1145-1152, 1996.
- DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.M.; VITOUSEK, R.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCÍA-MÉNDEZ, G.; MAASS, J.M. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. **Ecology**, v.74, p.130-139, 1993.
- DORAN, J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduce tillage. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.765-769, 1980.
- DRENNEM, T.E. & KAISER, H.M. Agricultural dimensions of global climate change. Ithaca, Cornell University, 1993. 311 p.
- DRURY, C.F.; MCKENNEY, D.J.; FINDLAY, W.I. Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 23, p.751-755, 1991.
- DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.M. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (eds.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. University of Hawaii, Honolulu. 1994, p. 33-67.
- ERICKSON, H.E.; DAVIDSON, E.A.; KELLER, M. Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. **Oecologia**, v.130, p.297-308, 2002.
- ERICKSON, H.E.; KELLER, M.; DAVIDSON, E.A. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. **Ecosystems**, v.4, p.67-84, 2001.

- FERREIRA, E.A.B. **Dinâmica do fluxo de CO₂ e do carbono da biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo do cerrado**. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado). – Universidade de Brasília, Brasília.
- FIRESTONE, M.K. & DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMMEL, D.S (ed). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. John Wiley and Sons, New York, USA, 1989. p.7-21.
- FOLLET, R.F. & SHIMMEL, D.S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, p.1091-1096, 1989.
- GREWELING, T. & PEECH, M. **Chemical soil tests**. Cornell Exp. Stn. Bull. 960, 1960.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), **IPCC WGI Third Assessment Report, Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Cambridge, Cambridge Univ. Press, 2001.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.
- JOHANSSON, C. & SANHUEZA, E. Emission of NO from savanna soils during rainy season. **Journal of Geophysical Research**, v.93, p.193-214, 1988.
- JOHANSSON, C.; RODHE, H.; SANHUEZA, E. Emission of NO in a tropical savanna and a cloud forest during the dry season. **Journal of Geophysical Research**, v.93, p.7180-7193, 1988.
- KELLER, M.; WEITZ, A.M.; BRYAN, B.; RIVERA, M.M; SILVER, W.L. Soil-atmosphere nitrogen oxide fluxes: effects of root disturbance. **Journal of Geophysical Research**, v.105, p.17693-17698, 2000.
- KER, J.C.; PEREIRA, N.R.; CARVALHO JUNIOR, W.; CARVALHO FILHO, A. Cerrados: solos, aptidão e potencialidade agrícola. In: SIMPOSIO SOBRE MANEJO E CONSERVACAO DO SOLO NO CERRADO, 1990, Goiânia, GO. **Anais....** Campinas, SP. Fundação Cargill, 1992. p.1-31.

- KIEFT, T.L. & SOROKER, E.; FIRESTONE, M.K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.119-126, 1987.
- KIRCHHOFF, V.W.J.H. Queimadas na Amazônia e efeito estufa. São Paulo, Contexto. 118p, 1992.
- LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, v.116, p.353-362, 2002.
- LIMA, M.A. Emissão de gases de efeito estufa provenientes de sistemas agrícolas no Brasil. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, v.3, p.38-43, 2000.
- LINN, D.M. & DORAN, J.W. Effects 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.
- McKENNEY, D.J. & DRURY, C.F. Nitric oxide production in agricultural soils. **Global Change Biology**, v.3, p.317-326, 1997.
- McKENNEY, D.J.; WANG, S.W; DRURY, C.F.; FINDLAY, W.I. Denitrification, immobilization and mineralization in nitrate limited and non-limited residue amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, p.118-124, 1995.
- MEIER, M. Nitratbestimmung in Boden-proben (N-min-Method). LaborPraxis: 244-247, 1991.
- MEIXNER, F.X.; FICKINGER, T.; MARUFU, L.; SERÇA, D.; NATHAUS, F.J.; MAKINA, E. MUKURUMBIRA, L.; ANDREAE, M.O. Preliminary results on nitric oxide emission from a southern African savanna ecosystem. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.48, p.123 – 138, 1997.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade em sistemas agrícolas. In: SANTOS, SANTOS, G.A. & CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Gênese, Porto Alegre, Brasil, 1999. p.1 – 8.
- NAS (National Academy of Sciences). Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution. Washington DC, National Academy Press, 1991.

OTTOW, J.C.G. & BENCKISER, G. Effect of ecological conditions on total denitrification and N₂O release. **Nova Acta Leopoldina NF**, v.288, p.252-262, 1994.

PARKIN, T.B. Soil microsites as a source of denitrification variability. **Soil Science Society of America Journal**, v.51, p.1194-1199, 1987.

PINTO, A.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KISSELLE, K.; BURKE, R. ZEPP, R.; VIANA, L.T.; VARELLA, R.F.; MOLINA, M. Soil emissions of N₂O, NO and CO₂ in Brazilian Savannas: effects of vegetation type, seasonality and prescribed fires. **Journal of Geophysical Research**, v.107, p.8089-8095, 2002.

PINTO, A.S. **Contribuição dos solos de cerrado do Brasil central para as emissões de gases traço (CO₂, N₂O e NO): sazonalidade, queimadas prescritas e manejo das pastagens degradadas**. 2003. 109p. Dissertação (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília.

POTH, M.A.; ANDERSON, I.C.; MIRANDA, H.S.; MIRANDA, A.C.; RIGGAN, P.J. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄, and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v.9, p. 503-513, 1995.

POTTER, C.; DAVIDSON, E.A.; KLOOSTER, S.A.; NEPSTAD, D.C.; NEGREIROS, G.H. de.; BROOKS, V. Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in Brazilian Amazonia. **Global Change Biology**, v.4, p.315-333, 1998.

PRATHER, J.M. Time scales in atmospheric chemistry: coupled perturbations to N₂O, NO_y, and O₃. **Science**, v.79, p.1339-1341, 1998.

RAICH, J.W. & POTTER, C.S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v.9, p.23-36, 1995.

REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. Solos do bioma Cerrado In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S.P. (eds.) **Cerrado: ambiente e flora**. Brasília, Embrapa Cerrados, 1998. p. 47-86.

RESCK, D.V.S. Agricultural intensification systems and their impact on soil and water quality in the Cerrados of Brazil. In: LAL, R. **Soil quality and agricultural sustainability**. Michigan, Ann Arbor Press, 1998. p. 288-300.

- RESENDE, M; FILHO CARVALHO, A.; LANI, J.L. Características do solo e da paisagem que influenciam a susceptibilidade à erosão. In: COSTA, C.V. e BORGES, L.C.V. (coord.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, Goiânia, 1992. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, 1992. p.32-67.
- ROCHETTE, P.; GREGORICH, E.G.; DESJARDINS, R.L. Comparison of static and dynamic closed chambers for measurement of soil respiration under field conditions. **Canadian Journal Soil Science**, v.72, p.605-609, 1992.
- RONDÓN, A.; JOHANSSON, C.; SAHUEZA, E. NO emissions from soils and a termite nest in a trachipogon savanna of the Orinoco basin. **Journal Atmosphere Chemical**, v.17, p.293-306, 1993.
- SAFFIGNA, P.G.; POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C; THOMAS, G.A. Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter in an Australian vertisol. **Soil Biology & Biochemistry**, v.21, p.759-765, 1989.
- SAMINÊZ, T.C.O. DE. **Efeito de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de cerrados**. 1999. 99p. Dissertação (Mestrado). – Universidade de Brasília, Brasília.
- SANHUEZA, E. **Effects of land use changes on trace gas fluxes (CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO) from tropical savannah soils**. Report to the Environmental Protection Agency: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas Atmospheric Chemistry laboratory, Julho, 1996. 34p.
- SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v.99, p.16429-16434, 1994.
- SANHUEZA, E.; HAO, H.M.; SCHARFFE, D.; DONOSO, L.; CRUTZEN, P.J. N₂O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana shield, Venezuela. **Journal of Geophysical Research**, v.95, p.22481-22488, 1990.
- SARKODIE-ADDO, J.; LEE, H.C.; BAGGS, E.M. Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. **Soil Use and Management**, v.19, p.331-339, 2003.
- SAS Institute. SAS/STAT: **User's guide**, version 8.1, Cary, 1999-2000. v1. 943p.

SIERRA, J. & RENAULT, P. Respiratory activity and oxygen distribution in natural aggregates in relation to anaerobiosis. **Soil Science Society of America Journal**, v.60, p.1428-1438, 1996.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J. & RESK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região dos cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p. 541-547, 1994.

SKIBA, U.M. & DICK, J. Emissions of climate forcing gases from tropical soils. Centre of Ecology and Hydrology, Edinburgh, Bush Estate, Penicuik, EH26 0QB, UK. 2004.

SKIBA, U.M.; SHEPARD, L.J.; MACDONALD, J.; FOWLER, D. Some key environmental controlling nitrous oxide emissions agricultural and semi-natural soils in scotland. **Atmospheric Environment**, v.19, p.3311-3320, 1998.

SKIBA, U.M.; SMITH, K.A.; FOWLER, D. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.1527-1536, 1993.

SKIBA, U.; FOWLER, D; SMITH, K.A.. Emissions of NO and N₂O from soils. In: VAN HAM, J.; JANSSEN, L.J.H.M; SWART (Ed.). **Non-CO₂ Greenhouse Gases**. Dordrecht, Kluwer, 1994. p.153-158.

SODRÉ FILHO, J.; CARDOSO, A.N.; CARMONA, R.; CARVALHO, A.M. de. Fitomassa e cobertura do solo de culturas de sucessão ao milho na Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.327-334, 2004.

THORNTON, F.C. & VALENTE, R.J. Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from no-till corn **Soil Science Society of America Journal**, v.60, p.1127-1133, 1996.

TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; CAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Bellow ground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.9, p.515-528, 1995.

VARELLA, R.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PINTO, A.S.; KISSELLE, K.; SANTOS, R.V.; BURKE, R. ZEPP, R.; VIANA, L.T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O

from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Applications**, v.14, p221-231, 2004.

VARGAS, M.A.T.; MENDES, I.C. de; CARVALHO, A.M. de.; BURLE, M.L. HUNGRIA, M. Inoculação de leguminosas e manejo de adubos verdes. In: SOUSA, D.M.G. de. & LOBATO, E. (eds). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Brasília, Embrapa, 2004. p. 97-127.

VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑES, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v.12, p.71-79, 1998.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTÂNIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.13, p.31-46, 1999.

VIVALDI, L.J. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1999. 52p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 8).

VOS, G.J.M.; BERGEVOET, I.M.J.; VEDY, J.C.; NEYROUND, J.A. The fate of spring applied fertilizer N during the autumn-winter period: comparison between winter-fallow and green manure cropped soil. **Plant Soil**, v.160, p.201-213, 1994.

WALKLEY, A.; Black, I.A. An examination of the degtyareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic titration method. **Soil Science**, v.37, p.29-38, 1934.

YAMULKI, S.; GOULDING, K.W.T.; WEBSTER, C.P.; HARRISON, R.M. Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. **Atmospheric Environment**, v.29: p.1627-1635, 1995.

Capítulo 4

EMISSÕES DE NO E N₂O ASSOCIADAS À APLICAÇÃO DE
URÉIA AO SOLO SOB PLANTIO DIRETO E PREPARO
CONVENCIONAL

CAPÍTULO 4

EMISSÕES DE NO E N₂O ASSOCIADAS À APLICAÇÃO DE URÉIA AO SOLO SOB PLANTIO DIRETO E PREPARO CONVENCIONAL¹

RESUMO

As emissões de NO e N₂O do solo foram avaliadas imediatamente e até cinco dias após a aplicação de uréia em cobertura ao milho. O experimento foi conduzido em Latossolo Vermelho argiloso distrófico de Cerrado, sob plantios direto e convencional, em blocos ao acaso, com três repetições. A soja e o milho foram cultivados em rotação e com plantas de cobertura intercaladas (mucuna após soja e milheto após milho), nos períodos chuvoso e seco respectivamente. A primeira adubação de cobertura foi de 60 kg ha⁻¹ N (uréia). Em seguida, os fluxos de NO e N₂O foram medidos em câmaras de PVC instaladas em cada parcela. Houve um pico de NO (5,4 ng NO-N cm⁻² h⁻¹) imediatamente à aplicação do nitrogênio e irrigação e outro ao terceiro dia (4,8 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). Um dia depois do primeiro pico, a emissão de NO reduziu-se significativamente (1,9 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). Depois de cinco dias, as emissões de NO foram semelhantes às relatadas sob Cerrado natural (1,2 ng NO-N cm⁻² h⁻¹). A maioria dos fluxos de N₂O ficou abaixo do limite de detecção (0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹). Não houve diferenças significativas entre os plantios direto e convencional quanto às emissões dos óxidos de nitrogênio.

¹ Submetido à Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira.

1. INTRODUÇÃO

As concentrações atmosféricas de gases traços como NO e N₂O têm aumentado rapidamente devido a atividades antropogênicas (queima de combustíveis fósseis, urbanização, desmatamentos e queimadas) e em especial, às atividades agrícolas com utilização intensiva de fertilizantes, revolvimento do solo e incorporação de resíduos, irrigação, drenagem, dentre outras (Duxbury et al., 1994; Skiba et al., 1997).

Os óxidos de nitrogênio (NO e N₂O) são produtos das reações de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação produz relativamente mais NO e a desnitrificação é o processo dominante na produção do N₂O. A nitrificação é favorecida pela presença de N-NH₄⁺, por condições adequadas de aeração do solo e pela maior ciclagem de nitrogênio no sistema (Skiba et al., 1993; Davidson et al., 2000). O nitrato, por sua vez, pode se acumular no solo quando produzido além da demanda de microrganismos e plantas, potencializando as reações de desnitrificação (Matson et al., 1999).

As emissões de NO e N₂O em solos agrícolas estão fortemente associadas à fertilização nitrogenada. Embora esta seja uma prática comum nos sistemas de cultivos intensivos e mecanizados do Cerrado, poucos trabalhos têm avaliado as emissões de N₂O em áreas de culturas anuais nesta região (Nobre, 1994; Saminêz, 1999). Não há referências para as emissões de NO em áreas agrícolas de Cerrado.

A fórmula (uréia, nitrato ou amônia) e o modo de aplicação do nitrogênio (na superfície ou incorporado, na linha de semeadura ou na entre linhas) influenciam os fluxos de NO (Davidson et al., 1996; Sanhueza et al., 1994). Paul et al. (1993) e Slemr & Seiler (1991) relacionaram o incremento dos fluxos de NO com o aumento dos teores de N-NH₄⁺ e uréia no solo. Vos et al. (1994) observaram que os fluxos de NO foram mais elevados ao se incorporar adubos verdes comparativamente ao pousio e também verificaram relação positiva entre os fluxos de NO e as concentrações de N-NH₄⁺ no solo. As maiores emissões de N₂O medidas no solo sob cultivo de cana-de-açúcar se relacionaram positivamente às concentrações de NH₄⁺ (Davidson et al., 1996).

A umidade e aeração do solo, representadas pela porcentagem de espaço dos poros preenchido pela água (EPPA) e a temperatura contribuem para potencializar ou não o efeito da aplicação de nitrogênio (Vos et al., 1994; Davidson et al., 2000). A umidade do solo, geralmente, determina a duração dos picos de emissões dos óxidos de nitrogênio após a fertilização (Davidson et al., 1996; Skiba et al., 1998; Veldkamp et al., 1998). O uso de leguminosas fixadoras de N nos sistemas agrícolas também pode aumentar não só os teores desse nutriente no solo como também as emissões de NO e N₂O. Os fluxos de N₂O medidos em cultura de soja, no Cerrado (época de chuva), foram mais elevados em relação às emissões determinadas em pastagem e Cerrado natural (Saminêz, 1999).

A dinâmica dos fluxos dos óxidos de nitrogênio pode ser afetada ainda pelo sistema de preparo do solo (convencional e plantio direto). Civerolo & Dickerson (1998) sugeriram que as menores emissões de NO num solo cultivado com milho sob plantio direto foram devidas à menor exposição de solo e à maior proteção por plantas de cobertura. Os incrementos dos fluxos de óxidos de nitrogênio após o preparo de solo têm sido atribuídos ao aumento de NO₃⁻, às mudanças nas taxas de transporte dentro solo pelas alterações na porosidade e à superfície do solo diretamente em contacto com a atmosfera (Cárdenas et al., 1993; Sanhueza et al., 1994).

Embora, em geral, solos sob vegetação nativa de Cerrado e pastagem, apresentem fluxos de NO e N₂O baixos (Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004), pulsos de NO ocorrem depois de queimadas ou após eventos de chuva em seqüência a períodos secos. Esses pulsos, embora de curta duração, podem ser importantes no balanço anual de emissões (Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004). No caso do uso de fertilizantes, pulsos de emissões dos óxidos de nitrogênio também devem ocorrer após sua aplicação.

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito, a curto prazo, da aplicação de nitrogênio na forma de uréia a uma cultura de milho em sucessão à *Mucuna aterrima* sobre as emissões de NO e N₂O, em solo de Cerrado, sob plantio convencional e plantio direto.

Considerando que ocorrem pulsos de emissões dos óxidos de nitrogênio após aplicação desse nutriente no solo, porém, não se conhece o momento dessas emissões elevadas, as seguintes hipóteses foram propostas:

1. Imediatamente e num curto período depois da aplicação de nitrogênio no solo ocorrem pulsos de emissões de NO, dependendo da disponibilidade de água e nitrogênio.
2. A disponibilidade de nitrogênio na forma amoniacal favorece a emissão de NO e/ou de N₂O para a atmosfera dependendo das condições de aeração do solo.
3. A dinâmica dos fluxos de NO, no curto período após a fertilização em cobertura, é alterada pelo tipo de preparo do solo (convencional e plantio direto).

2. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido em uma área experimental da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. O clima é Tropical Estacional (Aw) conforme classificação de Köppen e o solo classificado como Latossolo Vermelho argiloso distrófico. As características granulométricas e químicas do solo (0 a 20 cm) e as características químicas determinadas anteriormente à semeadura do milho são apresentadas na Tabela 4.1.

Em novembro de 2000, iniciou-se o cultivo de soja, seguida de milho na estação de chuva, em preparo convencional do solo (aração e gradagem) e plantio direto (sem preparo do solo). As plantas de cobertura, mucuna-preta (*Mucuna aterrima*) e milheto cv. BR 05 (*Pennisetum glaucum* L.) foram intercaladas no período seco. O sistema de sucessão de culturas foi: soja-mucuna-milho-milheto-soja-mucuna-milho. As parcelas receberam doses de calcário proporcionais a 4t ha⁻¹ (PRNT=100%) para elevar a saturação por bases desse solo a 50%. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso (32 m x 60 m) com três repetições, em parcelas de 8 m x 15 m.

Tabela 4.1. Caracterização granulométrica e química (0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho, em Planaltina, DF.

Características do solo	Antes da implantação do experimento (2000)	Antes da semeadura do milho (2003)
Argila (g kg ⁻¹)	590	-
Silte (g kg ⁻¹)	80	-
Areia (g kg ⁻¹)	330	-
pH em água (1:2,5)	5,1	5,5
C (g kg ⁻¹)	27	-
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,93	0,10
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	5,8	4,9
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,04	0,16
Ca ²⁺ +Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,18	2,60
Saturação por bases ou V (%)	3,7	36,0
P _{Mehlich-1} (mg dm ⁻³)	1,2	9,3

As medidas dos fluxos de NO e N₂O no solo foram efetuadas na segunda cultura do milho no ano agrícola 2003/2004, sob plantio direto e preparo convencional do solo. Na semeadura (10 de novembro de 2003) foi aplicada a adubação de manutenção no sulco de 500 kg ha⁻¹ da fórmula NPK 04-30-16 (20 kg ha⁻¹ de N originalmente em uréia) acrescida de 2 kg ha⁻¹ de Zn (ZnSO₄ 7H₂O). O milho recebeu posteriormente duas aplicações de nitrogênio em cobertura, sendo cada uma de 60 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia.

A primeira avaliação dos fluxos de NO e de N₂O, em 10 de dezembro de 2003, foi realizada imediatamente após a aplicação da uréia (primeira adubação em cobertura) ao lado do sulco de plantio seguida de irrigação por aspersão de uma lâmina aproximada de 25 mm de água. As demais medidas dos fluxos de NO foram efetuadas um, três e cinco dias após a aplicação de nitrogênio, enquanto os fluxos de N₂O foram determinados após um, dois, três e cinco dias da adubação em cobertura.

Quatro anéis de PVC foram colocados, aleatoriamente, em cada tratamento, no mínimo, trinta minutos antes do início das coletas. Os anéis foram inseridos sobre a linha de semeadura, com o cuidado de não quebrar plantas e

suas raízes. Câmaras de PVC de 20 cm de altura x 24,2 cm de diâmetro foram acopladas aos anéis para as medidas. O volume total do conjunto câmara-anel foi de 8,3 L.

A técnica da câmara dinâmica foi utilizada para se determinar o fluxo de NO com um analisador de quimiluminescência (*NoxBox*) associado a um datalogger. O conjunto câmara-anel foi conectado ao *NoxBox*, que permaneceu fechado durante cinco minutos para a leitura em cada base. O fluxo de NO do solo foi calculado com base na porção linear da relação entre o tempo e concentração dentro da câmara, na maioria dos casos, com o mínimo de um minuto de leitura após o acoplamento da câmara. Como o detector de NO₂ deste aparelho é sensível a baixas concentrações, utilizou-se uma equação apropriada a este tipo de resposta (Pinto et al., 2002): $Y = aX + b \text{ raiz}(X) + c$.

Os fluxos de N₂O foram determinados pelo método da câmara estática. Após o acoplamento da câmara ao anel, três amostras de ar de 40 mL foram coletadas com seringas de náilon (60 mL), adaptadas com válvula de segurança que impediram trocas gasosas entre o meio externo e interno das seringas. Essas amostras foram coletadas em intervalos de 10 minutos. As amostras foram analisadas no mesmo dia da amostragem para minimizar a perda potencial de N₂O das seringas. A concentração de N₂O nas amostras foi determinada através de cromatografia gasosa em um cromatógrafo Shimadzu GC – 14A equipado com detector de captura de elétrons (⁶³Ni). As análises foram efetuadas através do software Peaksimple. Os fluxos de N₂O foram calculados pela regressão linear da concentração do gás versus tempo (Pinto et al., 2002). Adotou-se o limite de detecção do sistema câmara-cromatografia (0,6 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹) determinado por Verchot et al. (1999) que utilizaram um sistema semelhante ao do presente trabalho.

Quatro amostras de solo foram coletadas em cada parcela para determinar a concentração de N - inorgânico disponível no solo (N-NO₃⁻, N-NH₄⁺). As coletas foram efetuadas, no interior dos anéis, na profundidade de 0 – 5 cm, em cada uma das datas de medidas dos fluxos de óxidos de nitrogênio.

As amostras de solo foram mantidas em uma caixa refrigerada e transportadas ao laboratório para extração e determinação do nitrogênio inorgânico (N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺). Dois gramas de solo fresco foram agitados por uma

hora com 25 mL de KCl 2,0 M para extração do N-inorgânico. As leituras de N-NO_3^- foram realizadas por passagem direta de luz ultravioleta pelo extrato nos seguintes comprimentos de ondas: 218, 228, 254 e 280 nm (Meier, 1991). O N-NH_4^+ foi determinado pela absorção no comprimento de onda de 425 nm, utilizando o método colorimétrico de “Nessler” (Greweling & Peech, 1960).

A umidade do solo na camada de 0-5 cm foi estimada em cada uma das avaliações dos fluxos de gases através do método gravimétrico. Os valores de teor gravimétrico de água θ_g (g g^{-1}) foram convertidos para proporção de espaço dos poros preenchido pela água (EPPA %) através da fórmula (Linn & Doran, 1984): $\text{EPPA \%} = (\theta_g \times d_s \times 100 \%) / [1 - (d_s/d_p)]$ onde d_s é a densidade do solo e d_p é a densidade da partícula, expressas em g cm^{-3} .

Para se determinar a densidade do solo coletaram-se quatro amostras em cada parcela, com cilindros de 100 cm^3 , na profundidade de 0 a 5 cm. As análises foram efetuadas no laboratório de física e mineralogia de solos da Embrapa Cerrados. O valor de densidade da partícula utilizado para o cálculo do EPPA foi de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$.

As temperaturas no interior da câmara e no solo a 2,5 e a 5,0 cm de profundidade foram determinadas por termopares nas quatro bases, durante as avaliações dos fluxos de óxidos de nitrogênio.

Os dados foram submetidos à análise estatística de parcelas subdivididas com medidas repetidas no tempo (Vivaldi, 1999), com uso do programa SAS 8.1. Testou-se a condição (H-F) para determinar a necessidade de corrigir ou não os graus de liberdade relativos ao tempo e à sua interação com os tratamentos, além do erro resultante desse fator. A partir da análise de variância testaram-se os efeitos dos tipos de preparo do solo (parcela) e do período após a aplicação do fertilizante (subparcela). Os tratamentos e as interações significativas foram submetidos ao teste de comparações múltiplas (Tukey a 5% de significância).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Não houve diferenças significativas entre os parâmetros avaliados em relação ao preparo do solo convencional e o plantio direto. Assim sendo, os resultados referentes aos dois tipos de preparo do solo são apresentados em conjunto (média).

A densidade do solo (valor médio de $1,1 \text{ g cm}^{-3}$) na camada de 0 a 5 cm não variou entre o preparo convencional do solo e o plantio direto, possivelmente, pelo curto tempo de estabelecimento desse agroecossistema (três anos). Essa é uma indicação de que as propriedades físicas do solo nestes dois métodos de preparo não se diferenciaram para resultar em emissões de NO significativamente diferentes no solo sob o preparo convencional e sob plantio direto (Cárdenas et al., 1993; Sanhueza et al., 1994). A decomposição acelerada dos resíduos das leguminosas (soja e mucuna-preta) também não favoreceu o acúmulo de resíduos vegetais e a formação de uma cobertura relevante nas parcelas sob plantio direto. Assim, as emissões de NO e N_2O do solo cultivado com milho sob plantio direto não foram minimizadas pela menor exposição e maior proteção proporcionada pelas plantas de cobertura como constatado por Civerolo & Dickerson (1998).

Emissões significativamente mais elevadas de NO ($F = 39,78$; $P < 0,0001$) foram obtidas imediatamente ($5,4 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e três dias ($4,8 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) depois da aplicação de nitrogênio em cobertura (Figura 4.1), enquanto, um dia depois da fertilização, o fluxo médio de NO ($1,9 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi significativamente mais baixo. Cinco dias após a aplicação do nitrogênio, o fluxo de NO decresceu novamente, com valor médio de $1,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

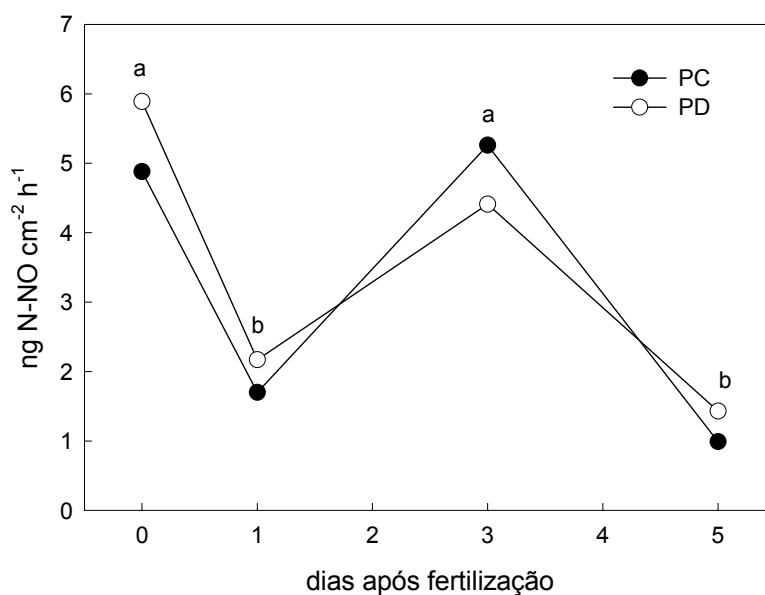


Figura 4.1. Fluxos de N-NO ($\text{ng cm}^{-2} \text{h}^{-1}$), no período entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, nos sistemas de preparo convencional (PC) e de plantio direto (PD) em um Latossolo Vermelho cultivado com milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de significância.

O fluxo mais elevado de NO obtido imediatamente à aplicação do nitrogênio pode ser devido à rápida ação de ureases e ao aumento do substrato (NH_4^+) para nitrificação. O teor médio de N-NH_4^+ foi $667 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo na primeira avaliação (Tabela 4.2). Ureia é a forma de nitrogênio (orgânico) mais prontamente mineralizável e, em geral, é mineralizada em horas ou poucos dias. O pulso inicial de NO não deve ter sido influenciado pelo nitrogênio aplicado na adubação da semeadura (30 dias antes) uma vez que este, em grande parte, pode ter sido absorvido pelas raízes do milho, sofrido transporte por lixiviação ou perdas por volatilização logo depois de sua aplicação. Deve-se considerar ainda que, no período compreendido entre a semeadura do milho e a fertilização em cobertura (10 de novembro até 10 de dezembro de 2003), a precipitação pluviométrica acumulada foi de 103 mm, sendo que 41 mm ocorreram nos dez dias anteriores à fertilização de cobertura. Assim, a quantidade de precipitação entre a fertilização de semeadura e a de cobertura, provavelmente impediu o acúmulo de NO_2^- que poderia gerar fluxos de NO por reações abióticas. As baixas emissões de N_2O (Figura 4.2) e os valores de pH do solo (5,5) também indicam

que a nitrificação deve ter sido o processo dominante para o pulso inicial de NO imediatamente depois da aplicação de nitrogênio.

As porcentagens de EPPA (61%, $F = 122,5$; $P < 0,0001$) e temperatura do solo (35,2 °C a 2,5 cm, $F = 35,87$ e $P < 0,0001$), (32,8 °C a 5 cm, $F = 31,07$ e $P < 0,0001$), significativamente mais altas (Tabela 4.2), podem ter contribuído para o pulso de NO medido imediatamente à fertilização com nitrogênio. Skiba et al. (1994) encontraram correlações dos fluxos de NO com a temperatura do solo que, juntamente ao NO_3^- , explicaram 60% das emissões desse gás em área fertilizada. As variações diurnas nos fluxos de NO foram atribuídas (McKenney & Drury, 1997) à temperatura na superfície do solo. Yamulki et al. (1995) observaram que as medidas de fluxos de NO em área fertilizada acompanharam as variações sazonais de NH_4^+ , NO_3^- e da umidade do solo. No presente estudo, as concentrações de nitrato não apresentaram diferenças significativas ao longo do experimento, e seus valores médios variaram de 47 a 62 mg N- $\text{NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo (Tabela 4.2). Não obstante a relação entre disponibilidade de água e de N- NH_4^+ e o fluxo de NO, o aumento das emissões de NO depois da fertilização foi de curta duração com acentuada redução no primeiro dia após a aplicação (de 5,1 ng N- $\text{NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para 1,9 ng N- $\text{NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Essa redução no fluxo de NO não foi acompanhada por reduções significativas na umidade do solo (EPPA = 61% para EPPA = 58%) e na concentração de N- NH_4^+ (667 para 616 mg N- $\text{NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo). Entretanto, houve diminuição significativa da temperatura a 2,5 cm (35,2 °C para 31,0 °C) e 5,0 cm (32,8 °C para 29,7 °C), embora esses valores, medidos no dia seguinte à aplicação de nitrogênio, ainda fossem elevados (Tabela 4.2). Depois do pulso medido imediatamente à fertilização, a emissão de NO poderia ter decrescido no dia seguinte pela manutenção de um alto valor de EPPA que afetaria a difusão do gás pelos poros do solo como observado por Cárdenas et al. (1993). Ainda, Davidson (1991) indicou que o valor de EPPA em torno de 60% parece ser o limiar entre os processos microbianos limitados por água ou pela aeração em vários tipos de solo.

O segundo pulso de emissão de NO (4,8 ng N- $\text{NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), observado no terceiro dia depois da fertilização, poderia ser conseqüência da disponibilidade ainda alta de NH_4^+ (677 mg N- $\text{NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo) e da redução do EPPA a 36% permitindo maior difusividade desse gás no solo. Erickson et al. (2000; 2002)

sugerem, ainda, que as plantas e os microrganismos heterotróficos funcionam como drenos, necessitando saturar-se com nitrogênio para, em seguida, disponibilizá-lo às reações de nitrificação.

A menor concentração média de N-NH_4^+ no solo ($461 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo) foi determinada no quinto dia depois da adubação em cobertura (Tabela 4.2), quando também se observou o decréscimo do fluxo de NO , atingindo valor médio semelhante ao relatado para Cerrado natural ($1,2 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Tabela 4.2. Valores médios de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , teor gravimétrico de água (TG), espaço dos poros preenchido pela água (EPPA), temperatura do solo (TS) a 2,5 e 5 cm, determinados entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, em um Latossolo Vermelho, cultivado com milho, em Planaltina, DF.

Período (dias)	N-NH_4^+ (mg kg^{-1})	N-NO_3^-	TG (g g^{-1})	EPPA (%)	TS - 2,5 ($^{\circ}\text{C}$)	TS - 5 cm ($^{\circ}\text{C}$)
0	667 ab	61 a	33 a	61 a	35,2 a	32,8 a
1	616 ab	61 a	31 a	58 a	31,0 b	29,7 b
2	786 a	47 a	26 b	48 b	24,5 c	24,4 d
3	677 ab	52 a	20 c	36 c	29,4 b	27,5 bc
5	461 b	62 a	17 c	34 c	25,3 c	25,4 cd

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5 % de significância.

A maioria das medidas de N_2O (Figura 4.2), realizadas no período imediatamente e até cinco dias depois da fertilização em cobertura, apresentou fluxos inferiores ao limite de detecção ($0,6 \text{ ng N-N}_2\text{O cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Resultados semelhantes foram obtidos para solos de Cerrado, sob condições adequadas de aeração, como o Latossolo Vermelho (Anderson & Poth, 1998; Pinto et al., 2002; Pinto, 2003; Varella et al., 2004). A variabilidade obtida em relação aos dados de N_2O é bastante acentuada, com elevados desvios em relação aos valores médios. Se fossem considerados os valores obtidos imediatamente após a aplicação da uréia sob o plantio direto ($- 0,1 \text{ ng N-N}_2\text{O cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e o plantio convencional ($- 0,5 \text{ ng N-N}_2\text{O cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), os desvios seriam de 1,3 e de 2,7 respectivamente.

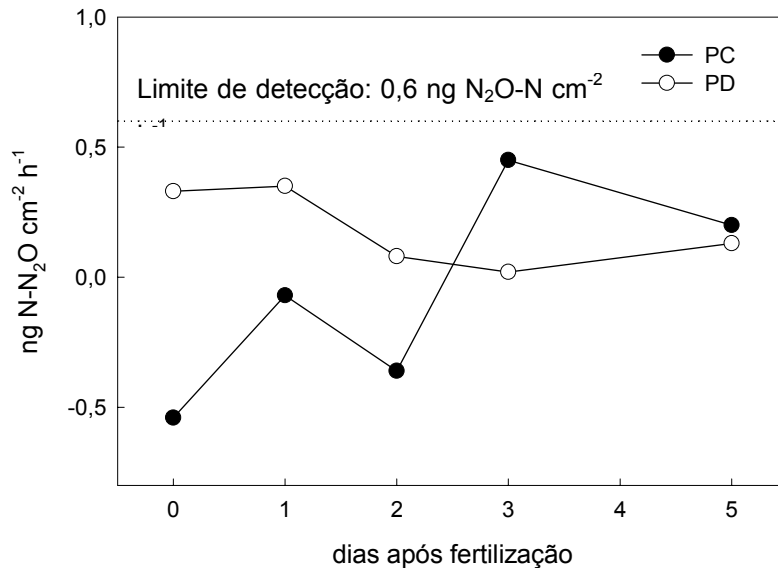


Figura 4.2. Fluxos de N-N₂O (ng cm⁻² h⁻¹), no período entre o dia da aplicação de N na forma de uréia até o quinto dia depois, nos sistemas de preparo convencional (PC) e de plantio direto (PD) em um Latossolo Vermelho, cultivado com milho, ano agrícola 2002/2003, Planaltina, DF.

Williams et al. (1992) identificaram a cultura de milho como a maior fonte biogênica de NO (responsável 40% das emissões) nos Estados Unidos apesar de essa cultura ocupar somente 4% em termos de área. As altas emissões estariam relacionadas ao elevado requerimento de fertilizantes nitrogenados para sua produtividade. No Brasil, não há estimativas baseadas em medições de campo quanto às emissões agrícolas de NO. O entendimento da dinâmica entre práticas de cultivo (fórmula do fertilizante, sistema de preparo, irrigação entre outros) e fluxos de NO (incluindo a frequência de pulsos) é fundamental para a proposição de estratégias de mitigação das emissões.

4. CONCLUSÕES

1. As condições do solo (oferta de água e nitrogênio) proporcionam dois pulsos de emissões de NO, um imediatamente e outro no terceiro dia após aplicação de nitrogênio em cobertura.
2. A adequada aeração do solo e a disponibilidade de nitrogênio na forma amoniacal favorecem a emissão de NO, mas não a de N₂O para a atmosfera.
3. A dinâmica dos fluxos de NO, no curto período após a fertilização em cobertura, não é alterada pelo tipo de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, I.C. & POTH, M.A. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.1117-1124, 1998.

BOUWMAN, A.F. & VAN DER HOEK, K.W. Scenarios of animal waste production and fertilizer use and associated ammonia emission for the developing countries. **Atmospheric Environment**, v.31, p. 4095-4102, 1997.

CÁRDENAS, L.; RONDÓN, A.; JOHANSSON, C.; SANHUEZA, E. Effects on soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v.98, p.14783-14790, 1993.

CIVEROLO, K.L. & DICKERSON, R.R. Nitric oxide soil emissions from tilled and untilled cornfields. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.90, 307-311, 1998.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H., E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, v.50, p.667- 680, 2000.

DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.M.; BROOKS, P.D. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen dynamics in fertilized tropical agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.60, p.1145-1152, 1996.

DAVIDSON, E.A.; VITOUSEK, R.; MATSON, P.M.; RILEY, R.; GARCÍA-MÉNDEZ, G.; MAASS, J.M. Soil emissions of nitric oxide in a seasonally dry tropical forest of Mexico. **Journal of Geophysical Research**, v.96, p.15439-15445, 1991.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.M. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. University of Hawaii, Honolulu, 1994, p. 33-67.

ERICKSON, H.E.; DAVIDSON, E.A.; KELLER, M. Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. **Oecologia**, v.130, p.297-308, 2002.

- ERICKSON, H.E.; KELLER, M.; DAVIDSON, E.A. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. **Ecosystems**, v.4, p.67-84, 2001.
- GREWELING, T. & PEECH, M. **Chemical soil tests**. Cornell Exp. Stn. Bull. 960, 1960.
- LINN, D.M. & DORAN, J.W. Effects 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.
- MATSON, P.A.; McDOWELL, W.H.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. **Biogeochemistry**, v. 46, p.67-83, 1999.
- McKENNEY, D.J. & DRURY, C.F. Nitric oxide production in agricultural soils. **Global Change Biology**, v. 3, 317-326, 1997.
- MEIER, M. **Nitratbestimmung in Boden-proben (N-min-Method)**. LaborPraxis: 244-247, 1991.
- NOBRE, A.D. **Nitrous oxide emissions from tropical soils**. 1994. Thesis (PhD), University of New Hampshire, Durham, New Hampshire, USA.
- PAUL, J.W.; BEAUCHAMP, E.G.; ZHANG, X. Nitrous and nitric oxide emissions during nitrification and denitrification from manure-amended soil in the laboratory. **Canadian Journal of Soil Science**, v.73, p.539-553, 1993.
- PINTO, A.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KISSELLE, K.; BURKE, R. ZEPP, R.; VIANA, L.T.; VARELLA, R.F.; MOLINA, M. Soil emissions of N₂O, NO and CO₂ in Brazilian Savannas: effects of vegetation type, seasonality and prescribed fires. **Journal of Geophysical Research**, v.107, p.8089-8095, 2002.
- SAMINÊZ, T.C.O. DE. **Efeito de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de cerrados**. 1999. 99p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.
- SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v.99, p.16429-16434, 1994.

SAS Institute. SAS/STAT: **User`s guide**, version 8.1, Cary, 1999-2000. v1. 943p.

SKIBA, U.; SMITH, K.A.; FOWLER, D. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.1527-1536, 1993.

SKIBA, U.; FOWLER, D; SMITH, K.A.. Emissions of NO and N₂O from soils. In: VAN HAM, J.; JANSSEN, L.J.H.M; SWART (Ed.). **Non-CO₂ Greenhouse Gases**. Dordrecht, Kluwer, 1994. p.153-158.

SKIBA, U.; SHEPARD, L.J.; MACDONALD, J.; FOWLER, D. Some key environmental controlling nitrous oxide emissions agricultural and semi-natural soils in scotland. **Atmospheric Environment**, v.19, p.3311-3320, 1998.

SKIBA, U.; FOWLER, D.; SMITH, K.A. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.48, p.139-153, 1997

SLEM, F. & SEILER, W. Field study of environmental variables controlling the NO emissions from soil and the NO compensation point. **Journal of Geophysical Research**, v.96, p.13017-13031, 1991.

VARELLA, R.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PINTO, A.S.; KISSELLE, K.; SANTOS, R.V.; BURKE, R. ZEPP, R.; VIANA, L.T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Applications**, v.14, p.S221-S231, 2004.

VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑES, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v.12, p.71-79, 1998.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTÂNIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.13, p.31-46, 1999.

VIVALDI, L.J. **Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo ou espaço**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1999. 52p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 8).

VOS, G.J.M.; BERGEVOET, I.M.J.; VEDY, J.C.; NEYROUND, J.A. The fate of spring applied fertilizer N during the autumn-winter period: comparison between winter-fallow and green manure cropped soil. **Plant Soil**, v.160, p.201-213, 1994.

YAMULKI, S.; GOULDING, K.W.T.; WEBSTER, C.P.; HARRISON, R.M. Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. **Atmospheric Environment**, v.29, p.1627-1635, 1995.

WILLIAMS, E.J.; GUENTHER, A.; FEHSENFELD, F.C. An inventory of nitric oxide emissions from soils in the United States. **Journal of Geophysical Research**, v.97, p.7511-7520, 1992.

CONCLUSÕES GERAIS

A incorporação de plantas condicionadoras no solo em relação à manutenção em cobertura (plantio direto) promove a ciclagem mais rápida de nutrientes, favorecendo seu uso pela cultura em seqüência, principalmente, daqueles com potencial de lixiviação como o nitrogênio. O uso de espécies condicionadoras, por exemplo, guandu e feijão-bravo-do-ceará, poderá manter fósforo em formas disponíveis às culturas cultivadas em Latossolos, reduzindo suas perdas nas formas indisponíveis. No entanto, o uso eficiente dos nutrientes liberados no processo de decomposição depende do sistema do cultivo adotado e da sincronia entre a cultura principal e as plantas condicionadoras de solo.

No sistema de plantio direto, os benefícios sobre as propriedades do solo podem manifestar-se num período mais longo, sobretudo, em áreas de Cerrado por causa da decomposição acelerada dos resíduos vegetais. O não revolvimento do solo favorece, ainda, o acúmulo de fósforo nas frações de maior disponibilidade (*pool* lábil) e o estoque de carbono, principalmente, na camada mais superficial. O maior aporte de resíduos vegetais para o solo nesse sistema também deverá refletir-se em um balanço negativo nas emissões de gases para a atmosfera, ou seja, a mitigação das emissões.

Assim, com a finalidade de conhecer o comportamento de espécies condicionadoras quanto à composição química e à decomposição do material vegetal e seus efeitos em atributos do solo que visem à sustentabilidade da produção e à qualidade do meio ambiente este estudo mostrou que:

1. O material vegetal de guandu apresenta menor proporção de polissacarídeos e, juntamente com a mucuna-cinza, maior porcentagem de compostos aromáticos, refletindo a menor velocidade de decomposição dessas leguminosas mais lignificadas.
2. O uso de guandu, em plantio direto, leguminosa de decomposição mais lenta, mesmo com baixa produção de fitomassa, resulta em maior parte de fósforo lábil constituído pela fração orgânica (70%) na estação seca. O uso de feijão-bravo-do-ceará, leguminosa com elevada produção de fitomassa e decomposição mais acelerada, no manejo com incorporação no solo resulta na metade do compartimento lábil na forma orgânica. O solo sob uso de guandu apresenta menor concentração de P recalcitrante.

3. O solo sob uso de leguminosas (crotalária juncea e mucuna-cinza) em plantio direto apresenta fluxo anual médio de CO₂ mais elevado e, nos dois tipos de manejo, proporciona fluxo anual médio de gases de nitrogênio mais elevado em relação à vegetação espontânea com incorporação.
4. As condições do solo (oferta de água e nitrogênio) proporcionam pulsos de emissões de NO imediatamente e no terceiro dia após aplicação de nitrogênio em cobertura. Depois de cinco dias da fertilização, as emissões medidas são semelhantes às relatadas para áreas com Cerrado nativo.

PERSPECTIVAS

Nesta tese, os dados de composição química em relação aos grupos orgânicos do material vegetal das espécies condicionadoras do solo são praticamente inéditos. Considerando que o uso dessas plantas representa alternativa para recuperar solos degradados, manter a capacidade produtiva daqueles ainda não degradados e reduzir os impactos ambientais negativos dos sistemas agrícolas, deve-se aprofundar o conhecimento dos seus efeitos em atributos do solo. Por exemplo, o estudo da composição química da matéria orgânica do solo sob uso dessas plantas condicionadoras aplicando a técnica de RMN de ¹³C CP/MAS é de fundamental importância para a caracterização dos efeitos do aporte desse material vegetal sobre a qualidade da matéria orgânica. Os modelos de dinâmica de decomposição do material vegetal necessitam ser estabelecidos para os dados de nutrientes fornecidos pelos resíduos (dinâmica de liberação de nutrientes) durante o processo de decomposição. O estudo da dinâmica das frações orgânicas (Po) e inorgânicas (Pi) de fósforo por fracionamento seqüencial pode ser aperfeiçoado pela análise de compostos de fósforo orgânico e inorgânico por meio de RMN de ³¹P, buscando relacioná-los à composição química do material vegetal e da matéria orgânica do solo. O avanço no conhecimento sobre emissões de gases no solo sob uso dessas plantas condicionadoras será possível ao se concentrar avaliações numa fase mais específica do sistema de produção (período mais curto), o que possibilitará o estudo multidisciplinar e detalhado dos processos físicos, químicos e biológicos que afetam a produção desses gases no solo.