



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

CONTRIBUIÇÃO DOS SOLOS DE CERFADO DO BRASIL CENTRAL PARA AS
EMISSÕES DE GASES TRAÇO (CO_2 , N_2O E NO): SAZONALIDADE, QUEIMADAS
PRESCRITAS E MANEJO DE PASTAGENS DEGRADADAS

ALEXANDRE DE SIQUEIRA PINTO

Tese submetida ao Departamento de Zoologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília - DF

Março 2003



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA**

**CONTRIBUIÇÃO DOS SOLOS DE CERRADO DO BRASIL CENTRAL PARA AS
EMISSIONES DE GASES TRAÇO (CO₂, N₂O E NO): SAZONALIDADE, QUEIMADAS
PRESCRITAS E MANEJO DE PASTAGENS DEGRADADAS**

ALEXANDRE DE SIQUEIRA PINTO

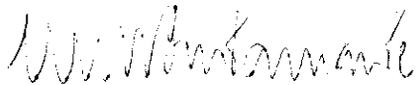
Tese submetida ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília - DF

Março 2003

Tese defendida como parte dos requisitos do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília para obtenção do título de Doutor em Ecologia. O trabalho foi desenvolvido no âmbito do acordo de colaboração entre a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e a Universidade de Brasília através do Projeto "Experimento de Larga-Escala Biosfera-Atmosfera na Amazônia" (LBA).

Banca Examinadora:



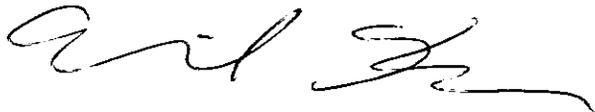
Prof. Mercedes Bustamante (Presidente – Departamento de Ecologia – UnB)



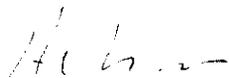
Dr. Diana Garcia (Membro – The Woods Hole Research Center)



Dr. Eric Davidson (Membro – The Woods Hole Research Center)



Dr. Michael Keller (Membro - Serviço Florestal dos Estados Unidos)



Prof. Heloisa Miranda (Membro - Departamento de Ecologia – UnB)

À minha esposa, Catarina
e ao nosso anjinho Gabriel

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os estudantes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela agradável convivência, e também aos companheiros de outros cursos.

A Fabiana e ao Hebert, posteriormente ao Hugo, pela paciência no atendimento na secretaria. A professora e coordenadora do PPG Ecologia, Helena Morais, pelo "incentivo" para terminarmos o curso dentro do prazo.

A minha orientadora, Mercedes Bustamante, pela relação que transcendeu uma simples orientação e aos membros da banca examinadora por terem aceito o convite e pelas sugestões.

A todos que me auxiliaram nas campanhas de campo, pois sem esta ajuda seria impossível a realização deste trabalho: Ana Karina, André, Cláudio e Saulo, Clayton, Daniele, Gabriela, Gustavo (Alemão), Joana, Joice, Júlia, Karinne, Laura, Lucas, Luciana, Pedro, Regina, Renato, Ricardo e Sheila. A Yoko Ishida, pela amizade e pelo treinamento para a operação dos equipamentos.

A Iracema Gonzales, por permitir a utilização da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE) para a realização de parte deste trabalho, e também a professora Heloisa Miranda, coordenadora do Projeto Fogo, que possibilitou o meu ingresso ao PPG Ecologia, mas também pelos valiosos conselhos.

Ao pesquisador Eric Davidson, o meu agradecimento especial pois sua ajuda e incentivo foram fundamentais para a realização deste trabalho. Ao pesquisador Michael Keller pelas observações e contribuições para este trabalho.

Aos pesquisadores da EMBRAPA CERRADOS, Alexandre Barcellos, Alexandre Cardoso, ao estudante de pós-doutorado Edeimar Corazza, e também aos pesquisadores do IRD, Danielle Mitja, Didier Brunet, Michel Brossard pela valiosa cooperação no estudo das pastagens degradadas.

Aos pesquisadores da USEPA, Richard Zepp, Roger Burke e Marirosa Molina pela valiosa cooperação. Tenho certeza que este projeto forneceu uma importante contribuição para o conhecimento do Cerrado. Agradeço também ao estudante de pós-doutorado Keith Kisselle pela grande amizade que formamos durante suas poucas visitas ao Brasil.

Ao LBA-Ecology/NASA pelo financiamento deste trabalho e pela bolsa de estudos no âmbito do projeto "Impacts of Land Use Change on Nutrient and Carbon Cycles and Trace Gas Exchange in Soils of Savannas of Central Brazil – ND 07", mas também pela oportunidade de proporcionar aos estudantes o contato com importantes pesquisadores do mundo. Esta experiência foi de grande importância para a minha vida profissional.

Finalmente, agradeço todo apoio, suporte, paciência e incentivo da minha esposa, Catarina.

Ubi dubium ibi libertas

“Onde há dúvida, há liberdade”

Provérbio latino

SUMÁRIO

CONTRIBUIÇÃO DOS SOLOS DE CERRADO DO BRASIL CENTRAL PARA AS EMISSÕES DE GASES TRAÇO (CO₂, N₂O E NO): SAZONALIDADE, QUEIMADAS PRESCRITAS E MANEJO DE PASTAGENS DEGRADADAS.....	1
INTRODUÇÃO.....	1
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
CARACTERÍSTICAS E IMPORTÂNCIA DOS GASES TRAÇO	3
PRODUÇÃO DOS GASES TRAÇO NOS SOLOS.....	4
REFERÊNCIAS CITADAS.....	8
CAPÍTULO 1. EFEITOS DA SAZONALIDADE E DE QUEIMADAS PRESCRITAS NAS EMISSÕES DE GASES TRAÇO DO SOLO EM ÁREAS NATIVAS DE CERRADO.....	10
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
INTRODUÇÃO.....	13
MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
ÁREA DE ESTUDO.....	15
FLUXO DE GASES TRAÇO DO SOLO.....	18
Fluxos de N ₂ O do solo.....	19
Fluxos de NO e CO ₂	20
UMIDADE DO SOLO E TEMPERATURA.....	22
EFEITO DO FOGO NOS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO.....	22
EFEITO DE UMA ADIÇÃO ARTIFICIAL DE ÁGUA EM CAMPO SUJO DE CERRADO NOS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO.....	23
N-INORGÂNICO DISPONÍVEL, TAXAS LÍQUIDAS DE MINERALIZAÇÃO DE N E NITRIFICAÇÃO.....	23
ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	24
RESULTADOS.....	25
PRECIPITAÇÃO, UMIDADE E TEMPERATURA DO SOLO.....	25
COMPARAÇÃO DOS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO EM DIFERENTES FISIONOMIAS DE CERRADO	
PROTEGIDAS DO FOGO.....	27
Emissões de NO e N ₂ O do solo.....	27
Emissões de CO ₂ do solo.....	29
EFEITO DE UMA ADIÇÃO ARTIFICIAL DE ÁGUA EM CAMPO SUJO DE CERRADO NOS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO.....	30
EFEITO DE SUCESSIVAS QUEIMADAS PRESCRITAS E DO FOGO SOBRE OS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO EM DIFERENTES FISIONOMIAS DE CERRADO.....	33
Emissões anuais de NO e N ₂ O do solo em áreas queimadas e protegidas do fogo.....	33
Emissões anuais de CO ₂ do solo em áreas queimadas e protegidas do fogo.....	37
Comparação dos fluxos de CO ₂ a curto e médio prazos entre áreas com diferentes épocas de queima.....	39
	vi

DISCUSSÃO	42
DISPONIBILIDADE DE N-INORGÂNICO E FLUXOS DE N EM SOLOS DE CERRADO	42
EMISSÕES DE ÓXIDOS DE NITROGÊNIO DO SOLO EM DIFERENTES FISIONOMIAS DE CERRADO (CAMPO SUJO E CERRADO SS.)	45
EMISSÕES DE CO ₂ EM SOLOS DE CERRADO (CAMPO SUJO E CERRADO SS.)	52
CONCLUSÕES	57
REFERÊNCIAS CITADAS	60
CAPÍTULO 2. EMISSÕES DE GASES TRAÇO EM SOLOS DE PASTAGENS MANEJADAS NO CERRADO	64
RESUMO	64
ABSTRACT	65
INTRODUÇÃO	67
MATERIAIS E MÉTODOS	70
ÁREA DE ESTUDO	70
MENSURAÇÃO DOS FLUXOS DE GASES TRAÇO DO SOLO	72
UMIDADE E TEMPERATURA DO SOLO	74
N-INORGÂNICO DISPONÍVEL, TAXAS DE NITRIFICAÇÃO E MINERALIZAÇÃO LIQUIDAS DE NITROGÊNIO	75
CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	76
EXPERIMENTO DE ADIÇÃO DE ÁGUA	77
ANÁLISE ESTATÍSTICA	77
RESULTADOS	78
PRECIPITAÇÃO E UMIDADE DO SOLO	78
N-INORGÂNICO DISPONÍVEL, MINERALIZAÇÃO DE N E NITRIFICAÇÃO	79
FLUXOS DE NO E N ₂ O DO SOLO	83
CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	85
FLUXOS DE CO ₂ DO SOLO	86
EXPERIMENTO DE ADIÇÃO DE ÁGUA	87
DISCUSSÃO	94
FLUXOS DE ÓXIDOS DE NITROGÊNIO DO SOLO	94
FLUXOS DE CO ₂ DO SOLO	99
COMPARAÇÃO DAS EMISSÕES DE NO E CO ₂ DO SOLO ENTRE AS PASTAGENS E ÁREAS DE CERRADO NATIVO	101
CONCLUSÕES	103
REFERÊNCIAS CITADAS	105
CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
REFERÊNCIAS CITADAS	113

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Modelo conceitual do tubo perfurado (hole in the pipe – HIP), mostrando a interconexão dos processos de produção de óxidos de nitrogênio em solos (Firestone & Davidson 1989). 6
- Figura 1.1.** Distribuição mensal de chuvas em um período de 20 anos. Em cada mês estão representados os valores de precipitação entre 1980 e 1999. A linha representa a média de precipitação por mês neste período. Dados coletados na estação meteorológica da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. 16
- Figura 1.2.** Vista das áreas estudadas: a) cerrado não queimado, b) cerrado queimado, c) campo sujo não queimado, d) campo sujo queimado. Estas parcelas fazem parte do Projeto Fogo, coordenado pela professora Heloisa Miranda (Departamento de Ecologia, UnB) e estão situadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As parcelas queimadas foram submetidas a queimas prescritas bienais desde 1992, enquanto as parcelas não queimadas estão protegidas desde 1973. 17
- Figura 1.3.** Anel de alumínio utilizado para as mensurações de gases traço do solo em áreas de Cerrado nativo na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. Os anéis, instalados uma semana antes das primeiras mensurações, foram deixados no campo durante todo o período de estudo (setembro/1999 a junho/2001). Uma câmara de PVC (9.2 L) era acoplada a este anel para o acúmulo do gás traço em estudo. Água era adicionada à borda do anel para selar o sistema anel-câmara. 19
- Figura 1.4.** Precipitação mensal, proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) e temperatura do solo (0 – 10 cm) em parcelas de cerrado ss. e campo sujo protegidas do fogo e submetidas a queimadas prescritas da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas indicam a ocorrência das queimadas prescritas realizadas em setembro/2001. Estão representados a média±EP para os valores de EPPA (%) e as médias dos valores de temperatura. 26
- Figura 1.5.** Fluxos de NO do solo (média±EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As medidas de agosto/2000 no campo sujo foram realizadas antes da ocorrência das primeiras chuvas, e no cerrado ss. foram realizadas cinco dias após, tendo ocorrido chuvas acumuladas de 46,5 mm entre as medidas. O asterisco representa dados não coletados. 28
- Figura 1.6.** Fluxos de N₂O do solo (média±EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília - DF. O asterisco representa dados não coletados. A linha tracejada mostra o limite de detecção do sistema câmara-cromatografia (0,6 ng N cm⁻² h⁻¹). 29
- Figura 1.7.** Fluxos de CO₂ do solo (média±EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. Em agosto/2000 foram realizadas duas amostragens com intervalo de 2 dias entre elas: uma antes de uma chuva de 35 mm, A(1), e outra após esta chuva, A(2). O asterisco representa dados não coletados. 30
- Figura 1.8.** Efeito de uma adição artificial de água, realizada em julho/2000 no campo sujo protegido do fogo desde 1973, na proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) e nos fluxos de NO e CO₂ do solo (média±EP). Em um mesmo tratamento (controle = sem adição de água, 20 mm e 180 mm), letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, P<0,05). 32
- Figura 1.9.** Fluxos de NO (média±EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados. 34
- Figura 1.10.** Fluxos de N₂O (média±EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados. 35
- Figura 1.11.** Efeito de diferentes épocas de queimadas bienais prescritas nos fluxos de NO (média±EP) do solo em duas fisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. A queimada modal foi realizada na segunda quinzena de agosto/2000 e a tardia foi realizada na segunda quinzena de setembro/2000. (-1) = um dia antes da queimada. 38

- Figura 1.12.** Fluxos de CO₂ (média±EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados..... 39
- Figura 1.13.** Efeito de diferentes épocas de queimadas bienais prescritas nos fluxos de CO₂ (média+EP) do solo (barras) e nos valores de EPPA (círculos) em duas fisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As queimadas precoce, modal e tardia foram realizadas na segunda quinzena de junho/2000, agosto/2000 e setembro/2000, respectivamente. (-1) = um dia antes da queimada..... 41
- Figura 2.1.** Vista dos diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. a) pastagem fertilizada. b) pastagem consorciada (+ *Stylosanthes guianensis*). c) pastagem tradicional e d) pastagem jovem. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes..... 74
- Figura 2.2.** Precipitação diária (barras) e proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) em solos sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002. As setas representam a ocorrência de veranicos (períodos de estiagem na estação chuvosa)..... 79
- Figura 2.3.** Concentrações de N-inorgânico (N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺) em solos sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002..... 81
- Figura 2.4.** Taxas de mineralização de N e nitrificação líquidas em solos sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002..... 82
- Figura 2.5.** Fluxos de NO do solo (média+EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002..... 84
- Figura 2.6.** Fluxos de N₂O do solo (média±EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002..... 85
- Figura 2.7.** Fluxos de CO₂ do solo (média+EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002. O asterisco representa dados não coletados. Em janeiro/2002, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, P<0.05)..... 87
- Figura 2.8.** Efeito de uma adição artificial de água (5 mm), realizada em setembro/2002, na proporção de espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens..... 88

(*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, $P < 0,05$) e as letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, $P < 0,05$). 89

Figura 2.9. Efeito de uma adição artificial de água (5 mm) , realizada em setembro/2002, na concentração de N-inorgânico ($N-NH_4^+ + NO_3^-$) disponível no solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, $P < 0,05$). 90

Figura 2.10. Efeito de uma adição artificial de água (5 mm), realizada em setembro/2002, nos fluxos de NO do solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, $P < 0,05$). 91

Figura 2.11. Efeito de uma adição artificial de água, realizada em setembro/2002, nos fluxos de CO₂ do solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, $P < 0,05$) e as letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, $P < 0,05$). 93

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1.** Densidade de lenhosas e principais características do solo (0 - 5 cm de profundidade) em áreas de cerrado ss. e campo sujo protegidas do fogo e submetidas a queimadas prescritas localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília - DF. 18
- Tabela 1.2.** Disponibilidade de N inorgânico (mg N kg^{-1}) em solos sob Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) submetidos a diferentes regimes de queima. As áreas localizam-se na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As queimadas precoce, modal e tardia ocorreram em junho, agosto e setembro de 2000, respectivamente. (*) Não mensurado. (-1) = 1 dia antes da queimada. Em uma mesma coluna, por regime de queima, letras diferentes representam diferenças significativas (Teste t ou Tukey, $P < 0,05$). 36
- Tabela 1.3.** Concentração de N-inorgânico do solo, taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação, produção de serapilheira e fluxos anuais de N via mineralização, nitrificação e serapilheira em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As áreas não queimadas estão protegidas do fogo desde 1973 e as áreas queimadas foram submetidas a queimadas prescritas bienais desde 1992. Em uma mesma linha, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$). 43
- Tabela 1.4.** Biomassa rasteira, concentração de N nas folhas e estoque de N em áreas de campo sujo localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE)*. A áreas não queimada estava protegida do fogo desde 1973 e a área queimada foi submetida a queimadas prescritas bienais desde 1992. 44
- Tabela 1.5.** Emissões de NO do solo de savanas tropicais (modificado de Davidson & Kinglerlee 1997)*. 50
- Tabela 1.6.** Fluxos de CO_2 do solo em savanas tropicais e subtropicais (modificado de Zepp *et al.* 1996). 56
- Tabela 2.1.** Concentração de nutrientes adicionada ao solo sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999) (Fonte: Corazza 2002). 71
- Tabela 2.2.** Principais propriedades do solo (0-10 cm) e biomassa vegetal dos diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina - GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes.*. 73
- Tabela 2.3.** Médias (EP) de N-inorgânico disponível no solo e taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação entre novembro 2001 e abril 2002 em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Em uma mesma coluna, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$). 83
- Tabela 2.4.** Carbono da biomassa microbiana do solo (mg C kg solo^{-1}) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Valores representam a média (DP). Em uma mesma coluna, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$). 86
- Tabela 2.5.** Fluxo de N_2O , NO, N-inorgânico disponível e EPPA (%) do solo na pastagem jovem (*Brachiaria brizantha*) em outubro/2001 na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Esta pastagem foi instalada em 1999, onde anteriormente havia um cerradão. 97
- Tabela 2.6.** Estoque de carbono (kg C m^{-2}) em diferentes profundidades do solo (0 - 20, 0 - 100, e 0 - 200 cm) sob diferentes tipos de fitofisionomias de Cerrado (Fonte: Lardy *et al.* 2002). 101
- Tabela 2.7.** Fluxos médios de NO e CO_2 e emissões de C e N do solo sob Cerrado (cerrado ss. e campo sujo) da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF e pastagens (*Brachiaria brizantha*) da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Na RECOR, as áreas não queimadas estavam protegidas do fogo

desde 1973, enquanto as áreas queimadas foram submetidas a queimadas prescritas bienais desde 1992. Na Fazenda Rio de Janeiro, as pastagens faziam parte de um experimento de recuperação de pastagens degradadas e tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), com exceção da pastagem jovem, que foi instalada neste ano. 102

CONTRIBUIÇÃO DOS SOLOS DE CERRADO DO BRASIL CENTRAL PARA AS EMISSÕES DE GASES TRAÇO (CO₂, N₂O E NO): SAZONALIDADE, QUEIMADAS PRESCRITAS E MANEJO DE PASTAGENS DEGRADADAS

INTRODUÇÃO

Os óxidos de nitrogênio (N₂O e NO) e o dióxido de carbono (CO₂) exercem um papel importante na química da atmosfera e as suas emissões para a atmosfera têm aumentado nas últimas décadas (IPCC 2001), representando também uma perda de nutrientes no sistema.

Os solos são uma das fontes de gases traço para a atmosfera e a sua produção está relacionada à processos de decomposição da matéria orgânica e mineralização dos nutrientes. Tais processos são mediados pela ação microbiana (Firestone & Davidson 1989, Amundson & Davidson 1990), a qual por sua vez, é influenciada pelas características físicas (p.ex., textura, densidade, temperatura e umidade) e químicas (p.ex., capacidade de troca catiônica e concentração de nutrientes) do solo.

Os solos da floresta amazônica têm sido apontados como uma importante fonte de emissões de N₂O e NO (Kaplan *et al.* 1988, Keller *et al.* 1986, Luizão *et al.* 1989, Verchot *et al.* 1999) contribuindo com a emissão de 1,4 a 2,4 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de N₂O e de 1,4 a 1,7 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de NO. Davidson *et al.* (2000) observaram emissões anuais de CO₂ entre 20 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em solos de floresta primária e 18 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em uma floresta secundária. A magnitude destas emissões é bastante influenciada pelas mudanças no uso da terra, que por sua vez estão freqüentemente associadas ao uso de queimadas.

As queimadas promovem remoção da serapilheira, exposição do solo, remoção dos tecidos aéreos, incremento da disponibilidade de luz e enriquecimento temporário de nutrientes minerais na superfície do solo (Batmanian 1983, Miyanishi & Kellman 1986). A redução da

biomassa vegetal e do folheto alteram os fluxos de energia, nutrientes e água entre solo, planta e atmosfera, alterando também o *status* nutricional do sistema (Frost & Robertson 1987).

O desmatamento de áreas nativas para fins agropecuários é outro fator que influencia fortemente a ciclagem de N no solo (mineralização, nitrificação, denitrificação e emissões de óxidos de nitrogênio). Aumentos nas emissões de N_2O e NO têm sido observados em pastagens tropicais recentes quando comparadas com a floresta original (Luizão *et al.* 1989, Matson *et al.* 1990, Keller *et al.* 1993, Weitz *et al.* 1998). Entretanto, este efeito pode variar em intensidade e tempo de duração. Em pastagens com idade entre 10-20 anos na Costa Rica, as emissões de óxidos de nitrogênio declinam a valores menores em relação à floresta original (Keller & Reiners, 1994) enquanto no Brasil os picos de emissões após o desmatamento de florestas podem durar menos que um ano (Verchot *et al.* 1999). Em um estudo realizado em Rondônia, Melillo *et al.* (2001) observaram que as emissões de N_2O do solo sob pastagens recém criadas eram duas vezes e meia maiores em relação às da floresta nos primeiros dois anos ($5,0 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ versus $1,9 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), enquanto as emissões de pastagens com mais de 3 anos foram um terço menores ($1,4 \text{ N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Esta redução provavelmente é causada pelo decréscimo nas taxas de ciclagem de N e mudanças na natureza dos reservatórios de N inorgânico, passando de NO_3^- dominante nas florestas para NH_4^+ nas pastagens. Esta alteração parece estar relacionada com mudanças nas taxas de nitrificação devido às mudanças no uso da terra.

Informações sobre as emissões de gases traço em solos do Cerrado são muito escassas, principalmente em relação às emissões de óxidos de nitrogênio. Trabalhos anteriores no Cerrado, em geral, restringiram-se a experimentos de curta duração, e na sua maioria realizados em períodos menores ou iguais a mês (Poth *et al.* 1995, Anderson & Poth 1998, Verchot *et al.* 1999). Em outros, de duração mais longa, abordou-se as emissões de óxido nítrico (Nobre 1994, Saminêz 1999) mas não as de óxido nítrico. Devido à sua extensão, ocupando cerca de

22% do território nacional e às intensas mudanças no uso da terra com a utilização de queimadas para o manejo, os solos sob Cerrado podem ser uma importante fonte de gases traço para a atmosfera. Outro fator ecológico relevante é a distribuição sazonal da precipitação. A estação seca pode oscilar entre 4 e 6 meses (Assad *et al.* 1993). As médias anuais de precipitação variam entre 750 e 2000 mm na região do Cerrado sendo que 65% da região recebe entre 1200 e 1600mm (Adámoli *et al.* 1986). A redução na disponibilidade de água durante a estação seca pode se tornar um fator limitante para os processos de decomposição da matéria orgânica, e conseqüentemente para as emissões de gases traço, uma vez que estes são processos mediados pela atividade microbiana (Amundson & Davidson 1990).

Dentro deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo estudar as emissões de gases traço (N_2O , NO e CO_2) pelo solo em áreas nativas de Cerrado e em pastagens, formas de uso da terra predominantes na região dos Cerrados.

No primeiro capítulo foram abordadas as emissões em áreas nativas considerando-se duas diferentes fitofisionomias de Cerrado: campo sujo (cobertura arbórea menor que 5%) e cerrado *sensu stricto* (cobertura arbórea entre 20% e 50%). Foram estudadas as variações sazonais ao longo de 22 meses de estudos e os efeitos de queimadas prescritas.

O segundo capítulo abordou emissões em áreas de pastagem degradada e em fase de recuperação (através de fertilização e consórcio com leguminosa). O experimento inclui ainda uma parcela de pastagem instalada há 2 anos em uma área nativa visando observar efeitos da conversão mais recente sobre os fluxos de gases traço.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Características e importância dos gases traço

Como um gás estufa, o N_2O é 200 vezes mais efetivo do que o CO_2 , tanto em massa quanto por molécula. Com uma concentração na atmosfera em torno de 310 partes por bilhão

por volume (ppbv), sua concentração tem aumentado 0,2-0,3% ao ano nos últimos 20-30 anos (Rasmussen & Khalil 1986). Além do potencial como gás estufa, outro fator que gera a necessidade de redução nas emissões deste gás é o seu tempo de residência na atmosfera (150 anos). Ou seja, uma vez emitido, a sua ação terá um efeito prolongado.

O NO possui um papel importante na regulação do O₃ na troposfera. A oxidação de NO também é responsável por deposição ácida, através da formação de HNO₃. Tal deposição, inicialmente estudada na Europa e América do Norte, tem ocorrido também nos trópicos: o fenômeno da chuva ácida foi observado na Venezuela, África, Austrália e Brasil (Crutzen & Andreae 1990). Uma vez produzido e difundido para a atmosfera, o NO não alcança a estratosfera. Sua presença nas regiões de maior altitude da atmosfera é devido a oxidação de N₂O. Uma vez formado, ele participa de reações de oxidação com o O₃, reduzindo a concentração deste gás na estratosfera (Cicerone 1987).

A liberação de CO₂ para a atmosfera tem ocorrido em uma velocidade maior do que a capacidade dos oceanos e da vegetação terrestre em removê-lo. Em 1765, antes da revolução industrial, a atmosfera era composta por 280 ppm (partes por milhão) de CO₂. Em 1990, a concentração já havia alcançado 353 ppm (Cowie 1998). Apesar da existência de gases mais eficazes na absorção da radiação infravermelha, o CO₂ é responsável por 60% do efeito estufa, devido a sua maior concentração na atmosfera (Kirchhoff 1992).

Produção dos gases traço nos solos

A produção de N₂O, NO e CO₂ nos solos está intimamente relacionada com a decomposição da matéria orgânica, que é mediada por microorganismos. O processo de mineralização de N da matéria orgânica do solo (MOS) se inicia com a formação de NH₄⁺, que pode acumular no solo pela lise das células de microorganismos, bem como pelo processo de amonificação, desempenhado por microorganismos heterotróficos. O NH₄⁺ na solução do solo

pode ser captado pelas plantas, imobilizado por microrganismos ou fixado nas argilas minerais. O restante pode ser oxidado a NO_3^- por bactérias quimioautotróficas do gênero *Nitrosomas* e *Nitrobacter*, que associam este processo à fixação de carbono. O NO_3^- pode ser absorvido por plantas e microrganismos. As formas de perda de N pelo sistema seriam pela lixiviação ou na forma de gases de nitrogênio (Schlesinger 1997).

Em condições anaeróbicas, dois processos principais podem reduzir o NO_3^- do solo: a denitrificação e a redução dissimilatória de nitrato a amônio (Tiedje 1988). Bactérias do gênero *Pseudomonas* são os denitrificadores mais conhecidos, apesar de outros gêneros já terem sido identificados (Tiedje *et al.* 1989).

Tanto N_2O quanto NO são produzidos via nitrificação e denitrificação. A nitrificação produz relativamente mais NO enquanto a denitrificação, N_2O . As taxas de ambos os processos são afetadas pelas entradas de nitrogênio em florestas tropicais: a nitrificação pelo aumento das entradas de NH_4^+ e pelo aumento na ciclagem de N nos solos; e o nitrato, produto da nitrificação, pode se acumular no solo caso seja produzido além da demanda de microrganismos e plantas, potencializando a ocorrência de denitrificação (Matson *et al.* 1999).

Integrando os processos de produção de NO e N_2O , Firestone & Davidson (1989) sugeriram uma analogia destas reações a um fluxo através de um cano perfurado (Figura 1). Os autores reconheceram dois níveis de regulação dos fluxos destes gases: 1) fatores que afetam as taxas de nitrificação e/ou denitrificação (i.e., quanto N é movimentado pelo tubo), 2) fatores que afetam os produtos destes processos (i.e., o tamanho das perfurações no tubo pelos quais os óxidos de nitrogênio podem escapar).

De acordo com este modelo, a emissão total de óxidos de nitrogênio dos solos está diretamente relacionada com a disponibilidade de nitrogênio do sistema. Verchot *et al.* (1999) testaram esta hipótese em solos do sudeste da Amazônia e verificaram uma relação positiva e significativa entre o fluxo de óxidos de nitrogênio e as taxas de ciclagem de nitrogênio

(nitrificação e mineralização líquida e nitrificação potencial). Resultado similar foi observado por Parsons *et al.* (1996) em solos sob savana africana.

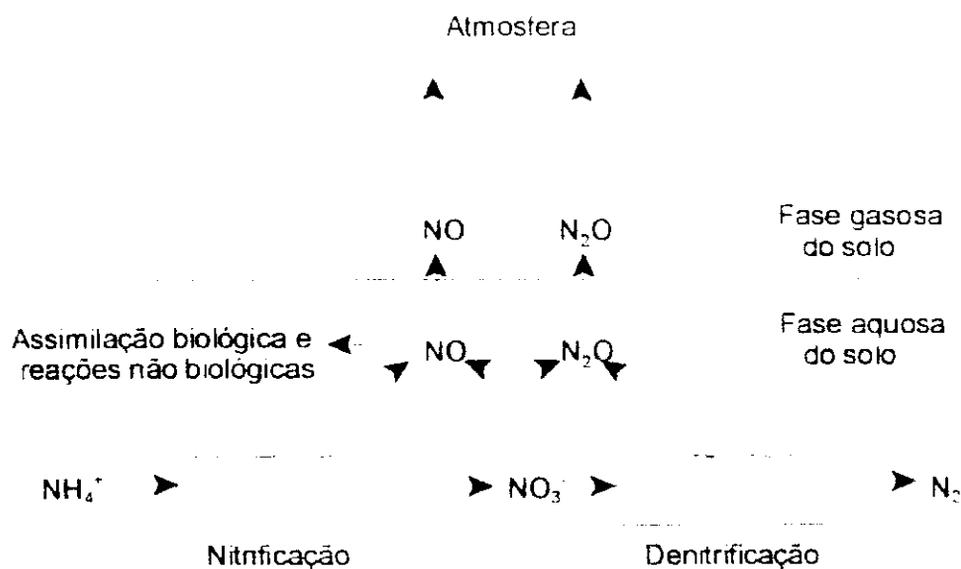


Figura 1. Modelo conceitual do tubo perfurado (hole in the pipe – HIP), mostrando a interconexão dos processos de produção de óxidos de nitrogênio em solos (Firestone & Davidson 1989).

A produção de gases nitrogenados está relacionada com o teor de umidade do solo. A produção de NO via nitrificação ou uma combinação deste processo com reações abióticas (quimiodenitrificação) são dominantes em solos secos. Em níveis intermediários de umidade, tanto NO quanto N₂O são produzidos pela nitrificação e denitrificação, e muito dos gases produzidos resultam em fluxo líquido do solo. Em condições de umidade mais alta, uma quantidade maior do NO produzido é consumido antes de escapar do solo e o N₂O difunde-se gradualmente nos solos ou permanece na fase aquosa até que a difusão gasosa ocorra quando o solo estiver mais seco. Sob condições bastante úmidas somente N₂ é produzido. As taxas

relativas de fluxo e os conteúdos de umidade para que ocorra cada um destes processos ainda não estão bem elucidados (Davidson *et al.* 1991).

A respiração do solo é o fluxo de CO₂ da superfície solo-serapilheira e é formado pelos processos de respiração radicular, decomposição microbiana da MOS (morte de raízes), exudatos de raízes, e hifas de micorrizas, além da decomposição microbiana da serapilheira (Davidson *et al.* 2002).

Em associação ao processo de respiração do solo, nutrientes orgânicos são mineralizados em formas inorgânicas, que podem ser disponibilizados posteriormente para os próprios microrganismos ou para as plantas (van de Geijn & van Veen 1993). A produção de CO₂ em maiores profundidades pode ocorrer pela decomposição de substâncias húmicas distribuídas no perfil do solo (Schlesinger 1997).

REFERÊNCIAS CITADAS

- Adámoli, J., J. Macedo, L.G. Azevedo, J.M. Netto. 1986. Caracterização da região dos cerrados. In: Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo. W.J. Goedert (ed.). Planaltina: EMBRAPA-CPAC. São Paulo. p 33-74.
- Amundson, R.G., E.A. Davidson. 1990. Carbon dioxide and nitrogenous gases in the soil atmosphere. *Journal of Geochemical Exploration* 38: 13-41.
- Anderson, I.C., M.A. Poth. 1998. Controls of fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. *Journal of Environmental Quality* 27: 1117-1124.
- Assad, E.D., E.E. Sano, R. Masutomo, L.H.R. Castro, F.M. Silva. 1993. Veranicos na região dos cerrados brasileiros: frequência e probabilidade de ocorrência. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 28: 993-1002.
- Batmanian, G.J. 1983. Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um Cerrado. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- Cicerone, R.J. 1987. Changes in stratospheric ozone. *Science* 237:35-42.
- Cowie, J. 1998. *Climate and human change: Disaster or opportunity?* Parthenon Publishing, New York, USA. 368 pp.
- Crutzen, P.J., M.O. Andreae. 1990. Biomass burning in the tropics: Impacts on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* 250: 1669-1678.
- Davidson, E.A., K. Savage, P. Bolstad, D.A. Clark, P.S. Curtis, D.S. Ellsworth, P.J. Hanson, B.E. Law, Y. Luo, K.S. Pregitzer, J.C. Randolph, D. Zak. 2002. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 113: 39-51.
- Davidson, E.A., L.V. Verchot, J.H. Cattanio, I.L. Ackerman, J.E.M. Carvalho. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48: 53-69.
- Davidson, E.A., P.M. Vitousek, P.A. Matson, R. Riley, G. García-Méndez, J.M. Maass. 1991. Soil Emissions of Nitric Oxide in a Seasonally Dry Tropical Forest of México. *Journal of Geophysical Research* 98: 15439-15445.
- Firestone, M.K., E.A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. M.O. Andreae, D.S. Schimel (eds.). Wiley, New York. p. 7-21.
- Frost, P.G.H., F. Robertson. 1987. The ecological effects of fire in savannas. In: Determinants of Tropical Savannas. B.H. Walker (ed.). IRL Press, Oxford. p. 93-139.
- IPCC 2001. Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. IPCC, Working Groups I & II. Cambridge, Cambridge Univ. Press
- Kaplan, W.A., S.C. Wofsy, M. Keller. 1988. Emission of NO and deposition of O₃ in a tropical forest system. *Journal of Geophysical Research* 93:1389-1395.
- Keller, M., W.A. Reiners. 1994. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles* 8: 399-409.
- Keller, M., E. Veldkamp, A.M. Weitz, W.A. Reiners. 1993. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. *Nature* 365: 244-246.
- Keller, M., W.A. Kaplan, S.C. Wofsy. 1986. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research* 91 (11): 791-802.
- Kirchhoff, V.W.J.H. 1992. Queimadas na Amazônia e efeito estufa. Editora Contexto, São Paulo. 118 p.
- Luizão, F.J., P.A. Matson, G. Livingston, R. Luizão, P.M. Vitousek. 1989. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. *Global Biogeochemical Cycles* 3: 281-285.
- Matson, P.A., McDowell, W.H., Townsend, A.R., Vitousek, P.M. 1999. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46:67-83.
- Matson, P.A., P.M. Vitousek, G.P. Livingstone, N.A. Swanberg. 1990. Sources of variation in nitrous oxide from

Amazonian ecosystems. *Journal of Geophysical Research* 95:16789-16798.

- Melillo, J. M., P. A. Steudler, B. J. Feigl, C. Neill, D. Garcia, M.C. Piccolo, C.C. Cerri, H. Tian. 2001. Nitrous oxide emissions from forests and pastures of various ages in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research* 106: 34179-34188.
- Miyaniishi, K., M. Kellman. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna scrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. *Biotropica* 18:224-230.
- Nobre, A.D. 1994. Nitrous oxide emissions from tropical soils. PhD Thesis. University of New Hampshire.
- Parsons, D.A.B., M.C. Scholes, R.J. Scholes, J.S. Levine. 1996. Biogenic NO emissions from savanna soils as a function of fire regime, soil type, soil nitrogen, and water status. *Journal of Geophysical Research* 101: 23683-23688.
- Poth, M.A., I.C. Anderson, H.S. Miranda, A.C. Miranda, P.J. Riggan. 1995. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄, and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 503-513.
- Rasmussen, R.A., M.A.K. Khalil. 1986. Atmospheric trace gases: Trends and distributions over the last decade. *Science* 232:1623-1624.
- Saminêz, T.C.O. 1999. Efeito do sistema de cultivo, tensão de água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de Cerrados. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia e Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 99p.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, California, USA. 588 p.
- Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of anaerobic microorganisms*. A.J.B Zehnder (ed.). John Wiley & Sons, Inc. p. 179-243.
- Tiedje, J.M., S. Simkins, P.M. Groffman. 1989. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommend protocols for acetylene based methods. *Plant and Soil* 115:261-284.
- van de Geijn, S.C., J.A. van Veen. 1993. Implications of increased carbon dioxide levels for carbon input and turnover in soils. *Vegetatio* 104/105:283-292.
- Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattânio, I.L. Ackerman, H.E. Erickson, M. Keller. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemistry, Cycles* 13: 31-46.
- Weitz, A.M., E. Veldkamp, M. Keller, J. Neff, P.M. Crill. 1998. Nitrous oxide, nitric oxide, and methane fluxes from soils following clearing and burning of tropical secondary forest. *Journal of Geophysical Research* 103: 28047-28058.

CAPÍTULO 1. EFEITOS DA SAZONALIDADE E DE QUEIMADAS PRESCRITAS NAS EMISSÕES DE GASES TRAÇO DO SOLO EM ÁREAS NATIVAS DE CERRADO

Resumo

O Cerrado vem sofrendo rápidas mudanças no uso da terra que são acompanhadas frequentemente pelo fogo. Estas alterações têm impactos nas emissões de óxidos de nitrogênio e na respiração (emissão de CO₂) do solo. Estes gases têm papel importante na química da atmosfera. As emissões do solo de NO, N₂O e CO₂ foram mensurados entre setembro/1999 a junho/2001 em dois tipos de vegetação de Cerrado na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE - 15° 56'S, 47° 53'W - Brasília-DF): cerrado *stricto sensu* e campo sujo. Uma parcela de cada fitofisionomia sofreu queimadas prescritas a cada 2 anos desde 1992 e outra parcela foi protegida do fogo desde 1973. Os fluxos de N₂O medidos, independente do tratamento, ficaram abaixo do limite de detecção (0,6 ng N cm⁻² h⁻¹). Os fluxos de NO do solo ao longo do ano variaram em torno de 0,5 ng N cm⁻² h⁻¹. As emissões anuais de N do solo na forma de NO foram semelhantes no campo sujo queimado (0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) e no cerrado queimado e não queimado (ambos 0,4 kg N ha⁻¹ ano⁻¹). O campo sujo não queimado apresentou a menor emissão (0,1 kg N ha⁻¹ ano⁻¹). Um experimento de adição artificial de água realizado no campo sujo não queimado em julho/2000 demonstrou a importância potencial das primeiras chuvas nos picos de fluxos de NO. Após a adição de água, os fluxos aumentaram aproximadamente 100 vezes (de 0,1 para cerca de 9 ng NO-N cm⁻² h⁻¹), porém este efeito foi de curta duração, pois 2 dias após a adição os fluxos eram semelhantes aos antes da adição. Em relação a respiração do solo, durante a estação seca, não houve diferença nos fluxos de CO₂ entre as parcelas queimadas e não queimadas, e as médias variaram entre 1,6-3,2 μmol m⁻² s⁻¹. As diferenças entre os tratamentos de queima foram mais evidentes na estação chuvosa. Entre as parcelas de cerrado ss., houve uma tendência da parcela queimada apresentar maiores

emissões anuais de C pela respiração do solo (queimado = $16,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, não queimado = $14,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), enquanto entre as parcelas de campo sujo, a diferença foi significativa (queimado = $16,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, não queimado = $13,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Mudanças na estrutura da vegetação em decorrência de freqüentes queimadas prescritas podem ter contribuído para estas diferenças. A umidade do solo também foi um fator importante controlando os fluxos de CO_2 , pois as emissões foram maiores na estação chuvosa.

Abstract

The Cerrado (Brazilian Savanna) is experiencing fast changes in land use, frequently accompanied by the fire. These changes have impacts on the emissions of nitrogen oxides and on the soil respiration (CO_2 emission). These gases play important role in the atmosphere chemistry. The soil emissions of NO , N_2O and CO_2 were measured between September/1999 and June/2001 in two vegetation types of Cerrado in the Reserva Ecologica do Roncador (RECOR/IBGE - $15^\circ 56'S$, $47^\circ 53'W$ - Brasilia-DF): cerrado sensu stricto (ss.) and campo sujo. A plot of each vegetation type was subjected to prescribed fire every 2 years since 1992 or has been protected from fire since 1973. The N_2O fluxes of all treatments were below the detection limit ($0.6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). The NO soil fluxes along the year were about $0.5 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. The annual soil emissions of N via NO fluxes were similar in the burned campo sujo ($0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and in the burned and unburned cerrado ss. (both $0.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) while the unburned campo sujo fluxes were the lowest ($0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). A water addition experiment made in the unburned campo sujo in July/2000 indicated that the first rains may be important for peaks of NO fluxes. After the water addition, the fluxes increased approximately 100 times (from 0.1 to $\sim 9 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). However, this effect was short lived, because 2 days after the water addition the fluxes were similar to the values before addition. In relation to soil respiration, during the dry season, the CO_2 fluxes were similar between burned and

unburned plots, and the averages ranged from 1.6 to 3.2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. However, in the rainy season, differences between fire treatments could be observed. Among cerrado ss. plots, the burned plot tended to show larger annual emissions of C by soil respiration (burned = 16.6 Mg C $\text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$, unburned = 14.5 Mg C $\text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$), while among campo sujo plots, the difference was significant (burned = 16.9 Mg C $\text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$, unburned = 13.6 Mg C $\text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$). Changes in the vegetation structure due to frequent prescribed burning might have contributed to these differences. The soil humidity was also an important factor controlling the CO_2 fluxes, because the emissions were larger in the rainy season.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro em extensão com cerca de 2 milhões de km². Em geral, cinco tipos fisionômicos são reconhecidos ao longo de um gradiente de densidade de espécies lenhosas: campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* (ss.) e cerradão. A classe de solo predominante no Cerrado são os Latossolos, que cobrem 46% da região (Adámoli *et al.* 1986). São solos ácidos, profundos, pobres em nutrientes, que apresentam baixa capacidade de troca catiônica, elevada concentração de alumínio e possuem boa drenagem (Goedert *et al.* 1980).

O padrão de queda foliar está associado com a distribuição sazonal da precipitação, com picos de produção de serapilheira ocorrendo nos meses mais secos (Barros & Caldas 1980, Dutra 1987, Mantovani & Martins 1988, Miranda 1995, Morais *et al.* 1995, Pinto 1999, Nardoto 2000), associado à morte das gramíneas, promovem um acúmulo de material combustível na superfície do solo e potencializa a ocorrência de queimadas. Embora o fogo seja um fator natural em grande parte das savanas tropicais, a ação antrópica tem intensificado a sua ocorrência. A cada ano, aproximadamente 40% das savanas do mundo são queimadas durante a estação seca (Yienger & Levy 1995). O uso de queimadas entre os fazendeiros tem como principais objetivos promover a rebrota das pastagens, a fim de prover alimentação fresca para o gado durante a estação seca, e também como técnica para a abertura de áreas para o cultivo no início da estação chuvosa (Mistry 1998). Frequentemente, o fogo utilizado em propriedades rurais particulares é mal manejado e como consequência queimadas descontroladas atingem grandes áreas.

Queimadas frequentes provocam alterações na estrutura e composição da comunidade vegetal, como o aumento da importância do estrato herbáceo e extinção local de espécies lenhosas que não possuem adaptações para suportar o fogo, p.ex., casca espessa e meristemas protegidos (Sato 1996, Silva 1999). Por outro lado, a proteção contra o fogo promove um

efeito no sentido oposto, aumentando a abundância dos elementos lenhosos e favorecendo o surgimento de espécies sensíveis ao fogo (Moreira 1996). Estas alterações afetam a ciclagem de nutrientes nestes sistemas ao modificar os compartimentos de alocação de nutrientes entre camada lenhosa e herbácea da vegetação. Modificações nas taxas de emissões de gases traço do solo são esperadas como parte da ciclagem de nutrientes.

Entre os efeitos imediatos da queima, Batmanian (1983) observou observou-se um incremento temporário das concentrações de Ca, Mg, K e N no solo de superfície (0-5 cm), mas sem alterações da concentração de P. A deposição de cinzas na superfície do solo é benéfica para o crescimento de herbáceas e arbustos com raízes superficiais, uma vez que dispõem de grande quantidade de nutrientes e há uma redução da toxidez por Al (Batmanian & Haridasan 1985, Coutinho 1990). Logo após uma queimada prescrita foi observado um aumento temporário na concentração de NH_4^+ , enquanto a concentração de NO_3^- permaneceu constante (Nardoto 2000). No entanto, queimadas frequentes podem levar a um empobrecimento do sistema (Resende 2001). Estudando o efeito de queimadas na concentração de N-inorgânico em solos do Cerrado da Reserva Ecológica do IBGE, Kozovits *et al.* (1996) observaram que a concentração de amônio era duas vezes menor em uma parcela submetida a queimadas prescritas no início da estação seca em relação a parcela não queimada. Bustamante *et al.* (1998) também observaram que a concentração de amônio em um cerrado com exclusão de fogo era maior em relação a parcela submetida a queimadas bienais no final da estação seca, não sendo encontrada diferença na concentração de nitrato entre as duas áreas.

Este capítulo tem como objetivos: 1) avaliar os fluxos sazonais de gases traço (N_2O , NO e CO_2) em solos de Cerrado sob duas diferentes fitofisionomias (campo sujo e cerrado ss.) incluindo a avaliação de fatores que influenciam a emissão dos gases traço como umidade do solo, temperatura, taxas de mineralização/nitrificação líquidas e disponibilidade de N-inorgânico nos solos; e 2) avaliar os efeitos de curta e longa duração de queimadas prescritas

sobre as emissões dos gases traço do solo e sobre a disponibilidade de N-inorgânico no solo.

Foram testadas as seguintes hipóteses: i) o cerrado *sensu stricto*, por apresentar maior entrada de nutrientes via serapilheira, terá maiores emissões de gases traço quando comparado ao campo sujo; ii) devido ao empobrecimento de N do sistema, as parcelas submetidas a sucessivas queimadas prescritas terão menores emissões de gases traço quando comparadas as parcelas protegidas do fogo; iii) logo após uma queimada prescrita, haverá um aumento na disponibilidade de nitrogênio e também um aumento nas emissões de óxidos de nitrogênio; iv) as emissões de gases traços, que são mediadas pela atividade microbiana, serão maiores na estação úmida.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi conduzido na Reserva Ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR/IBGE), localizada a 35 km ao sul do centro de Brasília (15°56'S, 47°53'W) e a uma altitude média de 1100 m. A RECOR ocupa uma área de 1350 ha.

A estação seca ocorre entre os meses de maio e setembro e a estação úmida entre outubro e abril, sendo que 90% da precipitação ocorre na estação úmida (Figura 1.1). A precipitação média anual é em torno de 1500 mm.

As parcelas escolhidas para a instalação do experimento deste estudo fazem parte do Projeto Fogo (*Efeito de diferentes regimes de queima sobre a estrutura e dinâmica de comunidades de Cerrado em Brasília*). Este projeto, coordenado pela Profª. Heloisa Miranda (Departamento de Ecologia – UnB), foi estabelecido em 1990 e inclui áreas com diferentes regimes de queima em diferentes fitofisionomias de Cerrado.

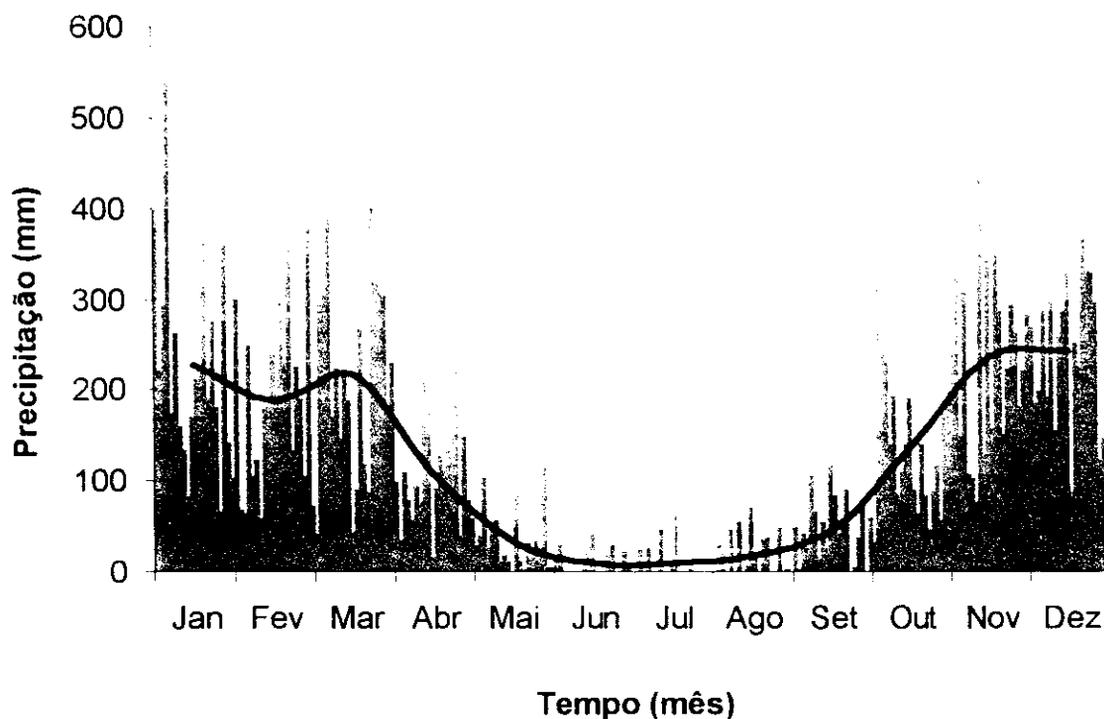


Figura 1.1. Distribuição mensal de chuvas em um período de 20 anos. Em cada mês estão representados os valores de precipitação entre 1980 e 1999. A linha representa a média de precipitação por mês neste período. Dados coletados na estação meteorológica da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF.

O manejo das queimadas pode variar em frequência (bienal ou quadrienal) e também de acordo com a época do ano: queimada **precoce** – início da estação seca (junho), queimada **modal** – meio da estação seca (agosto) e queimada **tardia** – final da estação seca. A maioria das parcelas experimentais tem área de 10 ha, com exceção das parcelas de campo sujo, que possuem aproximadamente 4 ha. As parcelas de cerrado *sensu stricto* (ss.) estão sobre Latossolo Vermelho, enquanto as de campo sujo estão sobre Latossolo Vermelho-Amarelo.

As determinações mensais das emissões de gases traço, mineralização de N e dados ancilários são referentes ao período entre setembro de 1999 e junho de 2001 em duas áreas de campo sujo e em duas áreas de cerrado ss. Em cada fitofisionomia, uma das parcelas está sendo submetida a queimadas bienais tardias (fim da estação seca = setembro) desde 1992 e a

outra encontra-se protegida do fogo desde 1973. Antes da primeira queimada prescrita, as parcelas estavam protegidas do fogo há 18 anos (Figura 1.2). Informações sobre a densidade de lenhosas e características do solo das diferentes parcelas estão descritas na Tabela 1.1.

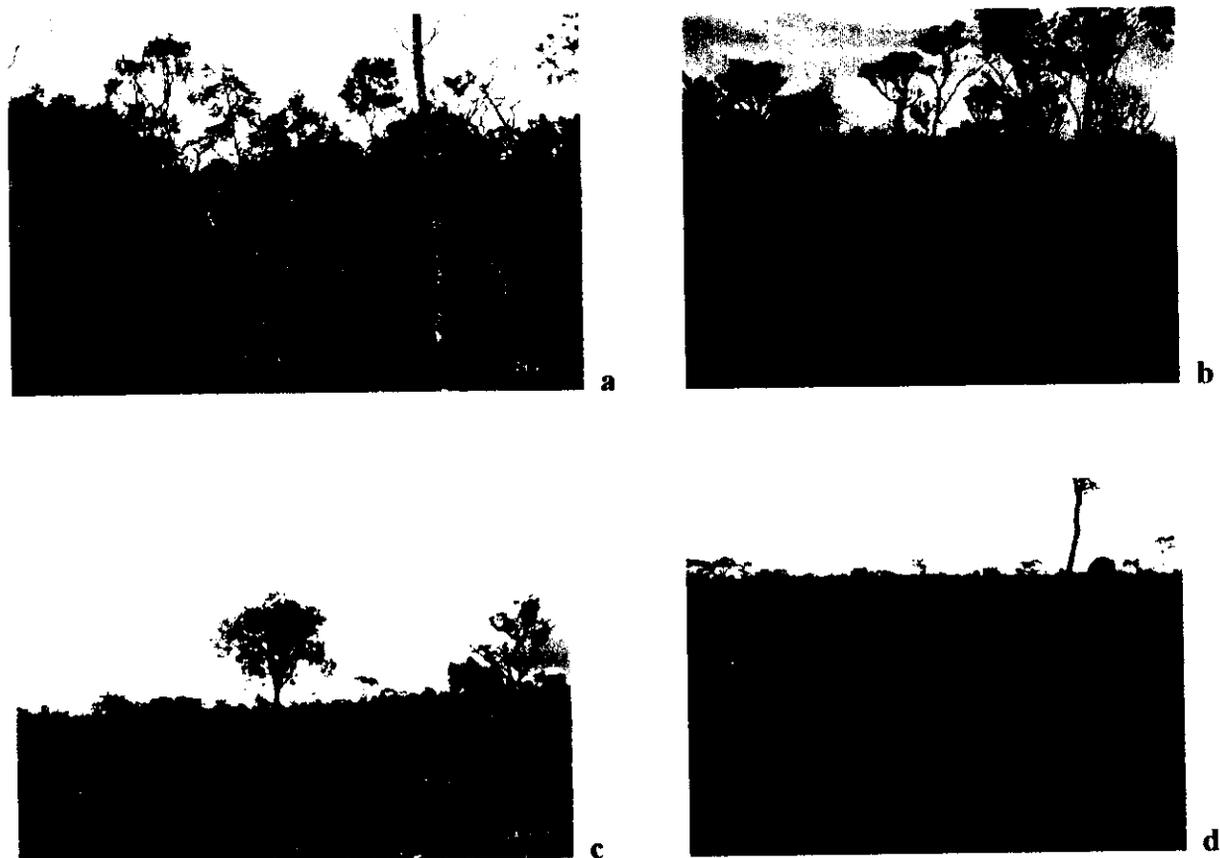


Figura 1.2. Vista das áreas estudadas: a) cerrado não queimado, b) cerrado queimado, c) campo sujo não queimado, d) campo sujo queimado. Estas parcelas fazem parte do Projeto Fogo, coordenado pela professora Heloísa Miranda (Departamento de Ecologia, UnB) e estão situadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As parcelas queimadas foram submetidas a queimas prescritas bienais desde 1992, enquanto as parcelas não queimadas estão protegidas desde 1973.

Tabela 1.1. Densidade de lenhosas e principais características do solo (0 – 5 cm de profundidade) em áreas de cerrado ss. e campo sujo protegidas do fogo e submetidas a queimadas prescritas localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília – DF.

	Cerrado ss.		Campo sujo	
	Não queimado	Queimado	Não queimado	Queimado
Densidade de lenhosas (ind. ha ⁻¹)	3150	1012	517	283
pH (H ₂ O) do solo*	4,4 (0,1)	4,6 (0,1)	4,7 (0,1)	5,0 (0,1)
Densidade aparente (g cm ⁻³)	0,64	0,67	0,73	0,79
Densidade da partícula (g cm ⁻³)	2,68	2,76	2,67	2,77
Areia (%)	15	21	18	30
Silte (%)	11	13	9	12
Argila (%)	76	68	73	58
C _{orgânico} (g kg ⁻¹)	32,0	28,6	26,1	24,1

+ Indivíduos com diâmetro ≥ 5 cm a 30 cm acima da base. Dados obtidos de Nardoto (2000) para o cerrado ss. e de Ottmar (2001) para o campo sujo.

*M.M.C Bustamante, dados não publicados.

Os dados sobre densidade aparente, densidade da partícula, textura e carbono orgânico do solo foram obtidos em Nardoto (2000) para o cerrado ss. e de Kato (2001) para o campo sujo.

Fluxo de gases traço do solo

Em setembro de 1999, em cada parcela de estudo, foram instalados em uma linha de amostragem quatro anéis com área interna de 366 cm² (Figura 1.3). Os anéis foram inseridos no solo a 5 cm de profundidade e com 5 m de distância entre eles. Os mesmos foram instalados uma semana antes das primeiras mensurações e não foram removidos até o final das mesmas (junho 2001). Em setembro de 2000 foram adicionados mais dois anéis em cada parcela, os quais foram instalados da mesma maneira que os anéis previamente existentes, perfazendo a partir deste mês um total de seis anéis por parcela.

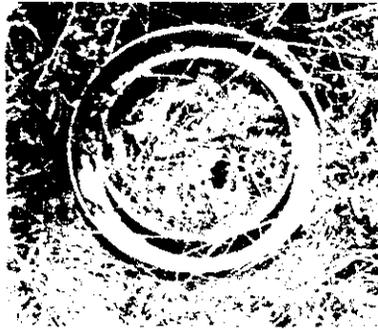


Figura 1.3. Anel de alumínio utilizado para as mensurações de gases traço do solo em áreas de Cerrado nativo na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. Os anéis, instalados uma semana antes das primeiras mensurações, foram deixados no campo durante todo o período de estudo (setembro/1999 a junho/2001). Uma câmara de PVC (9,2 L) era acoplada a este anel para o acúmulo do gás traço em estudo. Água era adicionada à borda do anel para selar o sistema anel-câmara.

O fluxo de todos os gases traço estudados (óxido nitroso - N_2O , óxido nítrico - NO e dióxido de carbono - CO_2) foi mensurado mensalmente pelo acúmulo do gás em câmaras instaladas nestes anéis. Água era adicionada à borda do anel (em forma de U) para selar o sistema anel-câmara. Utilizou-se câmaras de PVC com volume de 9,2 L (20 cm altura x 24,2 cm diâmetro). Estas câmaras possuíam uma abertura superior de 1,5 mm ("vent") para manter a pressão dentro da câmara enquanto a amostra de ar interna era retirada.

Fluxos de N_2O do solo

Os fluxos de N_2O foram determinados pelo método de câmara estática. Após o acoplamento da câmara ao anel, quatro amostras de ar de 40 mL foram coletadas na parte superior da câmara em intervalos de 10 minutos a partir do tempo zero por 30 minutos. Para a amostragem foram utilizadas seringas de náilon de 60 mL. As amostras foram analisadas no mesmo dia da amostragem, para minimizar a perda potencial de N_2O das seringas. A concentração de N_2O nas amostras foi mensurada utilizando um cromatógrafo a gás (Shimadzu GC 14A) equipado com um detector de captura de elétrons (^{63}Ni). Os gases foram separados

por uma pré-coluna de 1 m (Hayesep N) e uma coluna analítica de 2 m (Hayesep Q) à 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 através de 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 (P. Brooks)¹. O tempo de retenção dos picos de N₂O no cromatograma era de aproximadamente 1,3 min. Os dados foram adquiridos e analisados usando um computador pessoal equipado com o software PeakSimple.

Os fluxos foram calculados baseando-se na regressão linear da concentração do gás dentro da câmara versus tempo. O limite de detecção do sistema câmara-cromatografia (0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹), definido por Verchot *et al.* (1999), foi utilizado neste estudo uma vez que o sistema utilizado era semelhante nos dois trabalhos.

Fluxos de NO e CO₂

A técnica de câmara dinâmica foi utilizada para investigar os fluxos de NO e CO₂. O analisador de gás era conectado à câmara de PVC através de tubos de teflon, e após o acoplamento da câmara ao anel instalado no solo, obtinha-se um sistema de recirculação de ar. Para análise de NO, utilizou-se um aparelho que detecta NO₂ (Scintrex LMA-3, conhecido também como Noxbox) através de uma reação de quimioluminescência entre este gás e um reagente químico (Luminol). Esta reação libera fótons proporcionalmente à concentração de NO₂ da amostra. Devido ao detector deste aparelho ser sensível ao NO₂, é necessário fazer a oxidação de NO → NO₂ passando-se a amostra de ar por óxido de cromo (CrO₃). A eficiência da oxidação de NO pelo CrO₃ diminui com o aumento da umidade da amostra. Então, a

¹ Dr. Paul Brooks. University of California at Berkeley

remoção da umidade foi feita passando a amostra por um tubo permeável a H₂O (nafion) que estava envolto por um dessecador. Mediu-se o acúmulo do gás no conjunto câmara-anel por 5 min, com uma vazão pelo sistema de 0,65 L min⁻¹ controlada por um rotâmetro. Os valores obtidos no analisador de NO₂ foram corrigidos para partes por bilhão por volume (ppbv). Devido o detector de NO₂ apresentar uma menor sensibilidade a baixas concentrações, utilizou-se uma equação apropriada para este tipo de resposta (E. A. Davidson², comunicação pessoal):

$$Y = aX + b\sqrt{X} + c$$

onde:

Y é a concentração de NO₂ em ppbv e X é o valor obtido no equipamento.

Para o estudo da respiração do solo, a análise da concentração de CO₂ dentro do conjunto câmara-anel foi realizado com um analisador de gás infra vermelho (IRGA - LiCor 6200) e o tempo de acúmulo do gás foi de 3 min. O ar foi recirculado a uma vazão de 1 L min⁻¹. O fluxo de CO₂ do solo foi calculado por uma regressão da porção linear da relação entre tempo e concentração dentro da câmara, que usualmente estava entre 1 e 3 min após o acoplamento da câmara.

Para o cálculo das emissões anuais de NO e CO₂ do solo utilizou-se os fluxos médios destes gases nos 12 meses anteriores ao final do estudo e suas respectivas unidades (ng N-NO cm⁻² h⁻¹ e μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) foram convertidas para kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

² Dr. Eric A. Davidson. The Woods Hole Research Center

Umidade do solo e temperatura

A umidade do solo foi estimada mensalmente através do método gravimétrico. Três amostras de solo (0 – 5 cm) por tratamento foram coletadas próximas aos anéis de amostragem de gases traço e no laboratório foi realizada a pesagem do solo úmido (natural). Após a secagem a 105° C por 72 h, o solo foi novamente pesado. Os valores de teor gravimétrico de água θ_g (g g⁻¹) foram convertidos para proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) usando a fórmula fornecida por Linn & Doran (1984):

$$\text{EPPA \%} = (\theta_g \times d_a \times 100\%) / (1 - (d_a / d_p))$$

onde **da** é a densidade aparente (g cm⁻³) e **dp** é a densidade da partícula (g cm⁻³).

Flutuações no EPPA têm bastante efeito nos processos aeróbicos/anaeróbicos do solo, bem como nas trocas de gases entre solo-atmosfera. Por estas razões, alguns autores recomendam o uso do EPPA como parâmetro para expressar o impacto do teor de água no solo (Fenchel *et al.* 1988).

Durante a mensuração de gases traço, termopares (conexão tipo T) instalados nas câmaras permitiram a mensuração da temperatura do ar interno e a temperatura do solo a 10 cm de profundidade também foi medida. Umidade e temperatura do solo foram mensuradas em todos os experimentos realizados neste trabalho.

Efeito do fogo nos fluxos de gases traço do solo

Em 2000, a quinta seqüência de queimadas prescritas bienais foi realizada nas parcelas do Projeto Fogo da RECOR/IBGE.

Para avaliar o efeito do fogo nas emissões de gases traço do solo, além das parcelas **tardias** que já vinham sendo estudadas mensalmente desde setembro/1999, foram selecionadas parcelas de cerrado ss. e campo sujo que sofrem queimadas bienais **precoce** (início da seca = junho) e **modal** (meio da seca = agosto). Seis anéis com área interna de 366 cm² foram

instalados no solo nas parcelas de queimada **precoce** e **modal**. A instalação dos anéis foi realizada de forma semelhante ao descrito anteriormente para as parcelas de queimada **tardia**. Os fluxos de gases traço do solo foram medidos um dia antes da queimada prescrita e 1, 5 e 30 dias após a queimada.

Efeito de uma adição artificial de água em campo sujo de Cerrado nos fluxos de gases traço do solo

Durante a estação seca de 2000 (entre 10 e 15 de julho), foi realizado um experimento de adição artificial de água no campo sujo protegido do fogo. Nove anéis (366 cm²) foram instalados, sendo que em três deles foram adicionados 6,58 L de água (equivalente a uma chuva de 180 mm) e em outros três anéis, foram adicionados 0,73 L (equivalente a uma chuva de 20 mm). Os três anéis restantes foram utilizados como controle, ou seja, sem adição de água. Os fluxos de NO, CO₂ e N₂O foram medidos antes da adição de água. Entre 15-20 min após a adição, foram medidos os fluxos de NO e CO₂. Amostras de N₂O foram retiradas 40 min após a adição de água. A medição dos fluxos de gases traço foi repetida 1, 2, 3 e 5 dias após a adição. Nove quadrados de 50 x 50 cm foram instalados ao lado de cada anel onde foram medidas as emissões de gases traço, possibilitando a coleta de amostras de solo (dentro dos quadrados) para estimar a umidade do solo. Nos quadrados simulou-se uma chuva de 20 mm adicionando-se 5 L de água, e outra de 180 mm adicionando-se 45 L de água.

N-inorgânico disponível, taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação

Os dados sobre N-inorgânico disponível no solo, taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação foram obtidos nos trabalhos de Viana (2002) para as parcelas de cerrado ss. e Siqueira (2002) para as parcelas de campo sujo, realizados no mesmo período das determinações de gases traço. Para determinação do N-inorgânico disponível, 10 amostras de

solo (0 – 5 cm) foram coletadas mensalmente próximo às bases instaladas para mensuração de gases traço. N-inorgânico das amostras de solo fresco foi extraído com solução de KCl (1 M) na proporção 1:12,5, seguida de agitação por 1 hora. As concentrações de amônio (NH_4^+) foram determinadas a partir da complexação com reagente de Nessler, enquanto as de NO_3^- por absorção na faixa do UV seguindo a metodologia de Meier (1991). A determinação da concentração de N-inorgânico disponível no solo também foi realizada no experimento de queimadas prescritas, nas três diferentes épocas de queima e nas duas fitofisionomias.

As taxas de mineralização de N e nitrificação líquidas foram calculadas a partir do método de incubação *in situ* de Adams & Attiwill (1986) e Adams *et al.* (1989), sendo 30 dias o tempo de incubação utilizado. Os métodos estão descritos em Nartodo 2000, Viana 2002 e Siqueira 2002.

Análise estatística

A distribuição normal foi testada utilizando-se o teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Os fluxos de NO do solo não apresentaram distribuição normal mesmo após tentativas de transformação dos dados. Para comparações das médias da proporção de espaço dos poros preenchido por água (EPPA %), temperatura do solo entre as parcelas e fluxos de CO_2 do solo nos experimentos de adição de água e queimada prescrita entre os dias utilizou-se análise de variância (ANOVA) seguida de teste Tukey de comparação múltipla. O teste t foi utilizado para comparar as médias dos fluxos de CO_2 entre os diferentes tipos de vegetação (cerrado ss. x campo sujo) e os diferentes tratamentos (não queimado x queimado) dentro da mesma fisionomia. As mesmas comparações foram feitas para os fluxos de NO do solo, porém utilizando-se os testes não-paramétricos equivalentes (Mann-Whitney e Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparação múltipla Nemenyi, quando necessário). A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a

relação entre os fatores ambientais (temperatura e umidade do solo) e os fluxos de CO₂, e a correlação de Spearman foi utilizada para os fluxos de NO_x, além de relacionar também com o N-inorgânico disponível no solo, e taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação.

RESULTADOS

Precipitação, umidade e temperatura do solo

A precipitação anual média (dados obtidos na Estação Meteorológica da RECOR/IBGE) entre julho/1999 e junho/2001 foi de 1491 ± 18 mm. O padrão de precipitação foi sazonal, sendo que em três meses em 2000 não houve precipitação (maio, junho e julho) (Figura 1.4). Em novembro de 1999 e 2000, início da estação chuvosa, foram observadas as maiores precipitações mensais (282 mm e 276 mm, respectivamente).

Os valores de espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) também apresentaram um padrão sazonal com valores entre 16 e 33 % na estação seca e 21 e 67 % na estação chuvosa (Figura 1.4). Considerando-se a média dos valores de EPPA (%) ao longo do estudo entre as parcelas, o campo sujo não queimado apresentou a maior média (35 %), enquanto o cerrado queimado, 30 % ($F = 3,185$, $P < 0,024$). O cerrado não queimado e o campo sujo queimado apresentaram valores intermediários (33 e 31 %, respectivamente).

A temperatura do solo também diferiu significativamente entre as parcelas ($F = 3,214$; $P = 0,026$), com a menor média no campo sujo controle (21,6 °C) e a maior, no campo sujo queimado (23,7 °C) (Figura 1.4). As parcelas de cerrado não queimado e queimado apresentaram temperaturas intermediárias (21,9 °C e 23,0 °C, respectivamente). Em maio/2000 foi observado o menor valor de temperatura do solo no campo sujo queimado (18,9 °C), e no mês seguinte no cerrado queimado (16,3 °C), cerrado não queimado (17,3 °C) e campo sujo não queimado (18,8 °C). Os picos de temperatura do solo observadas em outubro/2000 (~ 31

°C) ocorreram em função da queimada ocorrida em setembro/2000, pois o solo estava descoberto.

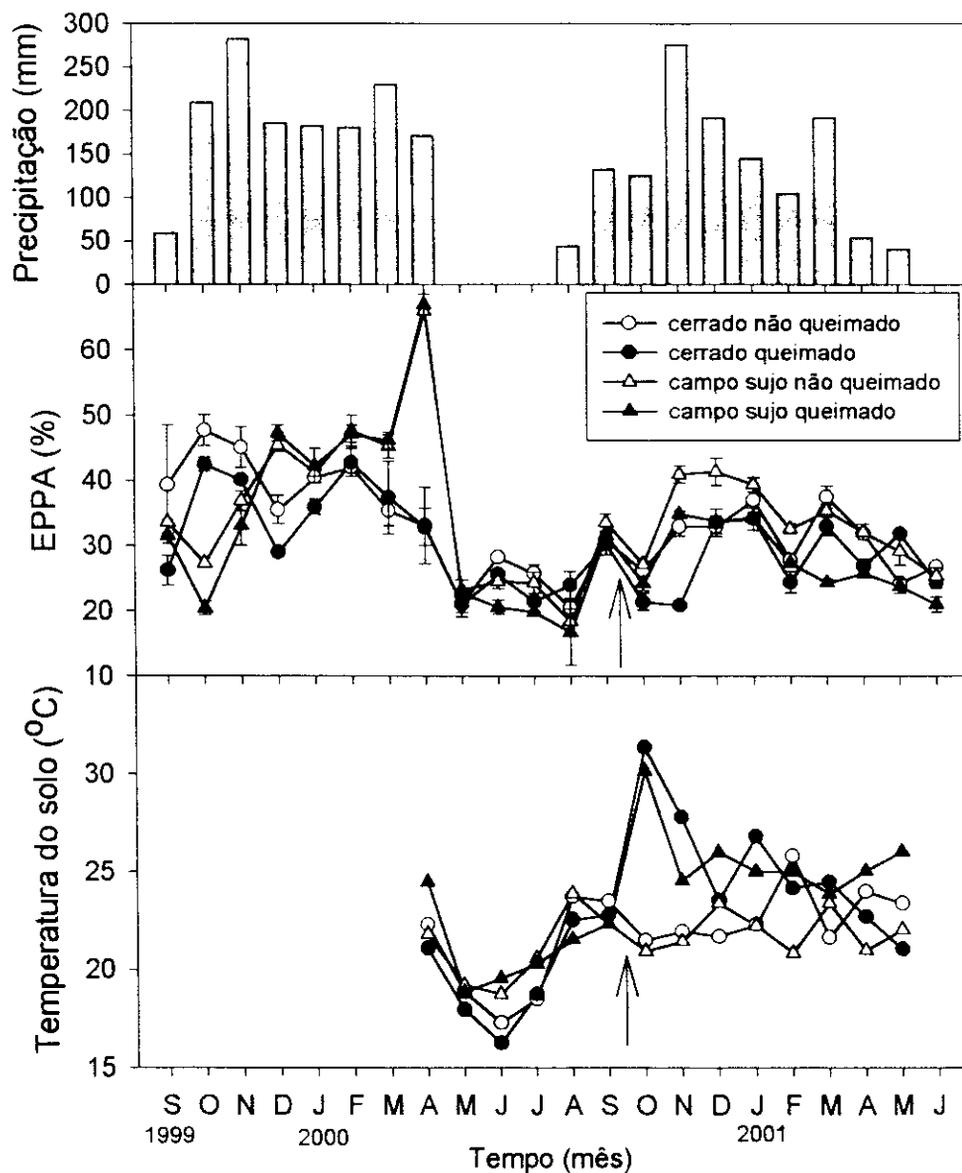


Figura 1.4. Precipitação mensal, proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) e temperatura do solo (0 – 10 cm) em parcelas de cerrado ss. e campo sujo protegidas do fogo e submetidas a queimadas prescritas da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas indicam a ocorrência das queimadas prescritas realizadas em setembro/2001. Estão representados a média±EP para os valores de EPPA (%) e as médias dos valores de temperatura.

Comparação dos fluxos de gases traço do solo em diferentes fisionomias de Cerrado protegidas do fogo

Emissões de NO e N₂O do solo

O cerrado ss. apresentou maiores emissões de NO que o campo sujo ($t = 567, P < 0,001$) (Figura 1.5). Baseando-se na média dos fluxos do solo durante o período de amostragem, as emissões de nitrogênio na forma de NO seriam de $0,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cerrado ss. e $0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no campo sujo.

A média do coeficiente de variação dos fluxos de NO calculados dentro de uma parcela ao longo do período de estudo foi de 87% no cerrado ss. (min, 34%; max, 144%) e de 133% no campo sujo (min, 73%; max, 228%).

Comparando-se os dados por mês, não foram observadas correlações entre as emissões de NO e a umidade e temperatura do solo, e nem com o N-inorgânico disponível ou taxas líquidas de mineralização e nitrificação.

Com as primeiras chuvas em agosto 2000, houve um aumento do fluxo de NO no cerrado ss. ($0,5$ a $1,0 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Porém, após um mês o fluxo foi semelhante ao valor antes da chuva. Este efeito não pôde ser avaliado no campo sujo pois a mensuração nesta parcela foi realizada antes das primeiras chuvas.

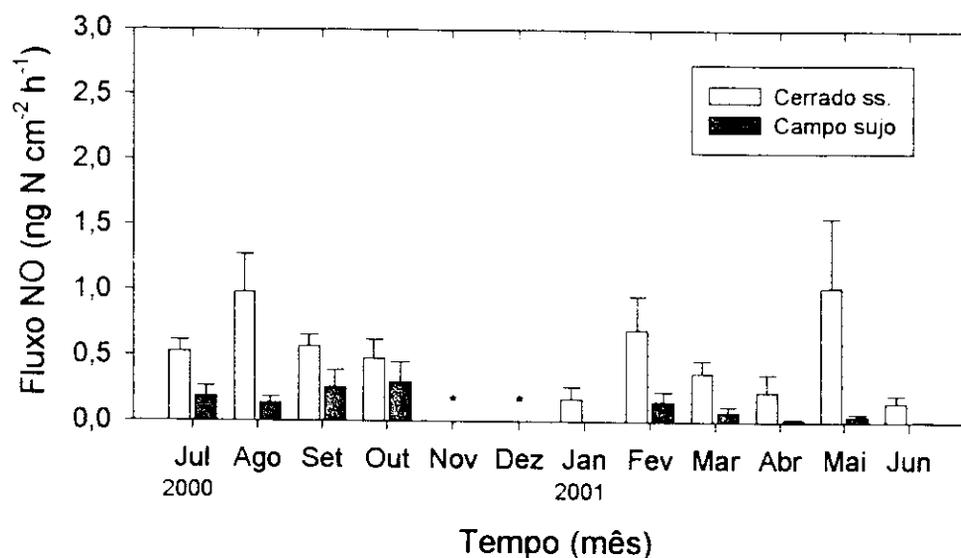


Figura 1.5. Fluxos de NO do solo (média+EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As medidas de agosto/2000 no campo sujo foram realizadas antes da ocorrência das primeiras chuvas, e no cerrado ss. foram realizadas cinco dias após, tendo ocorrido chuvas acumuladas de 46,5 mm entre as medidas. O asterisco representa dados não coletados.

A maioria dos fluxos de N₂O esteve abaixo do limite de detecção (0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹) (Figura 1.6). Fazendo uma proporção do número de fluxos calculados que apresentaram valores acima de 0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹ (produção de N₂O) e abaixo de - 0,6 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹ (consumo de N₂O), foi observado que o cerrado ss. apresentou produção em 9 % dos fluxos calculados e consumo em 10 %, enquanto o campo sujo apresentou produção em 13 % dos fluxos calculados e consumo em 23 %.

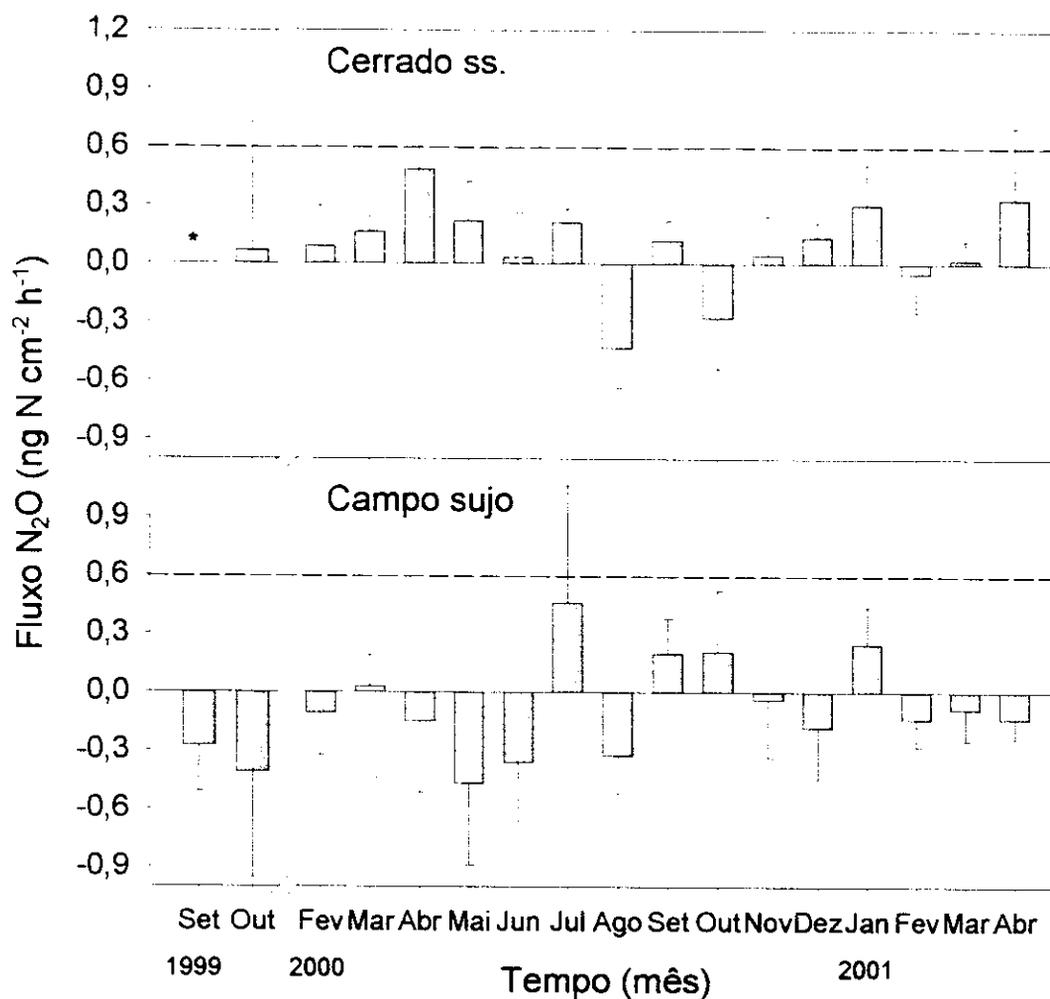


Figura 1.6. Fluxos de N₂O do solo (média±EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília - DF. O asterisco representa dados não coletados. A linha tracejada mostra o limite de detecção do sistema câmara-cromatografia (0,6 ng N cm⁻² h⁻¹).

Emissões de CO₂ do solo

As emissões de CO₂ foram maiores durante a estação chuvosa (Figura 1.7). Correlações positivas foram observadas entre os fluxos de CO₂ e a proporção de espaço dos poros preenchidos por água ($r = 0,41$; $P < 0,01$) e com a temperatura do solo (0-10 cm) ($r = 0,54$, $P < 0,01$). Uma regressão múltipla mostrou que estas duas variáveis explicaram 37% da variação nos fluxos de CO₂ ($F = 17,10$; $P < 0,01$).

A respiração do solo em julho 2000 foi de $2,1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ no cerrado ss. e no mês seguinte, após as primeiras chuvas, foi de $4,0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. No campo sujo foram feitas duas amostragens em agosto 2000, nos dias 28 e 30. Entre estas amostragens houve uma chuva de 35 mm e o fluxo de CO_2 do solo aumentou de 1,6 para $2,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

As emissões anuais de CO_2 não diferiram significativamente entre as fisionomias, sendo de $14,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cerrado ss. e $13,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no campo sujo.

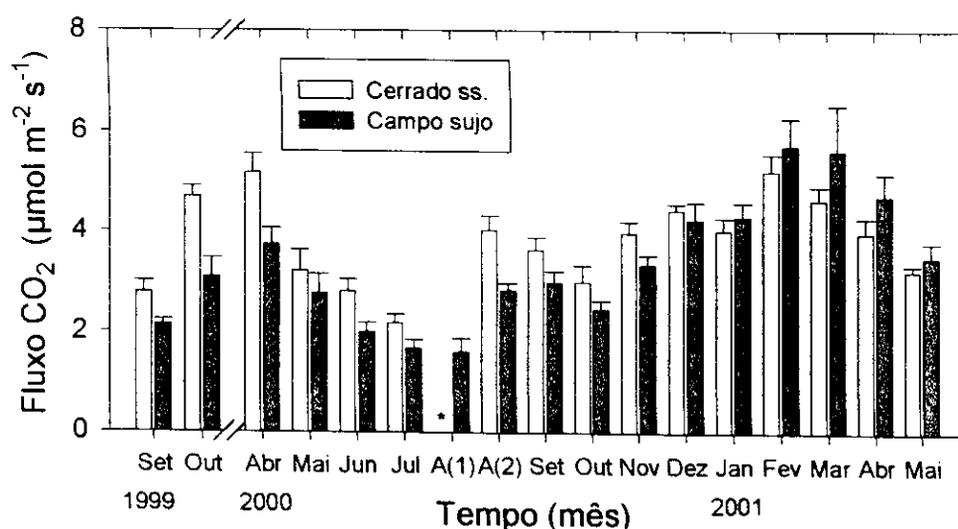


Figura 1.7. Fluxos de CO_2 do solo (média+EP) em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) protegidas do fogo desde 1973 localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. Em agosto/2000 foram realizadas duas amostragens com intervalo de 2 dias entre elas: uma antes de uma chuva de 35 mm, A(1), e outra após esta chuva, A(2). O asterisco representa dados não coletados.

Efeito de uma adição artificial de água em campo sujo de Cerrado nos fluxos de gases traço do solo

A última precipitação registrada pela estação meteorológica da RECOR antes da realização do experimento de adição artificial de água ocorreu no dia 21 de abril e foi de 9,2 mm, perfazendo então um período de 79 dias consecutivos sem chuvas antes do experimento.

A quantidade de água adicionada neste experimento foi muito maior em comparação com

o volume de chuvas naturais normalmente observado no início da estação chuvosa, porém, o objetivo foi de investigar o efeito potencial do aumento da umidade do solo nos fluxos de gases traço.

A umidade do solo (EPPA %) média no campo sujo protegido do fogo antes da adição de água era de 24 %, a qual se manteve ao longo do experimento nas parcelas controle (Figura 1.8). Por outro lado, um dia após a adição o EPPA foi de 39 % nas parcelas onde foram simulados 20 mm de chuva e 41 % onde foram simulados 180 mm de chuva. Cinco dias após a adição de água, a umidade do solo retornou a valores semelhantes aos encontrados antes da adição, embora esta tenha sido um pouco maior nas parcelas onde simulou-se 180 mm de chuva (31 %).

Um pulso de NO foi observado após a adição de água (Figura 1.8). A média da emissão de NO antes da adição era de aproximadamente $0,1 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, aumentando significativamente para $8,1 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após a adição de 20 mm de água ($q = 4,65$; $P < 0,05$) e para $10,5 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após a adição de 180 mm. Entretanto, tal aumento acentuado foi de curta duração. Um dia após a adição de água, os fluxos ainda eram maiores que no controle mas diminuíram para 1,1 e $2,8 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Os fluxos mensurados 2 dias após a adição de água não foram significativamente diferentes dos fluxos antes da adição. Os maiores coeficientes de variação ao longo do experimento foram observados nas mensurações feitas após a adição de água (119% após adição de 20 mm de água e 80% após adição de 180 mm).

O fluxo de NO_2 do solo foi desprezível, pois o registro da concentração no Noxbox, quando a amostra de gás da câmara não passava pelo óxido de cromo, não era diferente dos valores da linha basal. Este teste foi realizado tanto em condições regulares de mensuração quanto em condições de estímulo de produção de NO (após adição artificial de água na estação seca).

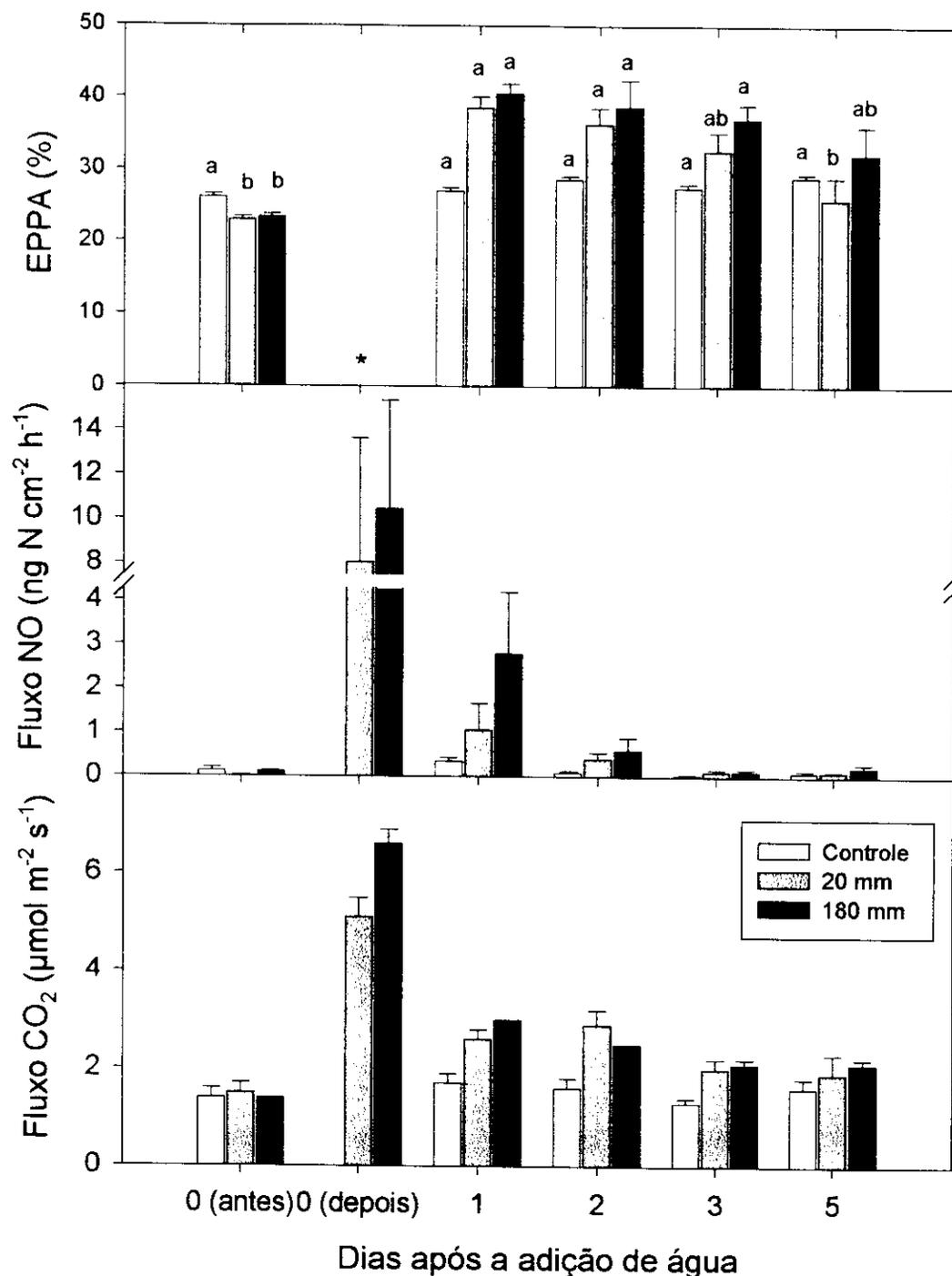


Figura 1.8. Efeito de uma adição artificial de água, realizada em julho/2000 no campo sujo protegido do fogo desde 1973, na proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) e nos fluxos de NO e CO₂ do solo (média+EP). Em um mesmo tratamento (controle = sem adição de água, 20 mm e 180 mm), letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, P<0,05).

Mesmo com a adição de uma grande quantidade de água (o equivalente a 180 mm de chuva) não foi observado fluxo de N_2O . No entanto, a adição artificial de água aumentou significativamente o fluxo de CO_2 (de cerca de 2,0 para $6,6 \mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$; $q = 4,43$; $P < 0,05$). Assim como observado para os fluxos de NO , o efeito foi de curta duração (Figura 1.8) pois dois dias após a adição de água não havia diferença entre os fluxos de CO_2 em comparação a valores antes da adição (entre 1,6 e $2,0 \mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$).

Efeito de sucessivas queimadas prescritas e do fogo sobre os fluxos de gases traço do solo em diferentes fisionomias de Cerrado

Emissões anuais de NO e N_2O do solo em áreas queimadas e protegidas do fogo

Entre as parcelas de mesma fitofisionomia, apenas o campo sujo queimado apresentou fluxos significativamente maiores de NO que a parcela protegida do fogo ($U = 764$, $P < 0,001$). As emissões anuais de N do solo na forma de NO foram de $0,5 kg N ha^{-1} ano^{-1}$ no campo sujo queimado e $0,1 kg N ha^{-1} ano^{-1}$ no campo sujo protegido do fogo. Para as duas parcelas de cerrado ss. foram estimadas emissões anuais do solo de $0,4 kg N ha^{-1} ano^{-1}$.

Com as primeiras chuvas em agosto/2000, houve um aumento do fluxo de NO de 10 vezes no cerrado queimado (de 0,2 para $1,9 ng NO-N cm^{-2} h^{-1}$) (Figura 1.9). É importante salientar que no cerrado não queimado este aumento foi de apenas duas vezes (de 0,5 para $1,0 ng NO-N cm^{-2} h^{-1}$, seção anterior).

Os fluxos de N_2O do solo nas parcelas submetidas a queimadas prescritas também ficaram abaixo do limite de detecção (Figura 1.10). A proporção de fluxos calculados que ficaram acima do limite de detecção para serem considerados produção de N_2O foi de 19 % no cerrado queimado e apenas 3 % no campo sujo queimado, enquanto o consumo de N_2O foi observado em 11 % dos fluxos calculados no cerrado queimado e 23 % no campo sujo queimado.

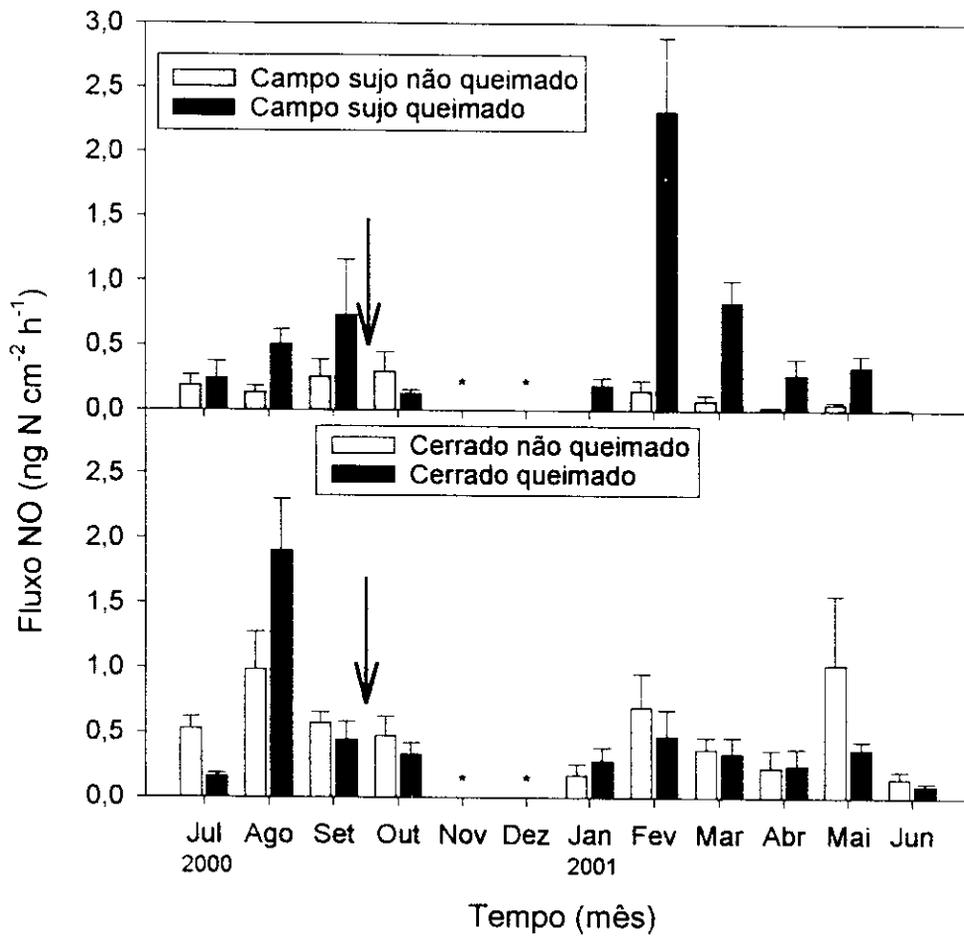


Figura 1.9. Fluxos de NO (média+EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados.

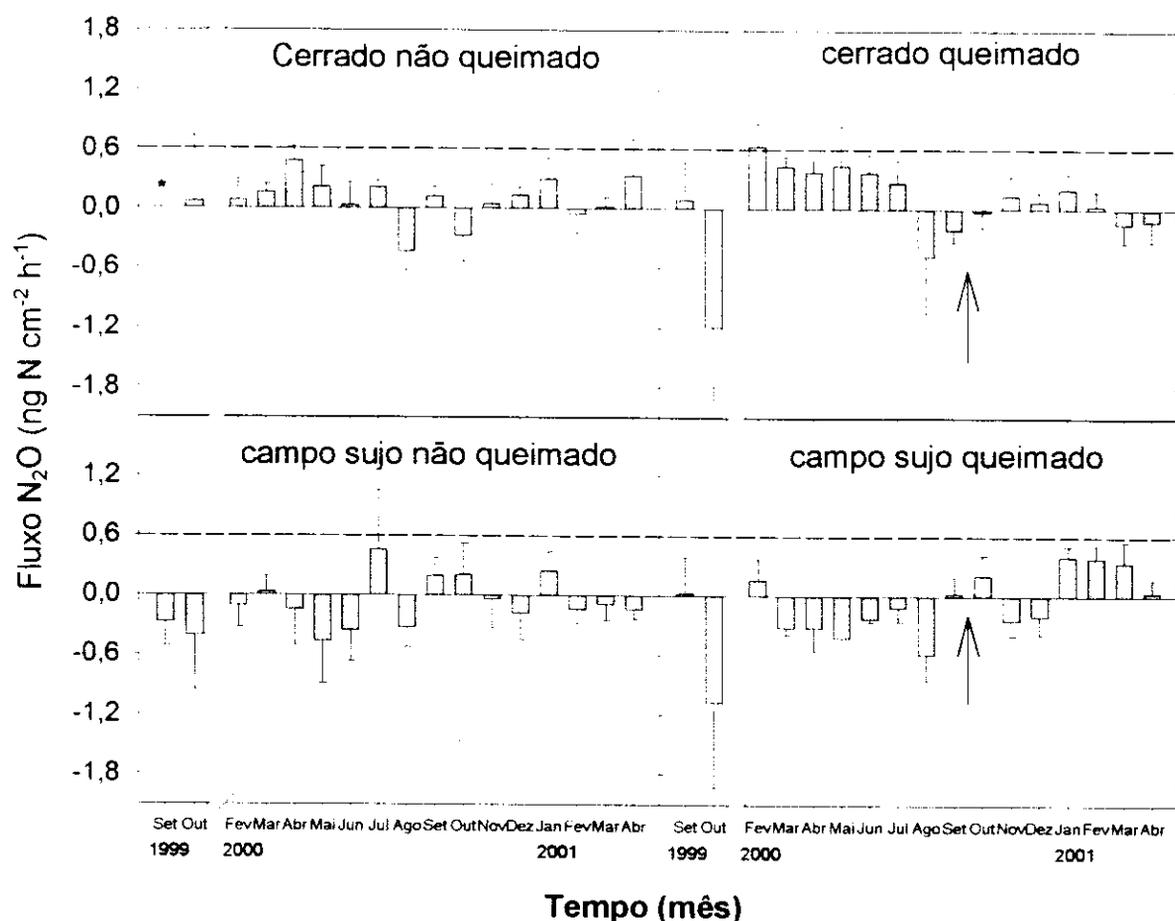


Figura 1.10. Fluxos de N₂O (média±EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados.

Comparação dos fluxos de NO e N₂O a curto e médio prazos entre áreas com diferentes épocas de queima

Em relação a influência do fogo na disponibilidade de N-inorgânico, as concentrações de NH₄⁺ foram maiores cinco dias após o fogo na queimada **precoce**, aumentando de 1,96 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ para 3,80 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ no cerrado ss. e de 1,24 para no 2,50 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ no campo sujo (Tabela 1.2). Apenas no cerrado ss. as concentrações de NO₃⁻ foram significativamente maiores após a queimada **precoce** (0,23 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹). Nas queimadas

modal e **tardia**, as concentrações de N-inorgânico foram semelhantes ao longo do experimento, com exceção do campo sujo na queimada **tardia**, que apresentou maiores valores de N-NH_4^- ($9,35 \text{ mg N kg}^{-1}$) e N-NO_3^- ($0,53 \text{ mg N kg}^{-1}$) um mês após a queima em relação às concentrações antes da queimada ($4,32 \text{ mg N-NH}_4^- \text{ kg}^{-1}$ e $0,30 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$).

Tabela 1.2. Disponibilidade de N inorgânico (mg N kg^{-1}) em solos sob Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) submetidos a diferentes regimes de queima. As áreas localizam-se na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As queimadas precoce, modal e tardia ocorreram em junho, agosto e setembro de 2000, respectivamente. (*) Não mensurado. (-1) = 1 dia antes da queimada. Em uma mesma coluna, por regime de queima, letras diferentes representam diferenças significativas (Teste t ou Tukey, $P < 0,05$).

Regime de queima	Tempo após a queimada (dias)	Cerrado ss.		Campo sujo	
		N-NH_4^+ (mg N kg^{-1})	N-NO_3^- (mg N kg^{-1})	N-NH_4^- (mg N kg^{-1})	N-NO_3^- (mg N kg^{-1})
Precoce	-1	1,94 (0,16) ^b	0,17 (0,01) ^b	1,24 (0,13) ^b	0,21 (0,02) ^a
	5	3,80 (0,42) ^a	0,23 (0,01) ^a	2,50 (0,32) ^a	0,23 (0,01) ^a
	30	*	0,24 (0,02) ^a	1,41 (0,41) ^{ab}	0,19 (0,02) ^a
Modal	-1	3,55 (0,48) ^a	0,22 (0,02) ^a	*	*
	5	6,81 (2,70) ^a	0,15 (0,02) ^a	9,22 (7,00) ^a	0,16 (0,03) ^a
	30	1,68 (0,30) ^a	0,14 (0,02) ^a	2,32 (0,76) ^a	0,12 (0,01) ^a
Tardia	-1	7,42 (1,35) ^a	0,32 (0,01) ^a	4,32 (1,35) ^b	0,30 (0,01) ^b
	5	11,63 (1,29) ^a	0,33 (0,02) ^a	5,41 (1,54) ^{ab}	0,20 (0,01) ^b
	30	10,41 (1,07) ^a	0,26 (0,01) ^a	9,35 (0,96) ^a	0,53 (0,13) ^a

No cerrado ss., o fluxo de NO do solo que antes da queimada **modal** era de $0,7 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, tendeu a ser maior um dia após a queimada (Figura 1.11). Porém, houve uma redução significativa 5 dias após a queimada (de 1,1 para $0,2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $q = 6,72$; $P < 0,05$) e retornou para os níveis de antes da queimada em 30 dias. Um padrão semelhante foi observado no campo sujo, entretanto, além da redução significativa 5 dias após a queimada (também de 1,1 para $0,2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $q = 8,40$; $P < 0,05$), um mês após a queima o fluxo de NO foi menor que os níveis de pré-fogo ($0,01 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $q = 3,78$; $P < 0,05$). Na queimada **tardia**, os fluxos de NO no cerrado ss. foram semelhantes ao longo do experimento, apesar da tendência a maior fluxo de NO um dia após a queimada (Figura 1.11). No campo sujo, esta tendência de aumento também foi observada e novamente ocorreu uma redução significativa após o quinto dia (de 1,7 para $0,7 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $q = 11,09$; $P < 0,05$). Um mês após a queimada o fluxo foi menor quando comparado com o fluxo pré-fogo, porém não significativo. Não foram realizadas mensurações nas parcelas de queima **precoce**.

Emissões anuais de CO₂ do solo em áreas queimadas e protegidas do fogo

As parcelas queimadas apresentaram maiores fluxos de CO₂, porém esta diferença foi significativa apenas entre as parcelas de campo sujo (não queimado = $3,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; queimado = $4,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; $t = 3,39$; $P < 0,01$). Nesta fitofisionomia, foi observado que o tratamento queimado apresentou maiores fluxos de CO₂ durante as estações chuvosas (outubro/1999 - abril/2000 e novembro/2000 - janeiro/2001) em relação ao tratamento não queimado. Porém, comparando as parcelas de cerrado ss., apenas na estação chuvosa após a queimada prescrita realizada em setembro/2000 (novembro/2000 - janeiro/2001), o cerrado queimado passou a ter maiores fluxos de CO₂ (Figura 1.12). A maior média do fluxo de CO₂ ($6,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) foi mensurada em janeiro/2001 no cerrado queimado. Ao final da estação úmida de 2001, os fluxos de CO₂ tornaram-se semelhantes.

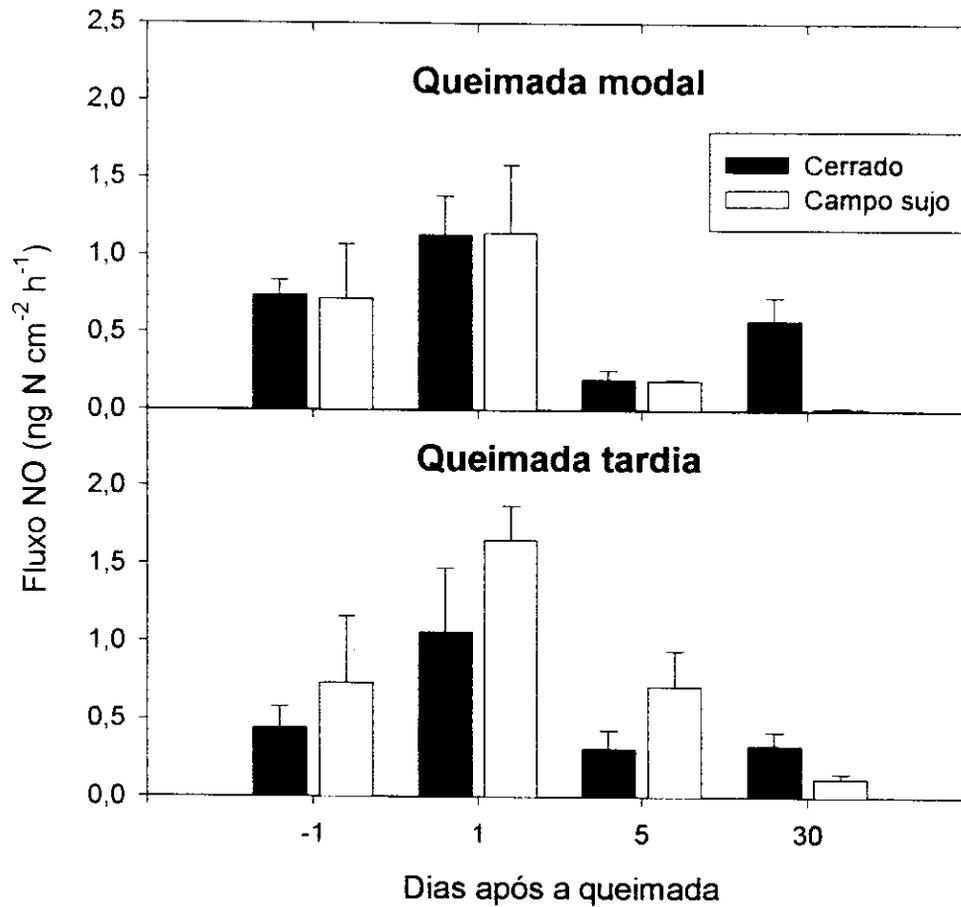


Figura 1.11. Efeito de diferentes épocas de queimadas bienais prescritas nos fluxos de NO (média+EP) do solo em duas fisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. A queimada modal foi realizada na segunda quinzena de agosto/2000 e a tardia foi realizada na segunda quinzena de setembro/2000. (-1) = um dia antes da queimada.

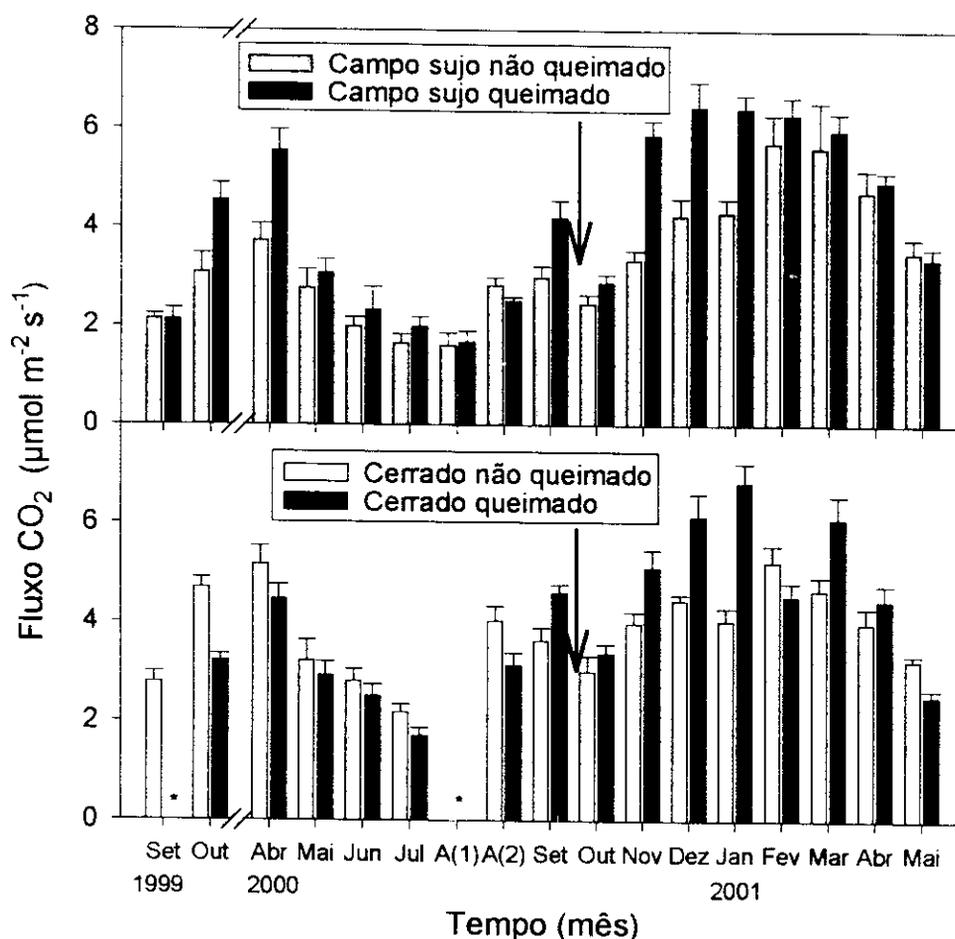


Figura 1.12. Fluxos de CO₂ (média±EP) em solos de campo sujo e cerrado ss., protegidas do fogo desde 1973 e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados.

Comparação dos fluxos de CO₂ a curto e médio prazos entre áreas com diferentes épocas de queima

Na queimada **precoce** (junho 2000), a respiração do solo foi mantida sem variações significativas em ambas as parcelas (cerrado ss. e campo sujo), com valores em torno de 1,8 µmol CO₂ m⁻² s⁻¹ (Figura 1.13) ao longo do período medido (1, 5 e 30 dias após a queimada). Na queimada **modal** (agosto 2000), os maiores fluxos de CO₂ foram observados no cerrado ss.

($2,9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) em relação ao campo sujo ($1,9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ($t = 2,68$; $P = 0,012$). Houve diferença significativa do fluxo de CO_2 do solo ao longo do experimento no cerrado ss. ($F = 19,9$; $P < 0,001$) e no campo sujo ($F = 114,7$; $P < 0,001$), sendo que os maiores fluxos foram observados 30 dias após a queimada nas duas parcelas ($4,7$ e $3,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, respectivamente) (Figura 1.13). A ocorrência das primeiras chuvas (final de agosto) contribuiu para este fato, pois até a medida realizada cinco dias após a queimada **modal** não houve precipitação. O primeiro registro de chuvas da estação meteorológica da RECOR/IBGE após o período de seca de 2000 foi em 29 de agosto (9,4 mm). Nos seis dias anteriores à medida do fluxo de CO_2 do solo após 30 dias nas áreas de queimada **modal**, a precipitação acumulada foi de 87 mm. Observou-se uma correlação entre os fluxos de CO_2 e a umidade do solo no cerrado ss. ($r = 0,70$; $P = 0,003$) e no campo sujo ($r = 0,53$; $P = 0,035$). Na queimada **tardia**, a respiração do solo foi semelhante nas parcelas de cerrado ss. e campo sujo (cerca de $3,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Ao longo do experimento, o cerrado ss. e o campo sujo apresentaram maior respiração do solo antes da queimada (Figura 1.13). A precipitação também influenciou a respiração do solo. Em relação às áreas de queima **tardia**, foi observada precipitação apenas na primeira quinzena de setembro 2000, e as três primeiras medidas de fluxo de CO_2 do solo foram realizadas na segunda quinzena. Observou-se uma redução gradativa da respiração do solo até cinco dias após a queimada. Apenas para o campo sujo foi observada correlação com a umidade do solo ($r = 0,65$; $P = 0,001$).

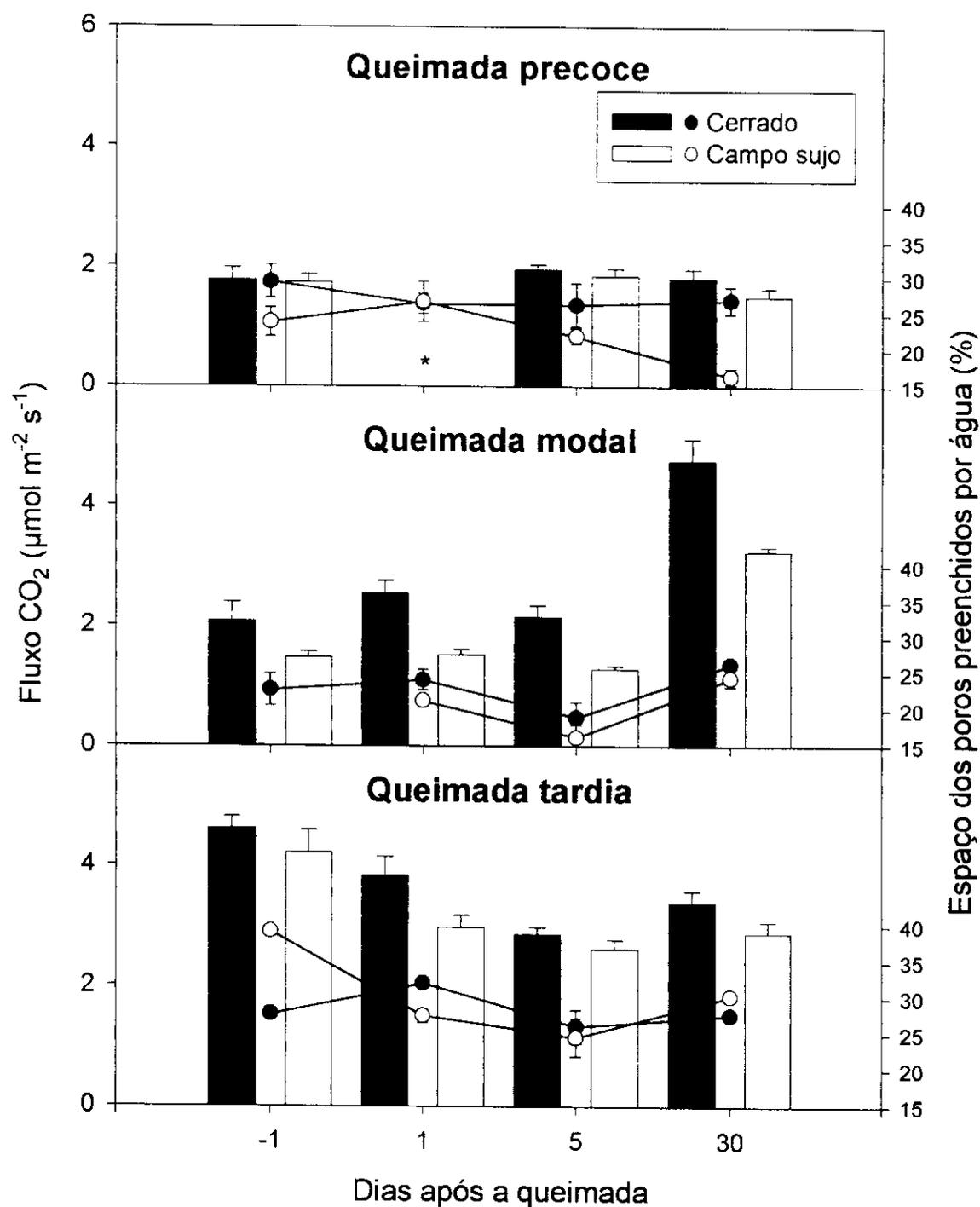


Figura 1.13. Efeito de diferentes épocas de queimadas bienais prescritas nos fluxos de CO₂ (média+EP) do solo (barras) e nos valores de EPPA (círculos) em duas fisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As queimadas precoce, modal e tardia foram realizadas na segunda quinzena de junho/2000, agosto/2000 e setembro/2000, respectivamente. (-1) = um dia antes da queimada.

DISCUSSÃO

Disponibilidade de N-inorgânico e fluxos de N em solos de Cerrado

Os fluxos anuais de N via serapilheira, mineralização de N e nitrificação líquidas e a concentração de N disponível no solo são importantes para a compreensão da ciclagem de N no sistema e para o entendimento das emissões de óxidos de nitrogênio. Os dados expressos na Tabela 1.3 foram obtidos em Nardoto (2000), Viana (2002) e Siqueira (2002).

O fluxo anual de N via serapilheira fina (folhas) de lenhosas foi maior no cerrado protegido do fogo ($12,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o menor no cerrado queimado ($2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). As diferenças nos fluxos anuais de N via serapilheira fina entre as parcelas de cerrado ss. ocorreram principalmente devido as diferenças na produção anual de serapilheira, uma vez que as concentrações de N nas folhas da serapilheira foram semelhantes (cerca de $7,6 \text{ g N kg}^{-1} \text{ PS}$ - Tabela 1.3).

O campo sujo não queimado apresentou um valor de fluxo anual de N intermediário via serapilheira fina ($4,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em comparação com as parcelas de cerrado ss.

A serapilheira do estrato rasteiro é uma via potencial importante para a entrada de N no campo sujo (Tabela 1.4, Siqueira 2002). A concentração de N foliar ficou em torno de $5 \text{ g N kg}^{-1} \text{ PS}$. O maior estoque de N foi observado na biomassa rasteira seca do campo sujo protegido do fogo ($24,3 \text{ kg N ha}^{-1}$), devido ao seu maior valor de biomassa (4598 kg ha^{-1}), enquanto no campo sujo queimado o estoque de N foi maior na biomassa rasteira verde ($13,2 \text{ kg N ha}^{-1}$).

Tabela 1.3. Concentração de N-inorgânico do solo, taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação, produção de serapilheira e fluxos anuais de N via mineralização, nitrificação e serapilheira em diferentes fitofisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.) na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF. As áreas não queimadas estão protegidas do fogo desde 1973 e as áreas queimadas foram submetidas a queimadas prescritas bienais desde 1992. Em uma mesma linha, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$)

	Cerrado ss.		Campo sujo	
	Não queimado	Queimado	Não queimado	Queimado
N-NO ₃ (mg N kg ⁻¹ solo)*	0,27 (0,01) ^a	0,23 (0,01) ^{ab}	0,25 (0,02) ^{ab}	0,21 (0,02) ^b
N-NH ₄ (mg N kg ⁻¹ solo)*	7,9 (0,5) ^{ab}	9,0 (0,4) ^a	7,0 (0,57) ^b	6,5 (1,14) ^b
Mineralização líquida de N (mg N kg ⁻¹ solo 30 d ⁻¹)*	3,9 (0,8) ^a	1,8 (0,7) ^{ab}	1,8 (0,6) ^{ab}	1,1 (0,8) ^b
Nitrificação líquida (mg N kg ⁻¹ solo 30 d ⁻¹)*	0,06 (0,02) ^a	0,09 (0,01) ^a	0,03 (0,02) ^a	0,06 (0,02) ^a
Fluxo de N via mineralização (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)*	14,0	8,9	6,6	3,8
Fluxo de N via nitrificação (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)*	0,20	0,29	0,06	0,18
Produção de serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹) [†]	2.235 [1736]	422 [319]	771 [637]	ND
Concentração de N nas folhas da serapilheira (g N kg ⁻¹)	7,3	7,9	6,2	ND
Fluxo de N via serapilheira fina (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	12,7	2,5	4,2	

* Informações sobre a parte superficial do solo (0 - 5 cm).

† Apenas serapilheira de lenhosas. Entre colchetes está representada a produção de serapilheira fina (folhas).

Os dados sobre N-inorgânico e as taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram obtidos de Viana (2002) para as parcelas de cerrado ss. e de Siqueira (2002) para as parcelas de campo sujo, de onde foram obtidos também os dados sobre produção de serapilheira e concentração de N nas folhas. Os dados sobre produção de serapilheira e concentração de N nas folhas no cerrado ss. foram obtidos de Nardoto (2000).

Tabela 1.4. Biomassa rasteira, concentração de N nas folhas e estoque de N em áreas de campo sujo localizadas na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE)*. A áreas não queimada estava protegida do fogo desde 1973 e a área queimada foi submetida a queimadas prescritas bienais desde 1992.

	não queimado		queimado	
	verde	seca	verde	seca
Biomassa rasteira (kg ha ⁻¹)	1976	4598	2057	1943
Concentração de N nas folhas (g N kg ⁻¹)	5,5	5,3	6,1	3,2
Estoque de N na biomassa rasteira (kg N ha ⁻¹)	10,7	24,3	13,2	5,9

* Dados obtidos de Siqueira (2002). Estão representadas as médias de duas amostragens (abril e agosto de 2001).

O íon amônio é a forma predominante de N-inorgânico disponível nos solos, independentemente dos tratamentos. As concentrações de NO₃⁻ são cerca de 33 vezes menores em relação a NH₄⁺. As médias anuais das concentrações de NO₃⁻ disponível no solo variaram entre 0,21 e 0,27 mg N kg⁻¹ e as de NH₄⁺ entre 6,5 e 9,0 mg N kg⁻¹. Entre as fisionomias protegidas do fogo, há uma tendência para o cerrado ss. apresentar maiores concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ em relação ao campo sujo. Entre as parcelas de mesma fisionomia, o cerrado queimado tende a apresentar maiores concentrações de NH₄⁺. No entanto, a concentração de NO₃⁻ tende a ser maior no cerrado não queimado. Entre as parcelas de campo sujo, o N-inorgânico disponível no solo tende a ser maior na parcela não queimada.

A maior taxa de mineralização líquida de N foi observada no cerrado não queimado (3,9 mg N kg⁻¹ 30 d⁻¹) e a menor no campo sujo queimado (1,1 mg N kg⁻¹ 30 d⁻¹). Não houve diferenças nas taxas de nitrificação líquida entre as parcelas (cerca de 0,06 mg N kg⁻¹ 30 d⁻¹).

Apesar das baixas taxas de nitrificação líquida e NO₃⁻ disponível no solo, Resende (2001)

observou a presença de NO_3^- na solução do solo a 25 cm de profundidade (média = $109 \mu\text{g L}^{-1}$, máx. = $700 \mu\text{g L}^{-1}$) e também a 100 cm (média = $65 \mu\text{g L}^{-1}$, máx. = $475 \mu\text{g L}^{-1}$) em uma parcela de cerrado ss. Os picos ocorreram no início da estação chuvosa (outubro 1999). O autor também observou que a concentração de NO_3^- na solução do solo a 100 cm de profundidade foi significativamente maior em um cerrado ss. submetido a queimada quadrienal (ca. $140 \mu\text{g L}^{-1}$) em relação ao cerrado sem queima.

A entrada anual de N-inorgânico via mineralização (0 – 5 cm), entre junho 2000 e maio 2001 foi maior nas parcelas de cerrado ss. ($14,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na área não queimada e $8,9$ na área queimada, Viana 2002), enquanto no campo sujo, a entrada foi de $6,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na área não queimada e $3,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na área queimada (M. Bustamante³, dados não publicados). A menor entrada de N via nitrificação foi observada no campo sujo não queimado ($0,06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), enquanto as demais parcelas apresentaram valores em torno de $0,20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Emissões de óxidos de nitrogênio do solo em diferentes fisionomias de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.)

Apesar de não ter sido observado uma correlação entre as taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação, e N-inorgânico disponível no solo quando comparados os valores mês a mês, foi observada uma relação entre as emissões de NO do solo e a entrada anual de N via mineralização e nitrificação. Entre as parcelas protegidas do fogo, os valores de fluxo médio de NO do solo e emissão anual de N via NO de $0,5 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $0,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cerrado ss., e no campo sujo os valores foram de $0,1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto as entradas anuais de N-inorgânico via mineralização (0 – 5 cm) foram de $14,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

para o cerrado ss. (Viana 2002), e $6.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no campo sujo (M. Bustamante, dados não publicados). Outra evidência das diferenças de fluxos de N entre as diferentes fisionomias de Cerrado está na entrada anual de N via nitrificação, que foi mais de três vezes maior no cerrado ss. ($0.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em relação ao campo sujo ($0.06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Usando o modelo de Firestone & Davidson 1989, haveria um menor fluxo de N no campo sujo e explicaria a menor emissão anual de NO do solo nesta parcela.

Apesar da concentração de N-inorgânico disponível no solo ser semelhante entre as parcelas de mesma fisionomia (queimadas e não queimadas), anualmente, a entrada de N-inorgânico via mineralização (0 – 5 cm de profundidade) é menor nas parcelas queimadas (cerrado ss. = $8.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; campo sujo = $3.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Mesmo com entradas anuais de N via mineralização menores, o fluxo médio de NO do solo e as emissões anuais são semelhantes aos observados no cerrado não queimado ($0.4 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $0.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cerrado queimado; $0.6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no campo sujo queimado). A mineralização de N-inorgânico pela queimada pode ter contribuído para maiores picos de emissões de NO nas parcelas queimadas além de acelerar a ciclagem de nutrientes. A textura do solo também pode ter influenciado estes resultados, uma vez que o campo sujo queimado possui o menor teor de argila entre as parcelas estudadas, facilitando a difusão de NO.

O aumento temporário da disponibilidade de N-inorgânico no solo observado no presente trabalho logo após a queimada prescrita realizada em 2000 também foi observado por Nardoto (2000), que estudou os efeitos da queimada realizada em 1998 na mesma parcela de cerrado. Este N seria então utilizado como substrato para picos maiores de emissões de NO do solo no início da estação chuvosa, que por sua vez, poderiam ser importantes para o balanço anual das emissões deste gás nas áreas queimadas, atingindo valores semelhantes aos do cerrado não

³ Dra. Mercedes Bustamante. Universidade de Brasília

queimado. Um aumento na disponibilidade de amônio em decorrência do fogo também foi observado em outros ecossistemas (Levine *et al.* 1990; Covington & Sackett 1992). Outros estudos mostraram que a combustão da biomassa pode aumentar a emissão de NO entre 5-10 vezes (por exemplo Davidson 1992; Poth *et al.* 1995, Levine *et al.* 1996; Anderson & Poth 1998). No presente trabalho foram observados maiores fluxos de NO após o fogo no cerrado ss e campo sujo nas queimadas **modal** e **tardia**, mas este efeito foi de curta duração.

Um componente importante do estoque de N no sistema é a concentração deste nutriente nas folhas, que farão parte da serapilheira. Cardinot (1998) e Nardoto (2000) observaram que algumas espécies lenhosas de Cerrado apresentavam maior concentração de N nas folhas quando presentes em áreas queimadas e Siqueira (2002) observou fato semelhante em folhas do estrato rasteiro de campo sujo. Apesar das perdas de nutrientes pela volatilização, o fogo auxilia na mineralização da serapilheira, disponibilizando mais rapidamente o N em relação às áreas protegidas do fogo (Batmanian & Haridasan 1985), pois a decomposição no Cerrado é lenta (Schiavini, 1983, Garofalo 2001, Resende 2001).

Como destacado anteriormente, Nardoto (2000) verificou que o fluxo anual de N via serapilheira fina era menor no cerrado queimado ($2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em relação ao cerrado não queimado ($12,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em consequência da menor deposição de serapilheira na área queimada, uma vez que a concentração de N nas folhas era semelhante. Provavelmente, com a continuação do processo de queimadas prescritas, as perdas de N do sistema devem aumentar a um nível que reduza também as emissões de NO do solo. Parsons *et al.* (1996) estudaram as emissões de NO em parcelas de um experimento de queimadas prescritas de longa duração (queimadas bienais desde 1955) na África do Sul. Os autores observaram que as parcelas com 35 anos de exclusão de fogo, além de maiores taxas de nitrificação, também apresentaram maiores taxas de emissões de NO ($7,9 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação as parcelas queimadas a cada dois anos ($1,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

As primeiras chuvas (agosto 2000) influenciaram os fluxos de NO com o aumento das emissões nas parcelas de cerrado ss. Entretanto, um mês após, os fluxos voltaram aos valores medidos antes das chuvas. Um padrão semelhante foi observado com o experimento de adição de água, pois o fluxo de NO retornou rapidamente aos níveis pré-adição de água. Na queimada prescrita realizada no campo sujo em setembro 2002, M. Bustamante (dados não publicados) observou que mesmo após uma ligeira chuva (26 mm), os fluxos de NO medidos no dia seguinte a queimada estiveram abaixo de $0,2 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sendo mais uma evidência que os pulsos são bastante rápidos. Provavelmente por isso, apesar do aumento de 100 vezes nos fluxos de NO do solo observado no experimento de adição de água no campo sujo não queimado, estes eventos não são importantes para as emissões anuais de N no Cerrado.

Vários trabalhos também reportam pulsos de emissão de NO após a adição natural ou artificial de água (p.ex., Slemr & Seiler 1984, Rondón *et al.* 1993, Levine *et al.* 1996, Parsons *et al.* 1996) e estes pulsos têm sido considerados na modelagem de emissões biogênicas do solo em nível regional (Otter *et al.* 1999) ou global (Yienger & Levy 1995).

Poth *et al.* (1995), trabalhando em áreas de Cerrado, mostraram que a adição artificial de água logo após uma queimada prescrita aumentou o fluxo de NO em mais de 10 vezes, alcançando $40,7 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Este valor foi quatro vezes maior que o máximo mensurado neste estudo após a adição de água ($10,5 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) provavelmente pela maior disponibilidade de N em decorrência das cinzas naquele estudo. Johansson *et al.* (1988) observaram valores de até $90 \text{ ng NO-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em savanas de Venezuela, após uma chuva artificial equivalente a 15 mm, onde os solos eram mais ricos em N-inorgânico disponível ($44 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ PS}$ e $5,6 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ PS}$) em relação ao Cerrado.

Apesar dos resultados indicarem a importância da umidade do solo nos fluxos de NO (pulsos após chuva e adição de água), a falta de correlação entre estas duas variáveis, comparando os dados mês a mês, deve-se ao processo envolvido nestes pulsos. Geralmente,

após a adição artificial de água, ocorre um pulso de 10-100 vezes maior do que o nível basal e diminui em um período de alguns dias a alguns semanas, dependendo da severidade do período seco prévio e da quantidade de precipitação (Yienger & Levy 1995). Este efeito poderia ser causado pela utilização do N inorgânico acumulado no solo durante o período seco e uma reativação simultânea de bactérias que metabolizam o nitrogênio em excesso (Davidson *et al.* 1993). Nos ecossistemas de savana, como observado neste estudo, este é um efeito importante porque os períodos secos prolongados são seguidos de estações úmidas.

Estes picos de emissões de NO não se repetem na mesma intensidade com o avanço da estação chuvosa. Scholes *et al.* (1997) estudaram este fenômeno em savanas da África do Sul e observaram que com a adição de água no final da estação seca, os fluxos de NO aumentaram de $0,71 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o máximo de $27,4 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os fluxos declinaram para valores entre $3,6 - 10,8 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após 72 horas da adição. Uma chuva natural de 35 mm ocorrida 9 dias após a adição artificial de água promoveu um pequeno aumento no fluxo de NO, porém não significativo.

O fluxo máximo de NO normalmente corresponde a umidade do solo bem próxima a capacidade de campo (Cárdenas *et al.* 1993, Davidson *et al.* 1993, Otter *et al.* 1999), e a nitrificação seria o processo mais importante para produção de NO em solos abaixo da capacidade de campo. Bollmann & Conrad (1998) observaram que o fluxo de NO aumentou de acordo com o aumento no conteúdo de água do solo até valores abaixo da capacidade de campo. Após este limiar, a difusão de oxigênio se torna limitada, e o fluxo de NO começa a diminuir. No caso do Cerrado, a quantidade de água no solo provavelmente não seria impedimento para a difusão dos gases produzidos, pois o teor gravimétrico do solo raramente atingiu a capacidade de campo ($0,45 \text{ g g}^{-1}$, Nardoto 2000).

Tabela 1.5. Emissões de NO do solo de savanas tropicais (modificado de Davidson & Kinglerlee 1997)*.

Referência	Local	Descrição	Fluxo médio ng cm ⁻² h ⁻¹	Fluxo anual kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹
Johansson <i>et al.</i> 1998	Venezuela	Estação seca; rico em nutrientes	2,9	10
Johansson & Sanhueza 1988		Estação úmida; rico em nutrientes Após chuva	2,6 30	
Sanhueza <i>et al.</i> 1990	Venezuela	Pobre em nutrientes	0,2	0,2
Rondon <i>et al.</i> 1993	Venezuela	Status nutricional intermediário; seca Status nutricional intermediário; adição de água	0,5 3,6	1,6
Cardenas <i>et al.</i> 1993	Venezuela	Status nutricional intermediário; seca Status nutricional intermediário; adição de água	0,7 4,3	1,2
Poth <i>et al.</i> 1995	Brasil	Cerrado não queimado, seca Cerrado não queimado, adição de água Cerrado queimado, seca Cerrado queimado, adição de água	1,8 8,0 3,6 40	5
Le Roux <i>et al.</i> 1995	Costa do Marfim Nigéria	Savana úmida, estação úmida Savana seca	0,1 2,0	0,1 1,8
Harris <i>et al.</i> 1996	Namíbia	Savana, após pouca chuva	8	6
Levine <i>et al.</i> 1996	África do Sul	Savana pobre em nutrientes, estação seca Savana pobre em nutrientes, após chuva	0,5 10	0,7
Parsons <i>et al.</i> 1996		Savana pobre em nutrientes, estação úmida	1,1	
Scholes <i>et al.</i> 1997	África do Sul	Savana, estação seca Savana, estação chuvosa	0,7 7,2	2,0

As emissões anuais de NO do solo no Cerrado são baixas e estão no limite inferior da amplitude de emissões observadas em outras savanas, que variou entre 0,1 e 10 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 1.5). A estimativa de emissões anuais de NO do solo feita por Davidson & Kinglerlee (1997) para o Cerrado (5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹), baseada nos estudos de Poth *et al.* 1995, foi superestimada como já apontado por Davidson *et al.* (2001). Isto é devido às características daquele estudo que, além de ter sido de curta duração, foi realizado no final da estação seca (agosto 1992). Esta época é particularmente sensível a adição de água no solo, promovendo grandes pulsos de emissão de NO.

Apesar das emissões de N anuais via NO serem baixas em um contexto global, estas emissões seriam importantes regionalmente, pois em um sistema caracterizado por limitação de N, a perda deste via emissão de NO pelo solo chegou a 13% da entrada anual por mineralização no campo sujo queimado.

Dadas as características dos solos de Cerrado (bem aerado e bem drenado), seria esperado que a nitrificação fosse uma via importante também para a produção de N₂O, enquanto a denitrificação seria rara devido a alta acidez e alta permeabilidade ao O₂ (Robertson & Tiedje, 1987). Porém, a maioria dos fluxos de N₂O mensurados em nossos locais de estudo esteve abaixo do limite de detecção, além de ter sido observado consumo de N₂O no solo, principalmente no campo sujo. Estes resultados são concordantes com mensurações prévias de fluxos de N₂O do solo realizadas nas mesmas áreas. Nobre (1994) estudou as emissões de N₂O em tipos diferentes de fisionomias de Cerrado e concluiu que seus solos não são uma fonte importante de N₂O para a atmosfera, mesmo após uma queimada. Os fluxos variaram de 0,13 a 0,29 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹, mas este autor ressalta que a conversão do Cerrado a agroecossistemas poderia ter grande contribuição para as emissões de N₂O do solo devido à utilização de fertilizantes, aumentando as emissões em mais de 17 vezes (Nobre 1994). Poth *et al.* (1995) determinaram um fluxo máximo de N₂O do solo abaixo de 0,5 ng N₂O-N cm⁻² h⁻¹ em áreas de

Cerrado após a queimada, e não foi observado efeito de adição artificial de água, que atingiu valores de aproximadamente $0,18 \text{ ng N}_2\text{O-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Verchot *et al.* (1999) mediram fluxos de N_2O entre $-0,18$ e $0,18 \text{ ng N}_2\text{O-N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no Cerrado no início da estação chuvosa (outubro).

Levine *et al.* (1996) também observaram fluxos de N_2O do solo abaixo do limite de detecção em savanas de África do Sul, mesmo após a adição artificial de água, precipitação natural e queima. Estudos realizados em duas áreas de savanas na Venezuela sem diferenças significativas na textura do solo (arenosa) e disponibilidade de NH_4^+ (cerca de $14,6 \text{ mg kg}^{-1}$) e NO_3^- (cerca de $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$) mostraram uma variação nas emissões de N_2O de acordo com a topografia, com maiores fluxos na região mais baixa ($1,4 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação a região mais elevada ($0,2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Sanhueza *et al.* 1990). A região mais baixa é inundada após chuvas intensas, o que resulta em condições favoráveis no solo para a denitrificação. A inundação não é um fenômeno que ocorre nas parcelas estudadas neste trabalho.

Emissões de CO_2 em solos de Cerrado (campo sujo e cerrado ss.)

De um modo geral, a distribuição sazonal de chuvas parece ser um fator importante no controle da respiração de solo em áreas de Cerrado, com fluxos maiores durante a estação úmida, sendo as atividades microbiana e radicular importantes para este padrão. Viana (2002), observou um aumento de C da biomassa microbiana com o início da estação chuvosa de 2001 nas mesmas parcelas de cerrado ss. estudadas neste trabalho (outubro, ca. 200 mg C kg^{-1} ; novembro ca. 600 mg C kg^{-1}). A atividade sazonal das raízes pode ser inferida pela variação no índice de área foliar da vegetação, que é duas vezes maior no período chuvoso ($1,00 \pm 0,06$) em relação ao período seco ($0,42 \pm 0,15$) (Miranda *et al.* 1997), além da morte da parte aérea do estrato herbáceo.

Apesar dos fluxos de CO_2 nas áreas queimadas e não queimadas serem semelhantes na estação seca (cerca de $2,0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), as diferenças foram evidentes durante a estação

úmida. O campo sujo queimado mostrou maiores valores em relação ao campo sujo não queimado. As gramíneas são dominantes no campo sujo queimado, e suas raízes poderiam ter uma contribuição importante para a respiração de solo. Em relação as parcelas de cerrado ss., a parcela não queimada tendeu a mostrar maior respiração do solo que o cerrado queimado de outubro 1999 até agosto 2000. Porém, após as primeiras chuvas e antes do fogo em setembro 2000, a respiração do solo no cerrado queimado tornou-se maior que no cerrado não queimado. Geralmente, gramíneas rebrotam antes que o estrato lenhoso no início da estação chuvosa (Neto *et al.* 1998), e provavelmente recuperam a biomassa subterrânea mais rapidamente após o fogo. Isto indicaria que a atividade radicular de gramíneas nesta área com as primeiras chuvas poderia contribuir para o aumento da respiração do solo.

De acordo com Raich & Nadelhoffer (1989), as emissões de C do solo em florestas tropicais variam entre 2,2 e 15,1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. As emissões anuais do solo do Cerrado estão dentro destes valores. As emissões anuais de CO₂ do solo das diferentes fisionomias de Cerrado protegidas do fogo foram semelhantes (cerrado = 14,5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ e campo sujo = 13,6 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹). Apesar da maior produção de serapilheira no cerrado ss. (Pinto 1999, Nardoto 2000) em relação ao campo sujo (Siqueira 2002), provendo uma maior quantidade de material para decomposição no cerrado ss., Oliveira (1999) observou que nas camadas superficiais do solo (0- 30 cm), houve uma tendência para o campo sujo apresentar maior biomassa de raízes finas (cerca de 4 Mg ha⁻¹) em relação ao cerrado ss. (cerca de 2,5 Mg ha⁻¹). Além disso, cerca de 89 % da biomassa total de raízes finas no campo sujo estava presente até 1 m de profundidade, enquanto no cerrado denso a mesma camada continha cerca de 76 % da biomassa total de raízes finas (Oliveira 1999). Poderíamos supor que no cerrado ss., um fator importante para a respiração do solo seria a decomposição, mediada pela atividade microbiana, que teria condições mais favoráveis (maior umidade do solo e quantidade de serapilheira) que o campo sujo, e nesta fisionomia por sua vez, a respiração radicular teria uma contribuição maior

para os fluxos de CO₂ do solo. O resultado seria emissões anuais de C via respiração semelhantes nas fisionomias protegidas do fogo.

Devido ao padrão fenológico foliar das espécies lenhosas do Cerrado, que produzem folhas novas no final da estação seca (entre agosto e setembro, Pinto 1999; Maia 1999), as queimadas **tardias** (realizadas na segunda quinzena de setembro) são bastante prejudiciais para o estrato lenhoso. Estas espécies perderiam o investimento que fizeram para aquela época de crescimento, tendo que produzir novas folhas a seguir. Como consequência, as parcelas de cerrado ss. e campo sujo submetidas a queimadas **tardias** apresentaram maior mortalidade de lenhosas em relação as parcela submetidas a queimadas **precoce** e **modal** (M. N. Sato[†], comunicação pessoal) e também apresentam uma maior importância do componente herbáceo. Esta diferença na estrutura da vegetação causada pelas queimadas poderia explicar a tendência para maiores emissões anuais de C pela respiração do solo nas parcelas queimadas (cerrado = 16,6 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, campo sujo = 16,9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹). Então, apesar de aparentemente a queimada recente não influenciar a respiração do solo, queimadas sucessivas promoveram um aumento nas emissões de C do solo.

Entretanto, a semelhança entre os fluxos de CO₂ antes e após a queimada, observado também por Poth *et al.* (1995), deve-se a época de queima. Zepp *et al.* (1996) observaram resposta semelhante em uma savana da África do Sul, e sugeriram que a atividade microbiana não foi influenciada pelo fogo devido a respiração do solo se encontrar em níveis mínimos devido a seca prolongada. Estas condições provavelmente foram semelhantes nos solos de Cerrado. As características do fogo no Cerrado também são importantes pois devido ao acúmulo de combustível fino (gramíneas), o tempo de residência da frente de fogo é curto. Miranda *et al.* (1993, 1996) e Castro Neves & Miranda (1996) estudando os efeitos da

queimada em áreas de Cerrado mostraram que o aumento de temperatura do solo foi pequeno e mudanças foram desprezíveis a 5 cm profundidade e também abaixo, com um aumento máximo de 3 °C independente da forma fisionômica de Cerrado que foi queimada.

Em uma revisão sobre a contribuição relativa de raízes e microrganismos para a respiração dos solos, Hanson *et al.* (2000) observaram que a média dos resultados sobre a contribuição das raízes de trabalhos integrados anualmente foi de 45,8 % para vegetações florestais e de 60,4 % para vegetações não-florestais. Talvez as diferenças de densidade radicular entre as parcelas não queimadas e queimadas sejam suficientes para que haja diferenças na contribuição relativa das raízes na respiração do solo.

Observou-se uma correlação entre a temperatura e umidade do solo no Cerrado e os fluxos de CO₂. Vários estudos citam relações entre temperatura e umidade do solo com os fluxos de CO₂ e muitas vezes os efeitos destas duas variáveis são confundidos (Davidson 1998). O efeito da temperatura do solo é freqüentemente descrito por uma função exponencial e o efeito da umidade do solo tem sido descrito por várias equações, incluindo funções lineares, logarítmicas, quadráticas e parabólicas (Davidson 2000).

Os valores de respiração de solo encontrados neste estudo para a estação seca (entre 1,6 e 2,3 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) são semelhantes aos mensurados em outras savanas, porém, os valores da época chuvosa (ca. 6 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) foram maiores nos solos de Cerrado (Tabela 1.6). Meir *et al.* (1996) encontraram valores médios de respiração de solo na estação seca maiores em uma floresta tropical na Amazônia (5,5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em relação ao Cerrado (3,0 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Miranda *et al.* (1997) estimaram a respiração diurna do solo com base no fluxo de C durante a noite (maioria originada do solo) utilizando o método de covariância de vórtices turbulentos (*Eddy covariance*) e a relação entre estes valores com a temperatura do ar proposta

⁴ M.s. Margarete Naomi Sato. Doutoranda do programa de Pós-Graduação em Ecologia – UnB.

por Lloyd & Taylor (1994). Aqueles autores estimaram valores de $1,6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e $2,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente nas estações seca e chuvosa. Davidson *et al.* (2000) encontraram valores entre $2,3$ e $16,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em uma floresta primária em Paragominas (PA) enquanto Keller *et al.* (1986) estudando os fluxos de CO_2 em florestas tropicais (Brasil, Equador e Porto Rico) encontraram um valor médio de $2,7 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Tabela 1.6. Fluxos de CO_2 do solo em savanas tropicais e subtropicais (modificado de Zepp *et al.* 1996).

Respiração do solo ($\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	Local	Estação	Referências
2,1	Venezuela	seca	Sanhueza & Santana (1994)
2,1		chuvosa	
0,5	Venezuela	seca	Hao <i>et al.</i> (1988)
0,8 - min, 0,5 max, 1,3	Congo, África	chuvosa	Delmas <i>et al.</i> (1991)
0,7 - min, 0,5 max, 1,0		chuvosa (queimado)	
0,5	Nylsvley, África do Sul (veg. aberta)	anual	Scholes & Walker (1993)
0,7	Nylsvley, África do Sul (veg. lenhosa)	anual	
0,4 - min, 0,1 max, 0,6	Kruger National Park, África do Sul (veg. aberta)	seca	Zepp <i>et al.</i> (1996)
0,5 - min, 0,1 max, 0,8		seca	
1,6	Reserva Ecológica de Águas Emendadas, Brasília, Brasil	Seca	Miranda <i>et al.</i> (1997)
2,3		Chuvosa	

A respiração do solo é um dos componentes do balanço de emissões de carbono do sistema. Monteiro (1995) e Miranda *et al.* (1996), utilizando o método de covariância de vórtices turbulentos em Brasília na Estação Ecológica de Águas Emendadas verificaram que, no balanço entre emissões e consumo de CO₂, o cerrado ss. pode funcionar como um sumidouro de carbono. Porém, uma fisionomia de Cerrado mais aberta como o campo sujo pode apresentar acentuada emissão de CO₂ após uma queimada prescrita (Silva 1999), o que contribuiu para que esta área fosse uma fonte de carbono para a atmosfera no período de estudo (junho a dezembro de 1998), emitindo de 2,2 a 3,6 Mg C ha⁻¹. Assim, queimadas anuais em fisionomias como o campo sujo podem causar emissões de carbono que não poderiam ser compensadas pela assimilação do próprio sistema, tornando-se uma fonte de carbono para a atmosfera (Silva 1999). No caso de um campo sujo protegido de queimadas, ao final da estação seca, foi observado emissão de CO₂ até a ocorrência das primeiras chuvas, quando os valores começam a se reduzir devido ao aumento na assimilação de CO₂ pela vegetação. Posteriormente, o campo sujo passa a funcionar como um dreno de CO₂. Assim como o cerrado ss., o balanço foi no sentido da maior assimilação pela vegetação (Santos 1999).

CONCLUSÕES

Com relação às hipóteses levantadas no início do estudo, concluiu-se:

i) o cerrado *sensu stricto*, por apresentar maior entrada de nutrientes via serapilheira, terá maiores emissões de gases traço quando comparado ao campo sujo;

A hipótese foi parcialmente confirmada pois, comparando as parcelas protegidas do fogo, o cerrado ss. apresentou maiores fluxos de CO₂ do solo, porém a diferença não foi significativa. Entretanto, o cerrado ss. apresentou fluxos de NO significativamente maiores em relação ao campo sujo.

ii) devido ao empobrecimento de N do sistema, as parcelas submetidas a sucessivas queimadas prescritas terão menores emissões de gases traço quando comparadas as parcelas protegidas do fogo;

A hipótese não foi confirmada pois as duas áreas submetidas a queimadas prescritas apresentaram valores de emissões anuais de N do solo via fluxo de NO semelhantes aos encontrados no cerrado protegido do fogo. A menor emissão anual de NO do solo foi observada no campo sujo protegido do fogo.

iii) logo após uma queimada prescrita, haverá um aumento na disponibilidade de nitrogênio e também um aumento nas emissões de óxidos de nitrogênio;

Como a amostragem do N-inorgânico disponível no solo foi feita 5 dias após a queimada, não foi possível verificar o aumento logo após a queimada. Porém, um dia após a passagem do fogo os fluxos de NO do solo foram maiores, sendo este efeito de curta duração.

iv) as emissões de gases traços, que são mediadas pela atividade microbiana, serão maiores na estação úmida.

Esta hipótese foi confirmada para os fluxos de CO₂, pois independente do tratamento estudado, cerca de 70% das emissões anuais de C pela respiração do solo foram medidas na estação chuvosa. Porém, este padrão sazonal não foi observado nas emissões de NO do solo.

Apesar de não ter sido observada correlação entre as taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação e também do N-inorgânico disponível no solo com os fluxos de NO (quando comparados a cada mês), ficou evidente a importância da entrada anual de N via mineralização nas emissões anuais deste gás traço nas áreas protegidas do fogo. Nas áreas queimadas, a aceleração da mineralização de N pelas queimadas pode ter contribuído para estas parcelas

apresentarem emissões semelhantes ao cerrado não queimado.

As emissões de óxidos de nitrogênio dos solos de Cerrado podem ser consideradas baixas em um contexto global, porém, estas emissões podem ter grande importância regional, devido as emissões representarem perda de N e pelo Cerrado se tratar de um sistema limitado por N.

A mudança na estrutura da vegetação submetida a queimadas prescritas sucessivas, com aumento da importância do estrato herbáceo, fez com que essas áreas apresentassem maiores emissões de CO₂ pelo solo. Diferenças na densidade de raízes verificadas por outros autores ao compararem distintas fitofisionomias de Cerrado (maior densidade nas áreas mais abertas) poderiam explicar este padrão de respiração do solo.

As emissões anuais de C pelos solos de Cerrado estão dentro da variação encontrada para as florestas tropicais, sendo maiores porém quando comparadas com outras savanas.

REFERÊNCIAS CITADAS

- Adámoli, J., J. Macedo, L.G. Azevedo, J.M. Netto. 1986. Caracterização da região dos cerrados. In: Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo. W.J. Goedert (ed.). Planaltina: EMBRAPA-CPAC, São Paulo. p 33-74.
- Adams, M., P. Attiwill. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant and Soil* 92: 341-362.
- Adams, M., P. Polglase, P. Attiwill, C. Weston. 1989. In situ studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils: some comments on methodology. *Soil Biology & Biochemistry* 21(3): 423-429.
- Anderson, I.C., M.A. Poth. 1998. Controls of fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. *Journal of Environmental Quality* 27: 1117-1124.
- Barros, M.A.G., L.S. Caldas. 1980. Acompanhamento de eventos fenológicos apresentados por cinco gêneros nativos do cerrado (Brasília-DF). *Brasil Florestal* 42: 7-14.
- Batmanian, G.J. 1983. Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um Cerrado. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. Brasília. 78p.
- Batmanian, G. J., M. Haridasan. 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of Central Brazil. *Plant and Soil* 88: 437-440.
- Bollmann, A., R. Conrad. 1998. Influence of O₂ availability on NO and N₂O release by nitrification and denitrification in soils. *Global Change Biology*, 4: 387-396.
- Bustamante, M.M.C., F.B. Nardoto, A.A.A. Castro, C.R. Garofalo, G.B. Nardoto, M.R.S. Silva. 1998. Effect of prescribed fires on the inorganic-N concentration in soil of cerrado areas and on the assimilation of inorganic-N by woody plants In: III International Conference of Forest Fire Research, D.X. Viegas, (ed.). Luso, Coimbra, Portugal. Vol 2, p. 1361-1379.
- Cárdenas, L., A. Rondón, C. Johansson, E. Sanhueza. 1993. Effects of soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. *Journal of Geophysical Research* 98: 14783-14790.
- Cardinot, G.K. 1998. Efeitos de diferentes regimes de queimas nos padrões de rebrotamento de *Kielmeyera coriacea* MART e *Roupala montana* AUBL, duas espécies típicas do cerrado de Brasília. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. Brasília. 76p.
- Castro Neves, B.M., H.S. Miranda. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo em um campo sujo de cerrado. In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga, H.S. Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias (eds.), Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. p. 20-31.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of Brazilian Cerrado. In: Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges, J.G. Goldammer (ed.). Springer-Verlag, Berlin (Ecological Studies, Vol. 8A). p.82-105.
- Covington, W.W., S.S. Sackett. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management* 54: 175-191.
- Davidson, E.A. 1992. Sources of Nitric Oxide and Nitrous Oxide following Wetting of Dry Season. *Soil Science Society of America Journal* 56: 95-102.
- Davidson, E.A., M.M.C. Bustamante, A.S. Pinto. 2001. Emissions of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Soils of Native and Exotic Ecosystems of the Amazon and Cerrado Regions of Brazil. *TheScientificWorld* 1(S2): 312-319.
- Davidson, E.A., L.V. Verchot, J.H. Cattanio, I.L. Ackerman, J.E.M. Carvalho. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48: 53-69.
- Davidson, E.A., E. Belk, R.D. Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4: 217-227.
- Davidson, E.A., W. Kinglerlee. 1997. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48: 37-50.

- Davidson, E.A., P.A. Matson, P.M. Vitousek, R. Riley, K. Dunkin, G. Garciamendez, J.M. Maass. 1993. Processes Regulating Soil Emissions of NO and N₂O in a Seasonally Dry Tropical Forest. *Ecology* 74: 130-139.
- Delmas, R.A., A. Marengo, J.P. Tathy, B. Cros, J.G.R. Baudet. 1991. Sources and sinks of methane in the African savanna. CH₄ emissions from biomass burning. *Journal of Geophysical Research* 96:7287-7299.
- Dias, B.F.S. 1992. Cerrados: uma caracterização. In: *Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais Renováveis*. B.F.S. Dias (ed.). FUNATURA/IBAMA, Brasília.
- Dutra, R.C. 1987. Fenologia de dez espécies arbóreas nativas do cerrado de Brasília - DF. *Brasil Florestal* 62:23-41.
- Fenchel, T., G.M. King, T.H. Blackburn. 1988. *Bacterial Biogeochemistry: The ecophysiology of mineral cycling*. Academic Press, California, USA. 302 p.
- Firestone, M.K., E.A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. pp. 7-21. In: *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. M.O. Andreae & D.S. Schimel (eds.). Wiley, New York.
- Garofalo, C.R. 2001. Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado *stricto sensu*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 89p.
- Goedert, W.J., E. Lobato, E. Wagner. 1980. Potencial agrícola da região dos cerrados Brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 15:1-17.
- Hanson, P.J., N.T. Edwards, C.T. Garten, J.A. Andrews. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146.
- Hao, W.M., D. Scharffe, P.J. Crutzen, E. Sanhueza. 1988. Production of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical soils in the tropical savanna during the dry season. *Journal of Atmospheric Chemistry* 7:93-105.
- Johansson, C., H. Rodhe, E. Sanhueza. 1988. Emissions of NO in a tropical savanna and a cloud forest during the dry season. *Journal of Geophysical Research* 93: 7180-7192.
- Kato, E. 2001. Efeito da queimada na estabilidade de agregados, na resistência ao selamento superficial e na taxa de infiltração de água em solos de cerrado. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasil. 58p.
- Keller, M., W.A. Kaplan, S.C. Wofsy. 1986. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research* 91 (11): 791-802.
- Kozovits, A.R., M.M.C. Bustamante, L.F.Silva, G.F. Duarte, A.A. Castro, J.R. Magalhães. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*, H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (eds.) Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. p. 137-147.
- Levine, J.S., E.L. Winstead, D.A. B. Parsons, M.C. Scholes, R.J. Scholes, W.R. Cofer, D.R. Cahoon, D.I. Sebacher. 1996. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) from savannas in South Africa: The impact of wetting and burning. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 101: 23689-23697.
- Levine, J.S., W.R. Cofer III, D.I. Sebacher, R.P. Rhinehart, E.L. Winstead, S. Sebacher, C.R. Hinkle, P.A. Schmalzer, A.M. Koller. 1990. The effects of fire on biogenic emissions of methane and nitric oxide from wetlands. *Journal of Geophysical Research* 95:1853-1864.
- Linn, D.M., J.W. Doran. 1984. Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of American Journal* 48:1267-1272.
- Lloyd, J., J.A. Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil temperature. *Functional Ecology* 8:315-323.
- Maia, J.M.F. 1999. Variações sazonais das relações fotossintéticas, hídricas e crescimento de *Caryocar brasiliense* e *Rapanea guianensis* em um cerrado *sensu stricto*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 77p.
- Mantovani, W., F.R. Martins. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 11(1/2):101-112.

- Meier, M. 1991. Nitratbestimmung in Boden-proben (N-min-Method). Laborpraxis : 244-247.
- Meir, P., J. Grace, A. Miranda, J. Lloyd. 1996. Soil respiration in a rainforest in Amazonia and in Cerrado in Central Brazil. In: Amazonian deforestation and climate. J.H.C Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts, R.L. Victoria (eds.). John Wiley and Sons, Chichester, p 319-329.
- Miranda, A.C., H.S. Miranda, J. Lloyd, J. Grace, R.J. Francey, J.A. McIntyre, P. Meir, P. Riggan, R. Lockwood, J. Brass. 1997. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian cerrado: An analysis using eddy covariance and stable isotopes. *Plant Cell and Environment* 20: 315-328.
- Miranda, A.C., H.S. Miranda, I.F.O Dias, B.F.S. Dias. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9:313-320.
- Miranda, A.C., H.S. Miranda, J. Loyd, J. Grace, J.A. Mcintyre, P. Meir, P. Riggan, R. Lockwood, J. Brass. 1996. Carbon dioxide fluxes over a cerrado *sensu stricto* in central Brazil. In: Amazonian deforestation and climate. J.H.C Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts, R.L. Victoria (eds.). John Wiley and Sons, Chichester, p. 353-363.
- Miranda, I.S. 1995. Fenologia do estrato arbóreo de uma comunidade de cerrado em Alter-do-Chão, PA. *Revista Brasileira de Botânica* 18(2):235-240.
- Mistry, J. 1998. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, central Brazil. *Journal of Environmental Management* 54:321-334.
- Monteiro, J.M.G. 1995. Fluxos de CO₂ em um cerrado *sensu stricto*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 61p.
- Morais, H.C., I.R. Diniz, L. Baumgarten. 1995. Padrões de produção de folhas e sua utilização por larvas de Lepidoptera em um cerrado de Brasília. *Revista Brasileira de Botânica* 18(2):163-170.
- Moreira, A.G. 1996. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de cerrado. In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga. H.S. Miranda, Saito, C.H. & Dias, B.F.S. (eds.) Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, p. 20-31.
- Nardoto, G.B. 2000. Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado strico sensu. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 89p.
- Neto, W.N., S.M.A. Andrade, H.S. Miranda. 1998. The dynamics of the herbaceous layer following prescribed burning: a four year study in the Brazilian savanna. In: Proceedings of the 14th Conference of Fire and Forest Meteorology II, D.X. Viegas (ed.). University of Coimbra, Portugal, p. 1785-1792.
- Nobre, A.D. 1994. Nitrous oxide emissions from tropical soils. PhD Thesis, University of New Hampshire, 141 p.
- Oliveira, R.S. 1999. Padrões sazonais de disponibilidade de água nos solos de um cerrado denso e um campo sujo e evapotranspiração. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 69p.
- Otter, L.B., W.X. Yang, M.C. Scholes, F.X. Meixner. 1999. Nitric oxide emissions from a southern African savanna. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 104: 18471-18485.
- Ottmar, R.D., R.E. Vihnanek, H.S. Miranda, M.N. Sato, S.M.A. Andrade. 2001. Séries de estereo-fotografias para quantificar a biomassa da vegetação do Cerrado do Brasil Central. Volume I. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-519, Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 87p.
- Parsons, D.A.B., M.C. Scholes, R.J. Scholes, and J.S. Levine. 1996. Biogenic NO emissions from savanna soils as a function of fire regime, soil type, soil nitrogen, and water status. *Journal of Geophysical Research* 101: 23683-23688.
- Pinto, A.S. 1999. A relação entre fenologia de espécies lenhosas e a disponibilidade hídrica em um Cerrado. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 44p.
- Poth, M.A., I.C. Anderson, H.S. Miranda, A.C. Miranda, P.J. Riggan. 1995. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄, and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 503-513.
- Raich, J.W., K. Nadelhoffer. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology* 70: 1346-1354.

- Resende, J.C.F. 2001. A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influência de queimadas controladas. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília. 121p.
- Robertson, G.P., J.M. Tiedje. 1987. Nitrous oxide sources in aerobic soils: nitrification, denitrification and other biological processes. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 187-193.
- Rondon, A., C. Johanson, E. Sanhueza. 1993. Emissions of nitric oxide from soils and termites nests in a *Trachypogon* savanna of the Orinoco basin. *Journal of Atmospheric Chemistry* 17:293-306.
- Sanhueza, E., M. Santana. 1994. CO₂ emissions from savannah soil under first year cultivation. *Interciência* 19:20-23.
- Sanhueza, E., W.M. Hao, D. Scharffe, L. Donoso, P.J. Crutzen. 1990. N₂O and NO emissions from soils of the Northern Part of the Guayana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research* 95: 22481-22488.
- Santos, A.J.B. 1999. Fluxos de energia, carbono e água em vegetação de campos sujo. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 53p.
- Sato, M.N. 1996. Mortalidade de Plantas Lenhosas do Cerrado Submetidas a Diferentes Regimes de Queima. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 46p.
- Schiavini, I. 1983. Alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado (Brasília, DF): chuva, produção e decomposição de liter. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 87p.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, California, USA. 588 p.
- Scholes, M.C., R. Martin, R.J. Scholes, D. Parsons, E. Winstead. 1997. NO and N₂O emissions from savanna soils following the first simulated rains of the season. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48: 115-122.
- Scholes, R.J., B.H. Walker. 1993. *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley Study*. Cambridge Univ. Press, New York. pp. 164-167.
- Silva, G.T. 1999. Fluxos de CO₂ em um campo sujo submetido à queimada prescrita. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 64p.
- Siqueira, K.P. 2002. Mineralização de nitrogênio em áreas de campo sujo: efeito do fogo. Monografia de Graduação, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília.
- Slemr, F., W. Seiler. 1984. Field measurements of NO and NO₂ emissions from fertilized and unfertilized soils. *Journal of Atmospheric Chemistry* 2:1-24.
- Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattáneo, I.L. Ackerman, H.E. Erickson, M. Keller. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 31-46.
- Viana, L.T. 2002. Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das comunidades microbianas do solo em áreas de Cerrado nativo e pastagem. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 85p.
- Villela, D., J. Proctor. 1999. Litterfall mass, chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Manacá Island, Roraima, Brazil. *Biotropica* 31:198-211.
- Yienger, J.J., H. Levy. 1995. Empirical-Model of Global Soil-Biogenic Nox Emissions. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 100: 11447-11464.
- Zepp, R.G., W.L. Miller, R.A. Burke. 1996. Effects of moisture and burning on soil-atmosphere exchange of trace carbon gases in a southern African savanna. *Journal of Geophysical Research* 101: 23699-23706.

CAPÍTULO 2. EMISSÕES DE GASES TRAÇO EM SOLOS DE PASTAGENS MANEJADAS NO CERRADO

Resumo

Dada a importância da conversão do Cerrado nativo em pastagens, nosso objetivo foi avaliar os efeitos do manejo de pastagens degradadas na dinâmica de N (mineralização de N/nitrificação líquidas, N-inorgânico disponível e fluxos de óxidos de N do solo - NO e N₂O) e dinâmica de C (fluxos de CO₂ e C da biomassa microbiana do solo). As amostragens foram feitas mensalmente em uma fazenda em Planaltina-GO (15° 13' S, 47° 42'W) a partir de novembro/2001 até abril/2002. Três áreas de cerradão foram convertidas para pastagem (*Brachiaria brizantha*) em 1991 e após 10 anos de uso apresentavam características de degradação (capacidade suporte inferior a 1 unidade animal). As áreas foram manejadas desde 1999 da seguinte maneira: 1) pastagem **fertilizada** com N e P (N = 60 kg ha⁻¹, P = 12 kg ha⁻¹), 2) pastagem **consorciada**, *Brachiaria* associada com uma leguminosa (*Stylosanthes guianensis*) com adição de P (12 kg ha⁻¹), e 3) pastagem **tradicional** sem manejo. Uma quarta área de cerradão foi convertida para pastagem em 1999 e foi deixada sem manejo (pastagem **jovem**). A forma predominante de N-inorgânico disponível no solo em todos os tratamentos foi o N-NH₄⁺ (cerca de 40 mg N kg⁻¹). Houve uma redução significativa nestes valores em dezembro/2001 (cerca de 10 mg N kg⁻¹) provavelmente pela demanda da biomassa vegetal. Todos os tratamentos mostraram também alta variabilidade de emissões de gases traço de N do solo, porém durante a estação úmida, os fluxos de NO e N₂O foram próximos de zero. As maiores médias de fluxo de NO (3,6 ng N cm⁻² h⁻¹) e de N₂O (6,7 ng N cm⁻² h⁻¹) observadas nesse período foram provavelmente devido a atividade do gado, que promoveriam uma distribuição não uniforme de N através da deposição de resíduos orgânicos. Apesar destes picos de fluxos de gases nitrogenados, as emissões totais de N podem ser consideradas

baixas. Os fluxos de CO₂ foram semelhantes ao longo do estudo, porém, em janeiro/2002 o tratamento **consorciado** teve maiores fluxos de CO₂ (9,2 μmol m⁻² s⁻¹) e o tratamento **jovem** teve fluxos menores (6,7 μmol m⁻² s⁻¹). As pastagens **fertilizada** e **tradicional** mostraram fluxos intermediários (8,5 e 7,1 μmol m⁻² s⁻¹, respectivamente). A variabilidade de fluxos de CO₂ dentro e entre os tratamentos diminuiu ao final da estação úmida (abril/2002). O manejo do solo afetou a dinâmica de C, uma vez que, além dos menores valores de respiração do solo, foram encontrados também os menores valores de biomassa de carbono microbiana na pastagem **jovem** (c.a. 320 mg C kg⁻¹ solo), pois a camada superficial do solo (0-10 cm) foi removida na instalação deste tratamento. Através de um experimento de adição de água realizado em setembro/2002 foi observada que a transição entre as estações seca - úmida é uma fonte importante de gases de N na pastagem **fertilizada** e principalmente na pastagem **jovem**.

Abstract

In the savannas of Central Brazil, the "Cerrado", it is estimated that there are approximately 50 million hectares of planted pastures, mainly *Brachiaria* spp. Our objective was to assess the effects of the management of degraded pastures on the N dynamics (net N mineralization/nitrification, available inorganic N and soil N oxides fluxes – NO and N₂O) and C dynamics (CO₂ fluxes and microbial biomass carbon). Sampling was done monthly on a farm in Planaltina-GO, Brazil (15° 13' S, 47° 42' W) from November 2001 to April 2002. Three areas of cerradão (dense cerrado) were converted to pasture (*Brachiaria brizantha*) in 1991 and after 10 years showed degraded traits. The pasture have been managed since 1999 as follow: 1) N and P **fertilized** plot (N = 60 kg ha⁻¹, P = 12 kg ha⁻¹), 2) **legume-grass** plot, *Brachiaria* associated with a legume (*Stylosanthes guianensis*) with addition of P (12 kg ha⁻¹), and 3) a **traditional** plot without management. A fourth area of cerradão was converted to pasture in

1999 and was left without management (**young** pasture). Ammonium was the predominant inorganic N form in the soils (c.a. 40 mg N kg⁻¹). In December 2001 a reduction in N-NH₄⁺ was observed (c.a. 10 mg N kg⁻¹) probably related to plant demand. All plots showed high variability of soil N gases emissions but during the wet season, the NO and N₂O soil fluxes were near zero. The highest average NO flux (3.6 ng N cm⁻² h⁻¹) and N₂O flux (6.7 ng N cm⁻² h⁻¹) were observed in this period probably due to cattle activity (irregular distribution of organic residues). Despite these peaks of N gases emissions, the total N emissions could be considered low. The CO₂ fluxes were similar along the study, however, in January/2002 the **grass-legume** treatment had highest CO₂ fluxes (9.2 μmol m⁻² s⁻¹) and the **young** plot had lowest fluxes (6.7 μmol m⁻² s⁻¹). **Fertilized** and **traditional** plots showed intermediate fluxes (8.5 and 7.1 μmol m⁻² s⁻¹, respectively). The variability of CO₂ fluxes decreased within and between plots at the end of wet season (April 2002). The soil management affected the C dynamics, as the smallest values of soil respiration and the smallest values of C microbial biomass were measured in the **young** pasture (c.a. 320 mg C kg⁻¹ soil), because the superficial layer of the soil (0-10 cm) was removed during of the conversion to pasture. The results of a water addition experiment made in September 2002 indicated that the transition of dry-wet season is an important period for the production of N gases in the **fertilized** pasture and particularly in the **young** pasture.

INTRODUÇÃO

A conversão de áreas nativas para pastagem causa mudanças substanciais em propriedades físico-químicas do solo, com profundos efeitos nos processos biogeoquímicos (Reiners *et al.* 1994). Algumas destas mudanças são positivas, como o aumento da concentração de bases, enquanto outras são negativas, como a diminuição da disponibilidade de N. A quebra de sua estrutura e a conseqüente a exposição da MOS, antes associada a agregados, ao ataque de microrganismos, também pode ser um efeito negativo da conversão vegetação nativa - pastagem por causar diminuição nos estoques de C devido ao aumento da respiração do solo (Shepherd *et al.* 2001). Entretanto, esta não é uma regra geral. Dependendo do manejo da pastagem, principalmente da espécie de gramínea utilizada (p.ex., vigor, rusticidade), o estoque de C no solo a longo prazo pode superar o que havia sob vegetação nativa. Estudos como o de Fernandes *et al.* (2002), encontraram estoques (0 - 10 cm) de 2,2 kg C m⁻² em uma pastagem de 10 anos, enquanto na floresta o estoque era de 1,4 kg C m⁻². Van Dam *et al.* (1997) estudaram as variações nos estoques de carbono orgânico do solo (0 - 65 cm) em florestas da Costa Rica em função de desmatamento seguido de 18 a 25 anos de uso da terra (pastagens) e estimaram uma perda de carbono orgânico do solo entre 1,5 e 21,8 Mg C ha⁻¹, dependendo do tipo de solo.

Aumentos nas emissões de óxidos de nitrogênio têm sido observados em pastagens tropicais jovens em comparação com a floresta original (Luizão *et al.* 1989, Keller *et al.* 1993). Porém, como a conversão de floresta para pastagem diminui a disponibilidade de N do solo ao longo do tempo, após o pico de emissões de óxidos de N as pastagens reduzem os fluxos destes gases do solo a níveis inferiores aos encontrados na floresta, reduzindo também a importância da umidade do solo no controle das emissões (Garcia-Montiel *et al.* 2001).

O Cerrado vem sofrendo intensas alterações no uso da terra. Estudos estimavam que até 1985, haviam sido abertos 50,7 milhões de hectares deste bioma para fins agropecuários.

Em 1994, a estimativa era de 69,5 milhões de hectares, sendo que 67% deste total era de pastagens plantadas com gramíneas exóticas (Klink *et al.* 1995). A introdução da gramínea africana do gênero *Brachiaria* nos anos 70 levou a uma ampliação da conversão de áreas nativas e atualmente a região é uma das mais importantes para a criação de gado de corte no Brasil, com aproximadamente 44% da produção nacional (Kichel *et al.* 1996). Nos últimos 40 anos, a criação de gado aumentou 400 % (Barcellos 1996). Entre 40 e 50 milhões de hectares do Cerrado estão atualmente cobertos por gramíneas africanas (principalmente *Brachiaria* e *Andropogon* spp).

Existem poucas informações sobre as emissões de gases traço no Cerrado em solos de pastagens, estas porém sugerem que as emissões anuais de óxidos de nitrogênio são baixas. Saminêz (1999) fez um estudo sobre as emissões de N₂O do solo em áreas experimentais da EMBRAPA CERRADOS - DF, e estimou que a emissão anual em áreas de cerrado nativo era de 0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, e o mesmo valor foi encontrado em uma pastagem (*Andropogon gayanus*) com cinco anos de uso. Em uma pastagem (*Paspalum* sp.) com pelo menos 10 anos de cultivo, Nobre (1994) observou um fluxo do solo de 0,2 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹. Baseado nos fluxos de NO e CO₂ do solo mensurados por Varella *et al.* (no prelo) em uma pastagem (*Brachiaria brizantha*) de 20 anos, as emissões anuais seriam de 0,1 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e 14 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, sendo que as emissões de N₂O do solo foram abaixo do limite de detecção.

A falta de um manejo adequado leva as pastagem a um processo de degradação. A “degradação das pastagens” é definida como o processo gradativo de perda de vigor, de produtividade, de capacidade de recuperação natural a fim de sustentar os níveis de produção e qualidade exigida pelos animais, assim como a de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e plantas invasoras, culminando com a degradação avançada dos recursos naturais (Barcellos 1996). Este fenômeno é atribuído à redução da fertilidade do solo após o

desmatamento, associada à elevada deposição pelas gramíneas de uma serapilheira com elevada razão C:N, a qual induz à imobilização de nutrientes do solo, diminuindo sua disponibilidade para as plantas (Robertson *et al.* 1993, Robertson 1994). O declínio da produtividade vegetal é observado nas pastagens cultivadas nos primeiros anos após a sua implantação, dependendo da espécie e fertilidade química do solo. Estima-se atualmente que no Cerrado cerca de 50% da área ocupada por pastagens cultivadas encontra-se em processo de degradação.

As pesquisas sobre recuperação de pastagens degradadas demonstram que as respostas na produtividade e a persistência das gramíneas exóticas estão associadas ao aumento na disponibilidade de nutrientes no solo (Embrapa 1981; 1983, Arruda *et al.*, 1987, Soares Filho *et al.* 1992, Oliveira *et al.* 1997). O consórcio de gramíneas e leguminosas em pastagem e a integração de culturas e pasto são consideradas alternativas economicamente viáveis para a melhoria da fertilidade do solo (Toledo 1985). A utilização de fertilizantes nitrogenados, por ter benefícios temporários, pode não ser viável financeiramente. Além disso, pode ser potencialmente danosa ao ambiente devido a grande perda de N por lixiviação e possível contaminação dos lençóis freáticos.

O objetivo deste capítulo é avaliar o efeito de diferentes tipos de manejo de pastagens degradadas e também de uma conversão recente (2 anos) de uma área de cerradão para pastagem nos seguintes aspectos: 1) fluxos de gases traço (N_2O , NO e CO_2) do solo, 2) taxas de mineralização de N e nitrificação líquidas e N-inorgânico disponível, 3) carbono da biomassa microbiana, e 4) umidade e temperatura do solo.

Baseando-se em resultados preliminares que mostraram que as pastagens manejadas apresentaram maior produtividade em relação ao tratamento tradicional (pastagem degradada), foram propostas as seguintes hipóteses: i) devido a esperada maior atividade radicular nas pastagens manejadas (fertilizada e consorciada), estes tratamentos apresentam maior respiração

do solo; ii) a disponibilidade de N-inorgânico é menor nos tratamentos manejados pela maior demanda para manutenção da produtividade, e como consequência apresentariam menores emissões de óxidos de nitrogênio, uma vez que não haveria um excesso de N no sistema. Em relação a pastagem jovem foi proposta a hipótese que iii) a pastagem jovem apresenta maiores taxas de mineralização de N, emissões de óxidos de oxigênio (N₂O e NO) e respiração do solo em decorrência da decomposição do material remanescente da vegetação nativa.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área experimental de pastagem da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO (15° S 14' e 47° W 42'), a 826 m de altitude e sobre Latossolo Vermelho (Embrapa 1999). A pastagem com *Brachiaria brizantha* cv. Marandu foi introduzida nesta fazenda em 1990 após o desmatamento da vegetação nativa. Não foi possível recuperar informações sobre o tipo de vegetação presente antes da abertura da área. A vegetação nativa que estava presente em área adjacente a pastagem até 1999 tinha características de um cerrado (D. Mitja⁵, comunicação pessoal). Após nove anos de uso, a pastagem apresentava características de degradação. A capacidade suporte da *B. brizantha* durante a estação chuvosa era inferior a 1 unidade animal (UA) ha⁻¹ (UA = 450 kg de peso vivo) (Corazza 2002). O pequeno ganho de peso na estação de chuvas e as perdas de peso na estação seca caracterizaram a baixa capacidade de produção por animal e por hectare desta pastagem.

Em 1998, foi feita uma aplicação de 3 t ha⁻¹ de calcário dolomítico pelo proprietário em toda a pastagem. No ano seguinte (1999), foi implantado um experimento de recuperação desta pastagem com seis tratamentos (parcelas de 5 ha). Este experimento foi coordenado pelos

pesquisadores Alexandre Barcellos (EMBRAPA CERRADOS) e Dr. Michel Brossard (IRD - França). As medidas de gases traço do solo foram realizadas em apenas três tratamentos que receberam a seguinte denominação: i) **pastagem fertilizada** (adição de NPK e S; ii) **pastagem consorciada** (fertilizada com P,K e S e consórcio de *B. brizantha* com a leguminosa *Stylosanthes guianensis* cv. Mineirão) e iii) **pastagem tradicional** (sem adição de fertilizantes, pastagem com *B. brizantha* que após nove anos de uso apresentava características de degradação). Os dois primeiros tratamentos receberam aplicação de 205 kg ha⁻¹ de superfosfato triplo e 75 kg ha⁻¹ de enxofre elementar. Esta fertilização foi realizada em fevereiro de 1999 a lanço, seguida pela incorporação com grade pesada a ~10 cm de profundidade, com posterior semeadura de *S. guianensis* para o estabelecimento da pastagem consorciada com *B. brizantha*. Em maio de 2001 ocorreu a segunda aplicação de fertilizante (NPK na fertilizada e sem nitrogênio na consorciada) a lanço na superfície do solo. Os tratamentos de fertilização aplicados nas parcelas experimentais estão descritos na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Concentração de nutrientes adicionada ao solo sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999) (Fonte: Corazza 2002).

Tratamento	Fevereiro 1999		Março 2001		
	Elemento (kg ha ⁻¹)		Elemento (kg ha ⁻¹)		
	P*	S*	P*	N*	K*
Pastagem fertilizada	40	74	12	60	33
Pastagem consorciada	40	74	12	-	29
Pastagem tradicional	-	-	-	-	-

* Tipo de fertilizante utilizado: P, superfosfato triplo (44% P₂O₅); N, uréia (45% N); K, KCl (60% K₂O); S, enxofre elementar (98% S).

⁵ Dra. Danielle Mitja, IRD - França

Uma quarta área adjacente ao experimento de recuperação de pastagens degradadas foi estudada. Na estação chuvosa dos anos 1999/2000 a vegetação nativa (cerradão) foi removida utilizando a técnica conhecida popularmente como correntão, que seria a passagem de dois tratores a uma distância ~50 m conectados por uma corrente para derrubada das espécies lenhosas. Posteriormente, foi realizado um procedimento conhecido como enleiramento, que seria a passagem de uma máquina para empilhar o material restante na superfície em linhas distantes 50 m entre si. Após o empilhamento e retirada da madeira que tenha valor econômico (carvão), o material é queimado. O processo de enleiramento geralmente remove a camada superficial do solo (0-10 cm). A correção da acidez do solo foi realizada com a aplicação de 2 t ha⁻¹ de calcário e também houve a aplicação de 12 kg P ha⁻¹ na forma de superfostato simples. Esta área foi denominada **pastagem jovem** devido à sua idade (2 anos) em relação aos outros tratamentos quando das medidas de gases traço. A pastagem jovem apresentava rebrota de várias espécies da vegetação original, tendo após 2 anos de conversão um aspecto semelhante a uma área de campo sujo. As principais características do solo das parcelas estudadas estão descritas na Tabela 2.2 e uma vista das pastagens está na Figura 2.1.

Mensuração dos fluxos de gases traço do solo

Em outubro 2001, foram instalados em cada tratamento oito anéis com área interna de 366 cm², inseridos no solo a 5 cm de profundidade e com uma semana de antecedência em relação às primeiras medidas. Os anéis foram instalados em duas linhas de amostragem com 3 m de distância entre as linhas e 3 m de distância entre os anéis. Após a mensuração dos fluxos de gases traço em outubro, foi observado que as curvas de concentração de gás x tempo, nos tratamentos tradicional, consorciada e fertilizada, apresentavam características de vazamento no sistema câmara-anel, com exceção do tratamento **pastagem jovem**. Desta forma, os anéis destes tratamentos foram reinstalados. O fluxo dos gases traço em estudo (óxido nitroso – N₂O,

óxido nítrico – NO e dióxido de carbono – CO₂) foram mensurados mensalmente nestes anéis, entre novembro 2001 e abril 2002, portanto, o estudo foi iniciado cerca de 8 meses após a última fertilização.

Os equipamentos utilizados para mensuração das emissões de gases traço do solo, bem como o método de amostragem e o cálculo dos fluxos estão descritos no Capítulo 1.

Tabela 2.2. Principais propriedades do solo (0-10 cm) e biomassa vegetal dos diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina – GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes.*

	Tratamento			
	fertilizada	consorciada	jovem	tradicional
Argila (%)	63,7	58,1	63,1	62,2
Silte (%)	12,8	18,5	11,2	21,3
Areia (%)	23,5	23,4	25,7	16,5
C _{orgânico} (g kg ⁻¹)	21	22	18	29
pH (H ₂ O 1:2,5)	5,9	5,9	5,3	5,9
Densidade aparente (g cm ⁻³)	1,21	1,29	1,08	1,17
Biomassa vegetal (g m ⁻²) [†]	40,2 ^b	49,5 ^a	ND	32,4 ^b

* D. Brunet, dados não publicados

† Média dos valores obtidos entre outubro 2001 e maio 2002 (parcelas de 1 m²). As amostragens foram realizadas em intervalos de aproximadamente 30 dias e o corte das plantas foi feito acima de 30 cm do solo para simular o consumo pelo gado. Letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, P < 0,05).

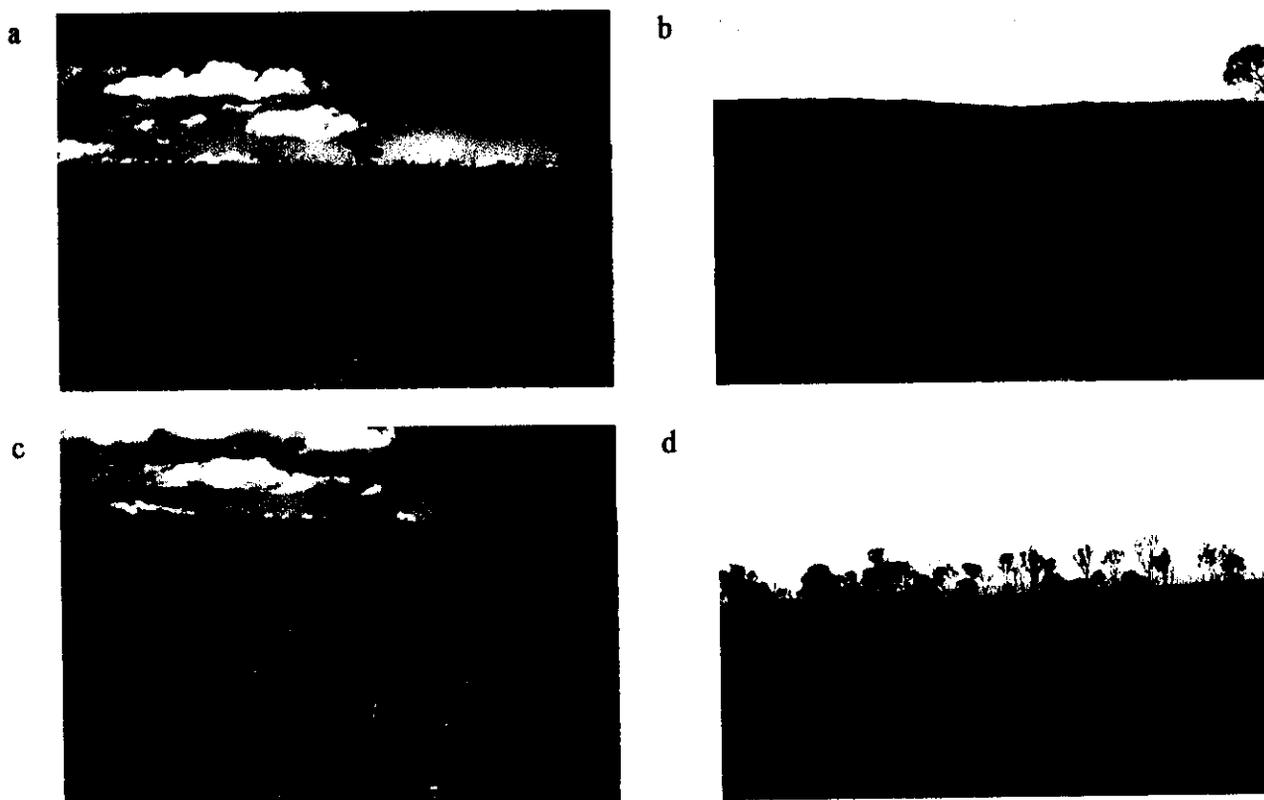


Figura 2.1. Vista dos diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. a) pastagem fertilizada, b) pastagem consorciada (+ *Stylosanthes guianensis*), c) pastagem tradicional e d) pastagem jovem. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes.

Umidade e temperatura do solo

A umidade do solo foi estimada mensalmente através do método gravimétrico. Três amostras de solo (0 – 5 cm) por tratamento foram coletas próximas aos anéis de amostragem de gases traço e no laboratório foi realizada a pesagem do solo úmido (natural). Após a secagem a 105° C por 72 h, o solo foi novamente pesado. Os valores de teor gravimétrico de água θ_g (g g⁻¹) foram convertidos para proporção do espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) usando a fórmula fornecida por Linn & Doran (1984). A densidade da partícula, utilizada na

fórmula para o cálculo de EPPA (%) foi estimada em $2,7 \text{ g cm}^{-3(6)}$.

Durante a mensuração de gases traço, termopares instalados nas câmaras permitiram a mensuração da temperatura do ar interno. Também foi mensurada a temperatura do solo em três profundidades: 2,5 cm, 5 cm e 10 cm.

N-inorgânico disponível, taxas de nitrificação e mineralização líquidas de nitrogênio

Próximo às bases instaladas para mensuração de gases traço foram coletadas mensalmente 10 amostras de solo (0 – 5 cm) para determinação do N-inorgânico disponível. As amostras foram coletadas em duas linhas de amostragem sendo que a distância entre os pontos de coleta e entre as linhas era de 3 metros. A extração do N-inorgânico das amostras de solo fresco foi feita utilizando-se uma solução de KCl (2 N) na proporção 1:12,5, seguida de agitação por 1 hora. Após a filtração, o extrato foi armazenado em frascos para congelamento (-15° C). O tempo máximo entre a amostragem e a análise dos extratos foi de três meses. A concentração de amônio (NH_4^+) foi determinada a partir da complexação com reagente de Nessler e a de NO_3^- por absorção na faixa do UV seguindo a metodologia de Meier (1991).

As taxas de mineralização de nitrogênio foram calculadas a partir do método de incubação *in situ* descrito por Adams & Attiwill (1986) e Adams *et al.* (1989). As amostras de solo foram incubadas mensalmente utilizando tubos de PVC de 10 cm de comprimento, perfurados a 5 cm de altura. Estes tubos foram enterrados no solo a 5 cm de profundidade e cobertos com uma placa de petri invertida para evitar a lixiviação pela precipitação. A disposição dos tubos de incubação foi a mesma utilizada para a coleta de amostras para N-inorgânico disponível descrita acima. Na ausência de assimilação de N-inorgânico pelas plantas, lixiviação, redução dissimilatória de nitrato e denitrificação, a taxa líquida de

⁶ Dr. Didier Brunet, IRD – França. Dados não publicados.

mineralização foi determinada pela variação do tamanho do “pool” de N-inorgânico do solo no tempo (t):

$$\text{Mineralização líquida de N} = (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{t1} - (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{t0}$$

Valores negativos indicam imobilização líquida de N-inorgânico. De maneira semelhante, a taxa de nitrificação líquida é calculada pela variação na concentração de NO_3^- nas amostras de solo dos tubos:

$$\text{Nitrificação líquida} = (\text{N-NO}_3^-)_{t1} - (\text{N-NO}_3^-)_{t0} \quad (\text{Hart et al. 1994})$$

O “t1”, neste estudo, foi equivalente a um período de incubação de 7 dias.

Carbono da biomassa microbiana do solo

A determinação do carbono da biomassa microbiana do solo foi realizada em amostras de solo coletadas em novembro de 2001, janeiro, fevereiro e abril de 2002. Nesses meses três amostras de solo de 0-5 cm de profundidade foram analisadas por tratamento. Cada amostra foi uma composição de três amostras utilizadas para a determinação do N-inorgânico disponível.

Para a determinação do C da biomassa microbiana foi utilizado o método de fumigação-incubação (Jenkinson & Powlson 1976). As amostras compostas foram divididas em seis sub-amostras, sendo que três delas foram destinadas a fumigação com clorofórmio. Após um período de sete dias de acondicionamento, com a umidade ajustada a 100% da capacidade de campo, incubou-se tanto as amostras fumigadas quanto as não fumigadas por um período de dez dias. As amostras destinadas à fumigação foram incubadas com clorofórmio livre de álcool por 48 h a partir do quinto dia de acondicionamento. Durante dez dias, a partir do sétimo dia de acondicionamento, ambas as amostras, fumigadas e não fumigadas, foram incubadas em frascos de 1L hermeticamente fechados e no interior havia também um pequeno frasco contendo 10 mL de KOH 0,3 N. A quantidade de CO_2 liberada das amostras fumigadas

e não fumigadas foi determinada através da titulação com HCl 1 N, acrescentando-se fenoftaleína como indicador. Para o cálculo do C da biomassa microbiana, utilizou-se a constante $K_c = 0,41$, que indica que 41% do C na biomassa microbiana é mineralizado durante o período de dez dias de incubação (Anderson & Domsch 1975).

Experimento de adição de água

Entre 17 e 19 de setembro de 2002 (estação seca) foi realizado um experimento de adição artificial de água nos tratamentos de pastagem. As mensurações das emissões de gases traço foram realizadas nos mesmos anéis utilizados para as mensurações mensais. Porém, para este experimento foram utilizados seis anéis por tratamento. Foram instaladas seis parcelas de 50 x 50 cm de modo que os anéis ficassem no centro destas parcelas, sendo possível então retirar amostras de solo de dentro das parcelas, mas não de dentro do anel. Com estas amostras foram determinados a umidade do solo por gravimetria e o N-inorgânico disponível. No primeiro dia do experimento, foram adicionados 1,25 L de água (equivalente a uma chuva de 5 mm) em três parcelas e as outras três foram deixadas como testemunha. As mensurações das emissões de gases traço foram realizadas entre 15 min e 60 min após a adição de água e foram repetidas um e dois dias após a adição de água.

Análise estatística

A distribuição normal foi testada utilizando-se o teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Os fluxos de NO do solo não apresentaram distribuição normal mesmo após transformação dos dados. As comparações das médias ao longo do tempo em um mesmo tratamento, ou entre os tratamentos em um mesmo mês, foram feitas utilizando-se análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey de comparação múltipla, quando necessário. O teste T foi utilizado para comparações entre

parcelas secas e úmidas no experimento de adição de água. As mesmas comparações foram feitas para os fluxos de NO do solo, porém utilizando os testes não-paramétricos equivalentes (Mann-Whitney e Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparação múltipla Nemenyi, quando necessário). A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre os fatores ambientais (temperatura e umidade do solo) e os fluxos de CO₂, e a correlação de Spearman foi utilizada para os fluxos de NO, além de relacionar também com o N-inorgânico disponível no solo, e taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação.

RESULTADOS

Precipitação e umidade do solo

Entre maio de 2001 e abril de 2002, a precipitação total foi de 1315 mm (Figura 2.2). Os meses de maior precipitação foram dezembro (273,5 mm) e janeiro (282,1 mm). Em março e abril houve uma forte redução na precipitação atingindo valores quatro vezes menores em comparação com os picos (57,4 mm e 58,9 mm, respectivamente).

A distribuição de chuvas influenciou a umidade do solo, expressa em espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %). Em dezembro 2001, uma forte redução dos valores de EPPA (%) foi observada em todas as parcelas apesar da segunda maior precipitação no período de estudo ter ocorrido neste mês (Figura 2.2). Os valores de EPPA, que em novembro 2001 estavam em torno de 86%, reduziram-se no mês seguinte para cerca de 50%. Um período de sete dias sem chuva ocorreu em dezembro 2001. Uma semana após esta mensuração, o EPPA aumentou para valores em torno de 81%. Em fevereiro, este fato se repetiu, e nos meses seguintes houve uma tendência de redução da umidade do solo com a aproximação da estação seca.

e $7,3 \text{ mg N kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 2.3). Nos meses seguintes (janeiro e fevereiro) houve uma aumento gradativo da concentração. As maiores médias de N-NH_4^+ foram observadas em fevereiro na **jovem** ($54,2 \text{ mg N kg}^{-1}$), **consorciada** ($57,1 \text{ mg N kg}^{-1}$) e **fertilizada** ($64,2 \text{ mg N kg}^{-1}$), e em março na **tradicional** ($70,2 \text{ mg N kg}^{-1}$). Em relação a concentração N-NO_3^- , todas as maiores médias foram observadas em novembro (**fertilizada e consorciada** = $0,46 \text{ mg N kg}^{-1}$; **tradicional e jovem** = $0,55 \text{ mg N kg}^{-1}$) (Figura 2.3).

Entre novembro e janeiro, todos os tratamentos apresentaram mineralização líquida de N (Figura 2.4). Durante este período de três meses, as pastagens **fertilizada, consorciada e jovem** apresentaram picos de mineralização em dezembro ($64,1$; $23,2$ e $21,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ PS } 7 \text{ dias}^{-1}$, respectivamente), enquanto na **tradicional** a maior mineralização foi observada em novembro ($31,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ PS } 7 \text{ dias}^{-1}$). Em fevereiro, uma forte imobilização de nitrogênio foi observada em todos os tratamentos, tendo sido encontrada a maior imobilização na **fertilizada** ($-44,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ PS } 7 \text{ dias}^{-1}$) e a menor na **tradicional** ($-37,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ PS } 7 \text{ dias}^{-1}$). Os picos de imobilização de NO_3^- em todos os tratamentos foram observados em novembro (Figura 2.4). Também houve imobilização de NO_3^- em fevereiro e março com exceção da **jovem**, pois em março foi observado o pico de nitrificação ($0,16 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ PS } 7 \text{ dias}^{-1}$) nesse tratamento. Nitrificação nas pastagens **fertilizada, consorciada e tradicional** foi observada em dezembro e abril.

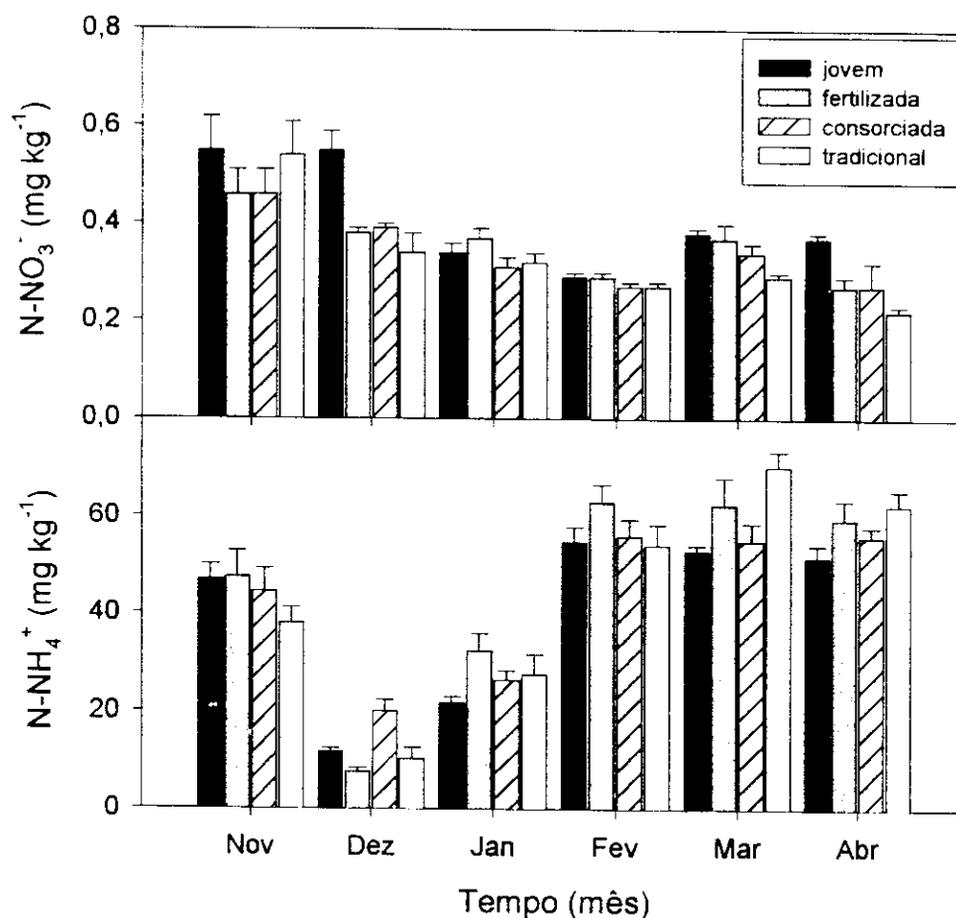


Figura 2.3. Concentrações de N-inorgânico ($N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$) em solos sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002.

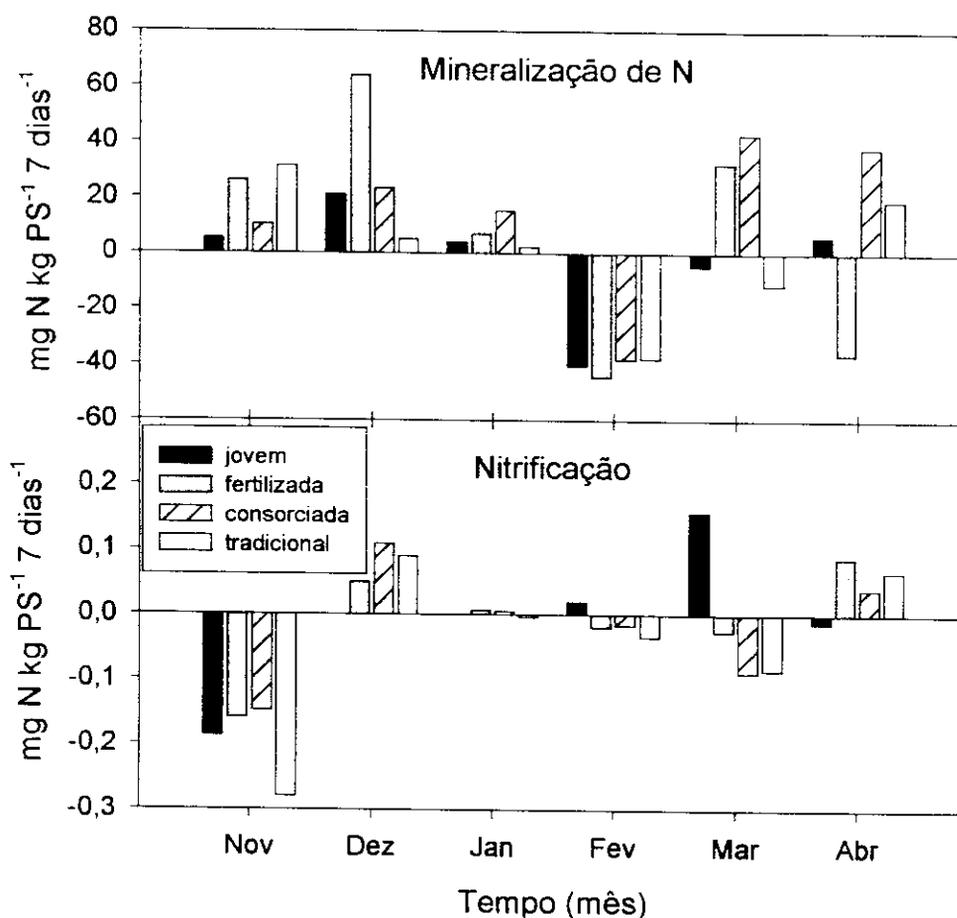


Figura 2.4. Taxas de mineralização de N e nitrificação líquidas em solos sob diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002.

Considerando as médias entre novembro 2001 e abril 2002, não houve diferenças significativas na concentração de $N-NH_4^+$ entre os tratamentos (Tabela 2.3), porém a **jovem** apresentou maior concentração de $N-NO_3^-$. A taxa líquida de mineralização de N foi maior na **consorciada** e foi observado imobilização de N na **jovem**, porém não significativamente diferente da mineralização de N observadas nas pastagens **fertilizada** e **tradicional**. Todos os tratamentos apresentaram imobilização líquida de NO_3^- , não havendo diferenças entre eles.

Tabela 2.3. Médias (EP) de N-inorgânico disponível no solo e taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação entre novembro 2001 e abril 2002 em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Em uma mesma coluna, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$).

Tratamento	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Mineralização	Nitrificação
	mg N kg ⁻¹		mg N kg ⁻¹ 7dias	
Jovem	40,3 ^a (2,3)	0,41 ^a (0,02)	-2,0 ^b (2,7)	-0,00 ^a (0,02)
Fertilizada	45,6 ^a (3,1)	0,36 ^{ab} (0,01)	7,7 ^{ab} (5,4)	-0,01 ^a (0,02)
ConSORCIADA	43,1 ^a (2,3)	0,34 ^b (0,01)	15,3 ^a (4,6)	-0,02 ^a (0,02)
Tradicional	44,2 ^a (3,0)	0,32 ^b (0,02)	1,0 ^{ab} (3,3)	-0,04 ^a (0,02)

Fluxos de NO e N₂O do solo

Os fluxos de NO do solo em todos os tratamentos foram muito baixos. O maior fluxo médio de NO do solo durante o estudo foi de 3,6 ng N cm⁻² h⁻¹, determinado na **tradicional** em novembro de 2001 (Figura 2.5). Porém, este valor foi decorrente de apenas um anel onde foi observado um fluxo de 29,0 ng N cm⁻² h⁻¹, os sendo que demais apresentaram fluxos próximos a zero.

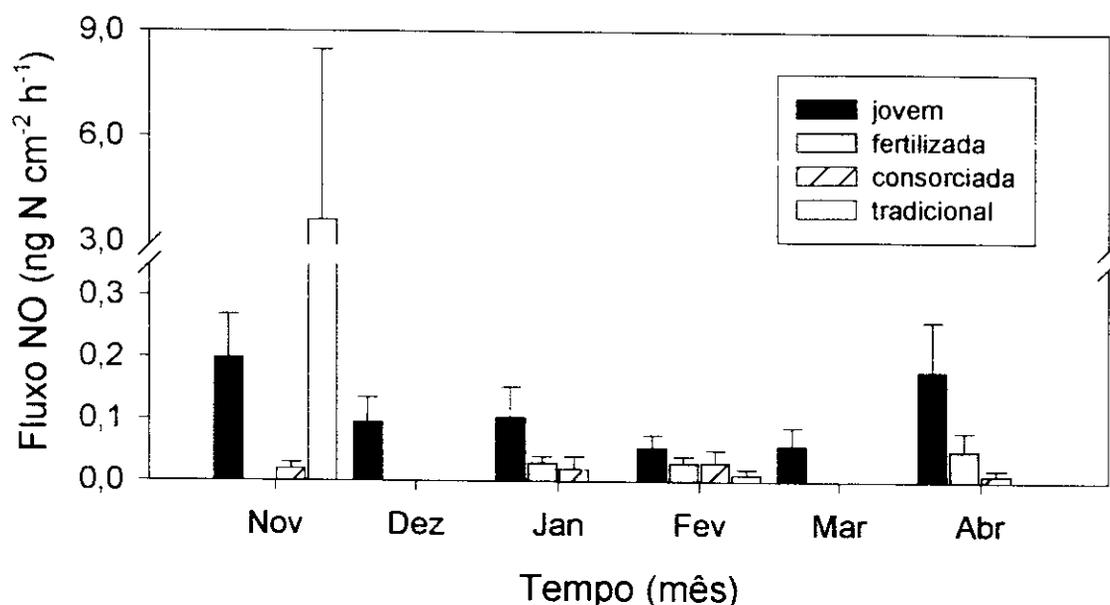


Figura 2.5. Fluxos de NO do solo (média+EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002.

Durante o período de estudo (novembro 2001 a abril 2002) foram mensurados 48 fluxos em cada tratamento. Se forem considerados apenas os fluxos por anel iguais ou acima de $0,1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, os tratamentos **tradicional** e **fertilizada** apresentaram apenas um anel com fluxo dentro deste critério, enquanto a **consorciada** apresentou apenas dois anéis. Na pastagem **jovem** observou-se uma maior quantidade de anéis com fluxos iguais ou acima de $0,1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (20 anéis) com valor máximo de $0,7 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

A maioria dos fluxos de N_2O mensurados foi abaixo do limite de detecção do sistema da câmara e cromatografia de gás ($0,6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 2.6). Assim como ocorreu com os fluxos de NO, as maiores médias de emissões de N_2O foram obtidas devido ao fluxo

mensurado em apenas um anel. A maior média ($6,7 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) observada na **tradicional** em março 2002 foi encontrada devido a um anel onde foi mensurado um fluxo bastante elevado ($52,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Na **consorciada** também ocorreu algo semelhante, onde as maiores médias de fluxo de N_2O , observadas em novembro e janeiro (ambas $2,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), vieram de um mesmo anel onde foi mensurado $14,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

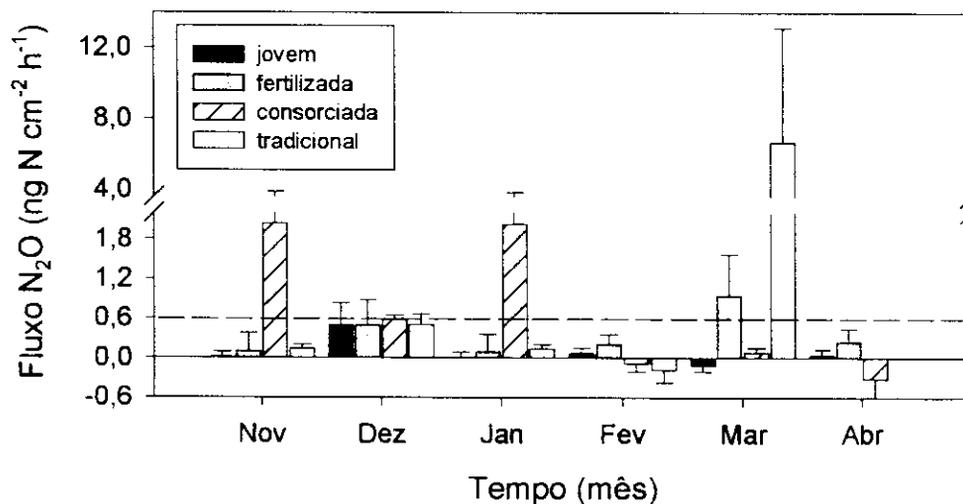


Figura 2.6. Fluxos de N_2O do solo (média \pm EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002.

Carbono da biomassa microbiana do solo

Os menores valores de carbono na biomassa microbiana foram observados na pastagem **jovem** ($F = 7,296$; $P = 0,001$), não havendo diferenças entre os demais tratamentos (Tabela 2.4).

Os valores de biomassa microbiana foram significativamente menores em fevereiro na

jovem (160 mg C kg solo⁻¹, $F = 15,45$, $P = 0,003$), **consorciada** (270 mg C kg solo⁻¹, $F = 6,08$, $P = 0,018$) e **fertilizada** (320 mg C kg solo⁻¹, $F = 21,28$, $P = 0,001$). Na pastagem tradicional os valores foram semelhantes entre os meses.

O maior valor de carbono da biomassa microbiana observado durante o estudo foi encontrado na **tradicional** (760 mg C kg solo⁻¹) em novembro. A **fertilizada** também apresentou valores altos de biomassa microbiana em janeiro e abril (740 e 710 mg C kg solo⁻¹, respectivamente).

Tabela 2.4. Carbono da biomassa microbiana do solo (mg C kg solo⁻¹) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Valores representam a média (DP). Em uma mesma coluna, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$)

Tratamento	Novembro/01	Janeiro/02	Fevereiro/02	Abril/02
fertilizada	480 (70) ^{bc}	740 (70) ^a	320 (60) ^a	710 (70) ^a
consorciada	540 (80) ^b	500 (70) ^b	270 (70) ^a	450 (110) ^{bc}
jovem	310 (110) ^c	400 (20) ^b	160 (20) ^a	420 (7) ^c
tradicional	760 (60) ^a	530 (70) ^b	410 (270) ^a	620 (80) ^{ab}

Fluxos de CO₂ do solo

Ao longo do período de estudo, independente do tratamento, os fluxos de CO₂ do solo foram semelhantes (Figura 2.7). Embora entre novembro 2001 e janeiro 2002 houvesse uma tendência para as pastagens **jovem** e **tradicional** apresentarem menores fluxos de CO₂ em comparação com os demais tratamentos, foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos apenas em janeiro 2002 ($F = 3,98$; $P = 0,018$), com maior fluxo na pastagem **consorciada** (9,2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e menor na pastagem **jovem** (6,7 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). As pastagens **fertilizada** e **tradicional** apresentaram fluxos intermediários (8,5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e 7,1 μmol

$\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente). Em abril 2002, os tratamentos apresentaram fluxos semelhantes de CO_2 (em torno de $6,9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

Houve correlação dos fluxos de CO_2 e a temperatura do solo apenas na **fertilizada** ($r = 0,50$; $P = 0,005$) e não foi observada correlação com a umidade do solo nem com o carbono da biomassa microbiana.

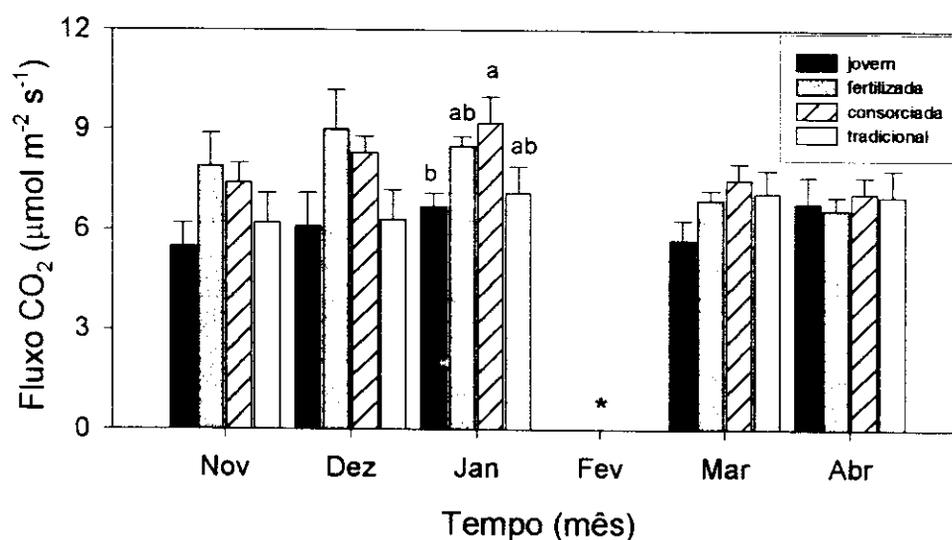


Figura 2.7. Fluxos de CO_2 do solo (média+EP) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. As mensurações foram realizadas entre novembro/2001 e abril/2002. O asterisco representa dados não coletados. Em janeiro/2002, letras diferentes representam diferenças significativas (Tukey, $P < 0,05$).

Experimento de adição de água

Durante o experimento, as parcelas onde a água não foi adicionada não apresentaram diferenças na umidade do solo entre os dias do estudo. Com a adição artificial de água, todos

os tratamentos apresentaram aumento significativo na umidade do solo em relação às parcelas onde não foi adicionada água (Figura 2.8). A pastagem **consorciada** apresentou o maior valor de EPPA (%) antes da adição de água, enquanto **fertilizada** e **tradicional**, os menores valores. A pastagem **jovem** apresentou valores intermediários ($F = 8,51$; $P = 0,007$). Comparando-se as parcelas secas e úmidas dentro de cada tratamento no primeiro dia do experimento, a pastagem **jovem** apresentou aumento nos valores de EPPA de 25,2% para 47,0% ($t = 5,65$; $P = 0,005$), a **consorciada** de 28,5% para 47,2% ($t = 7,05$; $P < 0,002$), a **tradicional** de 15,7% para 39,7% ($t = 7,95$; $P < 0,001$) e a **fertilizada** de 16,7% para 37,5% ($t = 3,38$; $P = 0,028$). Houve redução nos valores de EPPA um dia após a adição de água nas pastagens **jovem** (de 47,0% para 28,8%; $F = 6,81$; $P = 0,028$) e **tradicional** (de 39,7% para 25,3%; $F = 8,724$; $P = 0,017$). As pastagens **fertilizada** e **consorciada** apresentaram valores semelhantes de EPPA (%) entre os dias.

As parcelas secas e úmidas apresentaram concentrações semelhantes de N-inorgânico disponível no solo (Figura 2.9). Nas parcelas úmidas, houve redução do N-inorgânico disponível ao longo do experimento apenas na pastagem **tradicional** (de 72,3 para 35,8 mg kg⁻¹; $F = 11,711$; $P = 0,008$).

A pastagem **jovem** apresentou os maiores fluxos de NO do solo nas parcelas secas em comparação com os demais tratamentos, sendo observada uma média em torno de 1 ng N cm⁻² h⁻¹ ao longo do experimento (Figura 2.10). As parcelas secas dos demais tratamentos apresentaram fluxos de NO de 0,1 ng N cm⁻² h⁻¹ ou menores. As pastagens **jovem** e **fertilizada** tiveram o maior aumento no fluxo de NO nas parcelas úmidas no primeiro dia do experimento, atingindo valores de 6,8 ng N cm⁻² h⁻¹ e 4,2 ng N cm⁻² h⁻¹, respectivamente. Nos tratamentos **tradicional** e **consorciada**, o aumento do fluxo de NO nas parcelas úmida foi bem menor, atingindo respectivamente 0,3 ng N cm⁻² h⁻¹ e 0,6 ng N cm⁻² h⁻¹. Houve redução no fluxo de NO na **fertilizada** para 0,4 ng N cm⁻² h⁻¹ no segundo dia do experimento enquanto a **jovem**

manteve os fluxos de NO nas parcelas úmidas maiores do que as parcelas secas durante todo o período estudado (5,7 ng N cm⁻² h⁻¹ no segundo dia e 3,0 ng N cm⁻² h⁻¹ no terceiro dia).

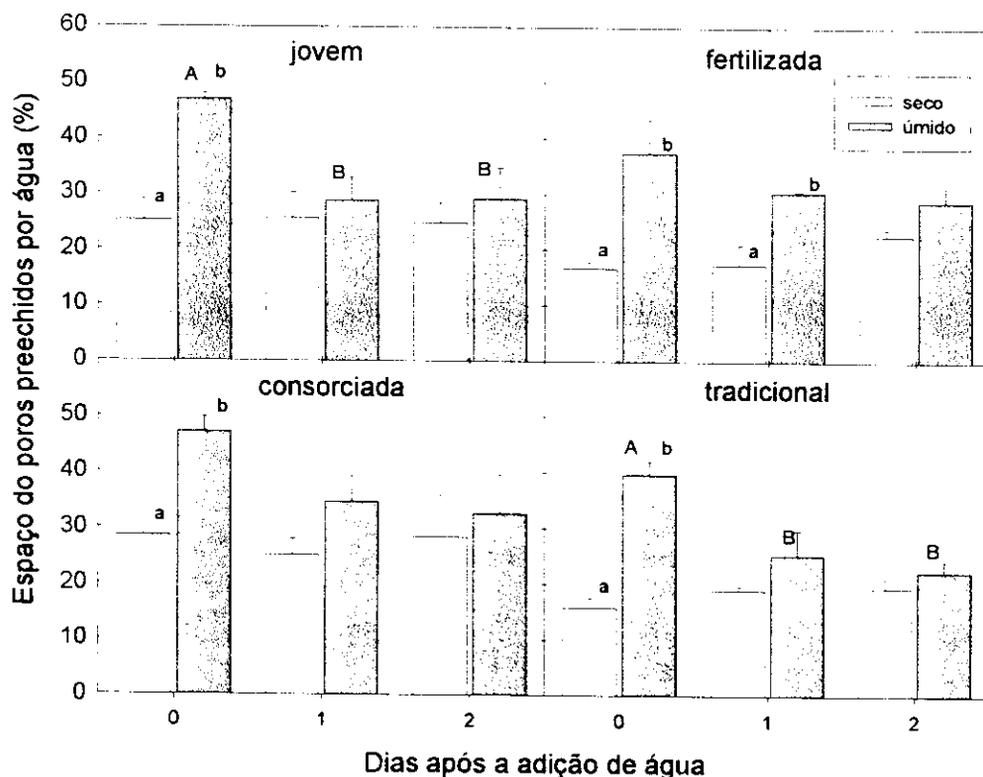


Figura 2.8. Efeito de uma adição artificial de água (5 mm), realizada em setembro/2002, na proporção de espaço dos poros preenchidos por água (EPPA %) em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, $P < 0,05$) e as letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, $P < 0,05$).

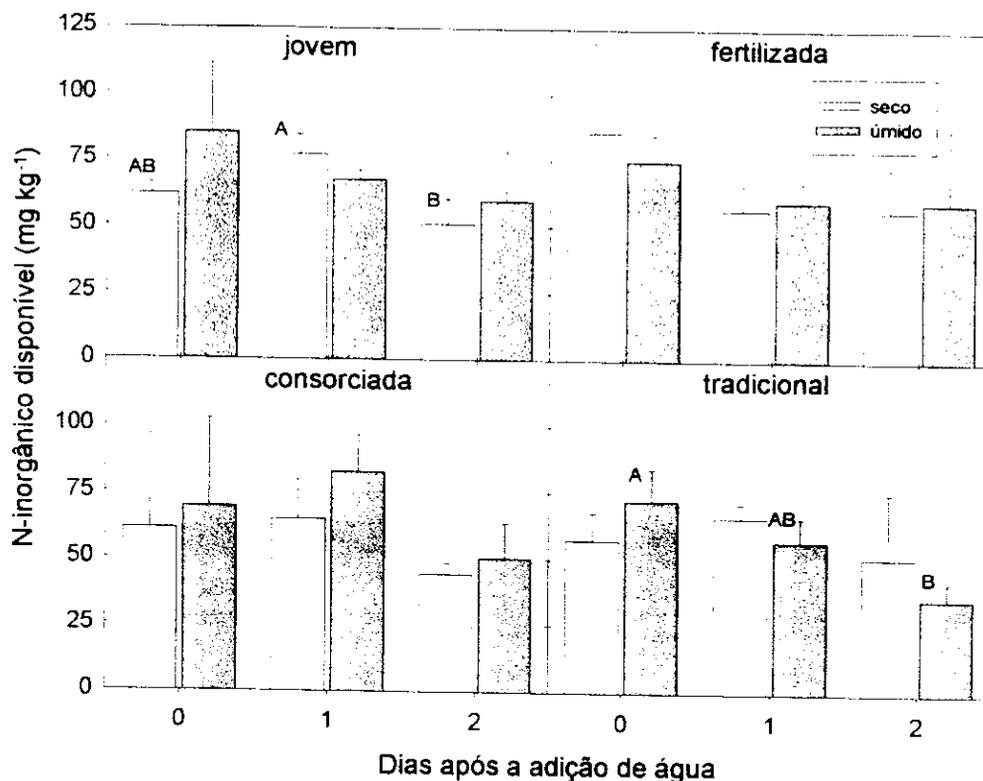


Figura 2.9. Efeito de uma adição artificial de água (5 mm) , realizada em setembro/2002, na concentração de N-inorgânico ($N-NH_4^+ + NO_3^-$) disponível no solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, $P < 0,05$).

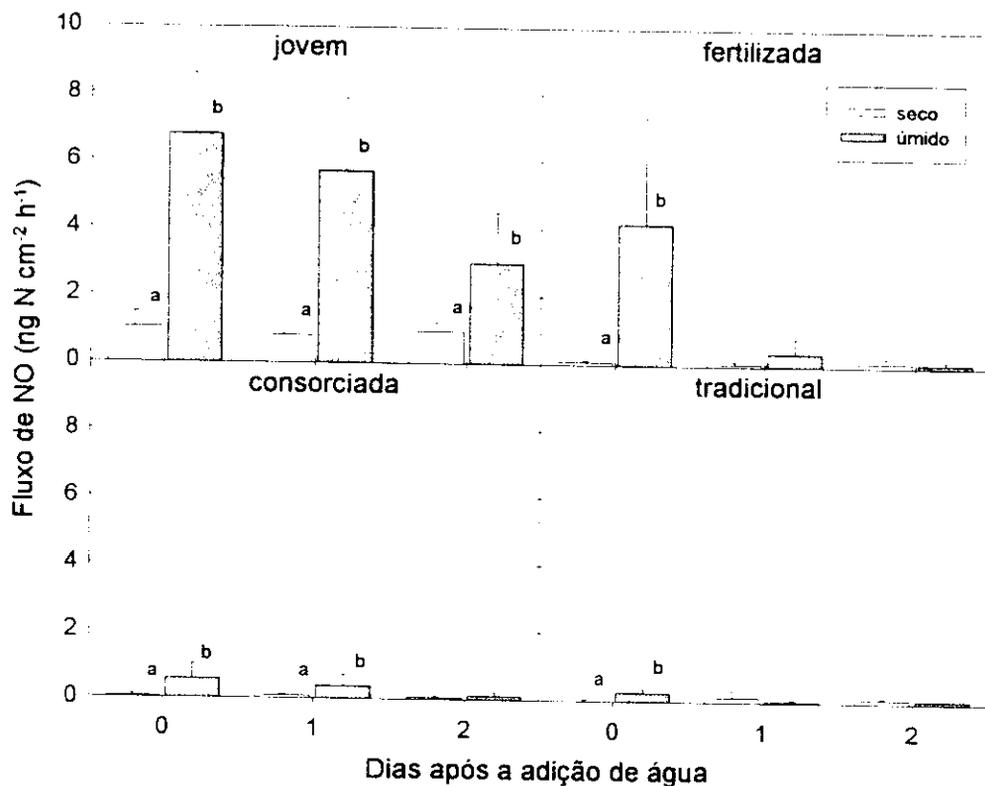


Figura 2.10. Efeito de uma adição artificial de água (5 mm), realizada em setembro/2002, nos fluxos de NO do solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, $P < 0,05$).

Os fluxos de N_2O , independente do tratamento, apresentaram valores abaixo do limite de detecção ($0,6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

A respiração do solo também foi influenciada pela adição de água. Considerando todos os tratamentos, as parcelas secas apresentaram fluxos de CO_2 semelhantes e em torno de $2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Figura 2.11). A pastagem **consorciada** apresentou o maior aumento de fluxo de CO_2 após a adição de água em comparação com as parcelas secas, atingindo $8,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($t = 8,30, P = 0,001$). Os demais tratamentos apresentaram fluxos após a adição de água de $5,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($t = 3,97, P = 0,007$) na **jovem**, $5,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ na **fertilizada** ($t = 4,49, P = 0,021$) e $5,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ na **tradicional** ($t = 3,538, P = 0,024$). No segundo dia de experimento, houve redução dos fluxos de CO_2 do solo nas parcelas úmidas em todos os tratamentos retornando a valores semelhantes ao antes da adição de água, com exceção da pastagem **consorciada** onde as parcelas úmidas ainda apresentavam fluxos maiores do que as secas ($3,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}; t = 4,162, P = 0,014$). No terceiro dia de experimento não foram observadas diferenças entre parcelas úmidas e secas.

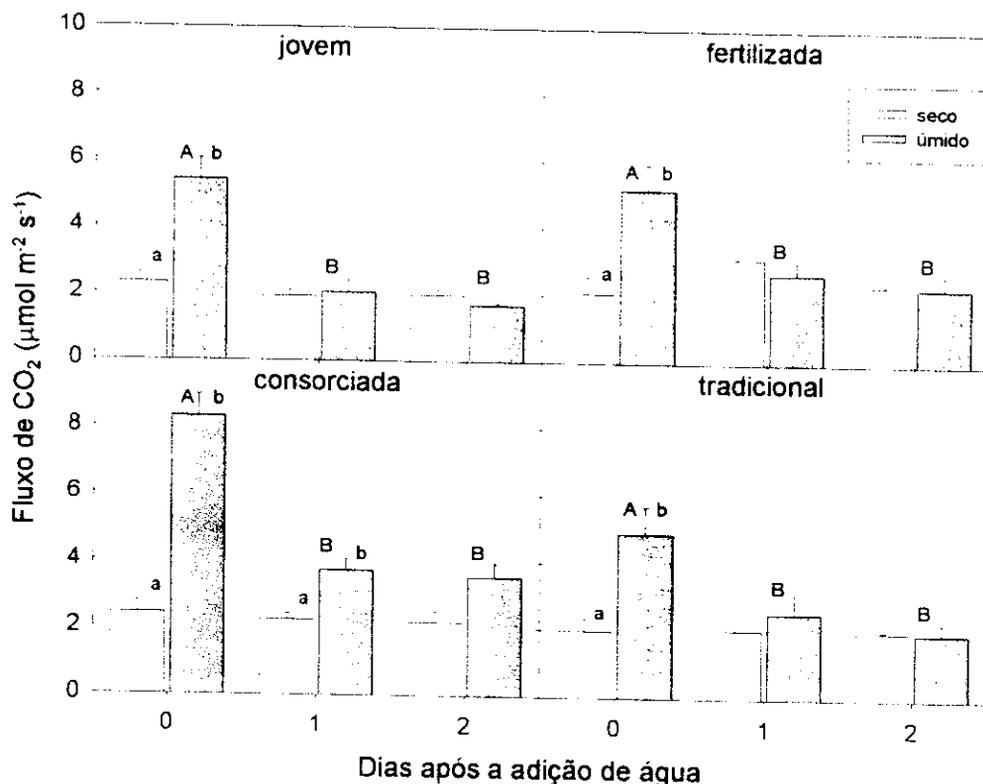


Figura 2.11. Efeito de uma adição artificial de água, realizada em setembro/2002, nos fluxos de CO₂ do solo em diferentes tratamentos de recuperação de pastagens (*Brachiaria brizantha*) degradadas da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Todas as pastagens tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), momento em que foi instalada a pastagem jovem. A pastagem fertilizada recebeu N, P, K e S; a pastagem consorciada (*B. brizantha* + *Stylosanthes guianensis*) recebeu P, K e S; enquanto as pastagens tradicional e jovem não receberam nutrientes. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas de uma mesmo tratamento (seco ou úmido) entre os dias (Tukey, P<0,05) e as letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos em cada dia (teste-t, P<0,05).

DISCUSSÃO

Fluxos de óxidos de nitrogênio do solo

A ocorrência de veranicos (períodos secos durante a estação chuvosa) parece ter sido um importante regulador da umidade do solo. Os menores valores de EPPA (%) foram observados após uma seqüência de sete dias sem chuva em dezembro 2001. Varella *et al.* (2003, no prelo), observaram que uma pastagem de 20 anos apresentava maiores variações de umidade do solo em função da precipitação quando comparada a uma vegetação de cerrado ss. Os autores sugeriram que a estrutura da vegetação foi um fator importante para estas diferenças, uma vez que a vegetação mais densa e a presença de uma camada de serapilheira no cerrado ss. forneceram uma maior proteção do solo contra a evaporação.

A demanda das plantas por água e nitrogênio pode também ter contribuído para a redução destes dois recursos observada em dezembro 2001, uma vez que o pico de produção de biomassa verde nas pastagens ocorreu entre janeiro e fevereiro (D. Brunet⁷, comunicação pessoal).

A conversão de florestas tropicais a pastagens resulta em diminuição nas taxas de nitrificação e mudança do tipo dominante de N inorgânico disponível no solo (de NO_3^- para NH_4^+) (Verchot *et al.* 1999, Neill *et al.* 1995). Porém, estudos realizados em solos de Cerrado sob vegetação nativa mostraram que a forma predominante de N-inorgânico nestes solos é o NH_4^+ (Kozovits 1996, Nardoto 2000, Garofalo 2001, Viana 2002, Siqueira 2002). Considerando que o cerrado existente antes da conversão para pastagem tivesse estas características, teria havido então um aumento da disponibilidade de NH_4^+ sobre a de NO_3^- , pois as concentrações de NH_4^+ encontradas nas pastagens foram bem maiores em relação ao cerrado nativo independentemente do tratamento a que foram submetidas as pastagens. A

maior concentração de NH_4^+ nos solos de pastagem pode ter ocorrido pelo aumento na capacidade de troca catiônica, que por sua vez foi uma consequência da elevação do pH do solo promovida pela calagem.

Os fluxos de NO e N_2O foram regulados por uma combinação entre umidade do solo e disponibilidade de nutrientes. De acordo com Davidson (1991, 1993), a produção de NO é maior com valores de EPPA entre 30% e 60%, quando a nitrificação é o processo dominante. Em valores de EPPA acima de 60%, a denitrificação se torna gradativamente mais importante e mais N_2O é produzido em relação a NO.

Durante a estação úmida (novembro 2000 a abril 2001) foi observado que os valores de EPPA (por ocasião das medidas de gases traço), frequentemente estavam acima de 60 %, ou seja, uma condição favorável para a denitrificação. Porém, as baixas concentrações de NO_3^- , substrato para a denitrificação, devem ter limitado este processo e conseqüentemente, a maioria dos fluxos de N_2O foi abaixo do limite de detecção, com algumas exceções, que podem ter ocorrido pelo aumento localizado da disponibilidade de N-inorgânico gerado pela atividade do gado. Dias Filho *et al.* (2001) sugeriram que a atividade do gado pode resultar em grande variabilidade espacial na disponibilidade de P e N, pois as excretas animais não são distribuídas uniformemente pela pastagem, e devido às grandes quantidade destes nutrientes depositadas em pequenas áreas, as perdas seriam potencializadas, pois ocorre um excesso em relação a demanda das plantas.

As baixas concentrações de NO_3^- devem-se a limitação da nitrificação, que apesar da alta disponibilidade de NH_4^+ no solo, deve ter sido afetada pela baixa disponibilidade de O_2 , devido aos altos valores de EPPA %. Aliás, concentrações de NH_4^+ disponível no solo muito

Dr. Didier Brunet, IRD - França

superiores às concentrações de NO_3^- indicam baixas taxas de nitrificação. Estes fatores também foram importantes para os baixos fluxos de NO do solo.

Diferenças nas emissões de óxidos de nitrogênio ocorreriam apenas na transição seca-chuva. Durante o experimento de adição de água, foi observado que o volume de água adicionado não foi suficiente para que o EPPA atingisse valores acima de 60%. Como consequência, os fluxos de NO foram os maiores observados durante o estudo. Porém, estes picos de emissões de NO somente foram observados na pastagem **jovem** e apenas no primeiro dia do experimento na **fertilizada**. Foi observado também que o fluxo de NO na pastagem **jovem** era alto ($1,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) mesmo nas parcelas secas em comparação com os fluxos observados na estação úmida. A menor limitação da difusão dos gases produzidos devido à menor umidade do solo (em relação a época chuvosa) e o processamento dos nutrientes acumulados durante a época seca foram fatores importantes para o padrão observado. Ao que tudo indica, houve também efeito do tempo de conversão da vegetação nativa para pastagem. Veldkamp *et al.* (1999), estudando uma cronosequência de pastagens na Costa Rica, observaram uma redução nos índices de ciclagem de N (mineralização líquida de N, nitrificação potencial e NO_3^- disponível no solo) de acordo com a idade da pastagem. Os autores observaram também que emissões de N_2O e NO foram menores quando comparadas com as emissões nas mesmas áreas, porém, mensuradas quatro anos antes. No entanto, as emissões de N_2O foram maiores em uma pastagem recente em mensurações prévias feitas na floresta original. Viana (2002) observou em uma pastagem de 20 anos concentrações médias de N-inorgânico disponível no solo de $3,72 \text{ mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ e $0,20 \text{ mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$. As taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação eram de $1,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ 7 dias}$ e $0,02 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ 7 dias}$, respectivamente. Na mesma pastagem estudada por Viana (2002), Varella *et al.* (2003, no prelo) observaram fluxos médios de $0,2 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ao longo de um ano e $1,27 \text{ ng N-NO cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após adição de água.

Em medidas realizadas em outubro/2001 apenas na pastagem **jovem**, foi observado que o valor de EPPA estava em 60% (Tabela 2.5). O fluxo médio de N₂O foi o maior observado em mensurações feitas em solos do Cerrado (9,5 ng N cm⁻² h⁻¹), e os fluxos por anel variaram entre 3,8 e 19,2 ng N cm⁻² h⁻¹. Também foram observados fluxos de NO, maiores em comparação aos da estação chuvosa, porém menores do que os observados no experimento de adição de água.

Tabela 2.5. Fluxo de N₂O, NO, N-inorgânico disponível e EPPA (%) do solo na pastagem jovem (*Brachiaria brizantha*) em outubro/2001 na Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Esta pastagem foi instalada em 1999, onde anteriormente havia um cerradão.

Fluxo do solo ^a (ng N cm ⁻² h ⁻¹)		N-inorgânico disponível ^h (mg N kg ⁻¹)		EPPA (%) ^c
N ₂ O	NO	NH ₄	NO ₃	
9,5 (2,7)	2,1 (0,7)	4,6 (0,4)	0,6 (0,2)	60,6 (0,8)

a) n = 6. b) n = 3. c) n = 4

Valores representam a média (EP)

Estudos em laboratório têm mostrado que quando a ação dos nitrificadores é importante para a emissões de óxidos de nitrogênio, a razão NO:N₂O é maior do que 1 (Lipschultz *et al.* 1981). Por outro lado, sendo os denitrificadores os mais importantes, a razão é menor que 1, e frequentemente em torno de 0,01 (Anderson & Levine 1986). Apesar dos dois processos ocorrerem simultaneamente no campo, dificultando o uso destes valores como referência, há trabalhos que demonstram seu uso de maneira eficaz (Skiba *et al.* 1992, Yamulki *et al.* 1995). Portanto, durante o experimento de adição de água, onde os fluxos de NO foram altos e não foram observados fluxos de N₂O, a nitrificação deve ter sido um processo importante. Porém, não pode ser descartada a possibilidade de ter ocorrido também quimiodenitrificação, devido ao potencial acúmulo de NO₂⁻ durante a época seca. Anderson & Poth (1998) demonstraram em experimentos de laboratório que a adição de nitrito a solos de Cerrado nativo esterilizados

promove grandes pulsos de NO. Todavia, na mensuração feita em outubro, a razão NO:N₂O foi igual a 0,2, podendo-se inferir que a denitrificação foi um processo importante nesta medida, pois além do EPPA com valor favorável, deve ter ocorrido consumo de O₂ pela atividade biológica, que inicia a época de crescimento após um período desfavorável. Este processo deve ter ocorrido principalmente na pastagem **jovem** onde o material remanescente da vegetação nativa ainda devia estar disponível.

Slemr & Seiler (1991) sugeriram que as emissões de NO são maiores quando são utilizados fertilizante a base de NH₄⁺ e uréia. Entretanto, em uma revisão, Veldkamp & Keller (1997) observaram que em áreas temperadas, a quantidade de NO emitido do solo estava linearmente relacionada com a quantidade de N aplicado e que através dos dados disponíveis não foi possível separar os efeitos de diferentes tipos de fertilizantes. Veldkamp *et al.* (1998) observaram que a aplicação de fertilizantes aumentou bastante as emissões de óxidos de nitrogênio em solo tropicais (Costa Rica), e que a umidade do solo no momento da fertilização teve uma influência nas emissões de óxidos de nitrogênio maior em comparação com o tipo de fertilizante utilizado. A pastagem **fertilizada** com uréia neste estudo não apresentou fluxos de NO maiores em relação às outras pastagens. Os picos de emissões de NO do solo ocorrem em período de dias a semanas após a fertilização, dependendo de condições como precipitação e umidade do solo (Skiba *et al.* 1997). Neste estudo, passaram-se oito meses entre a fertilização e a mensuração de gases traço.

Se forem comparadas as taxas líquidas de mineralização de N e nitrificação, o N-inorgânico disponível no solo e os fluxos de NO e N₂O das pastagens **tradicional**, **consorciada** e **fertilizada**, pode-se concluir que os tratamentos de recuperação de pastagens degradadas não causaram alterações na ciclagem de N oito meses após a última fertilização. Pode-se então sugerir que o consórcio entre a *B. brizantha* e o *Stylosanthes guianensis* seria recomendável para o manejo de pastagens degradadas, pois além da maior produtividade, o

consórcio não teria os picos de emissão geralmente observados pela aplicação de fertilizantes nitrogenados. O fator mais importante para as emissões de óxidos de nitrogênio foi a conversão recente da área nativa de Cerrado para pastagem, sendo um argumento para a conservação de áreas naturais e priorizando a recuperação de pastagens degradadas.

Fluxos de CO₂ do solo

O manejo do solo para a implantação da pastagem teve grande influência na dinâmica de carbono do solo, fazendo com que a pastagem **jovem** apresentasse os menores valores de C da biomassa microbiana (158,2 mg C kg solo⁻¹) e também valores de fluxo de CO₂ semelhantes aos observados na pastagem **tradicional**. Nos demais tratamentos não houve diferenças significativas na biomassa microbiana com valores médios em torno de 526 mg C kg solo⁻¹. A remoção da camada superficial do solo (0 – 10 cm) no processo de formação das leiras retirou uma quantidade importante da camada de solo com maior atividade biológica, além de matéria orgânica do solo.

Valpassos *et al.* (2001), estudando os efeitos de diferentes manejos de solo, observaram que um sistema de plantio direto (rotação de cultura: feijão, milho, soja e aveia – 8 anos de idade) tinha o maior valor de C da biomassa microbiana (470 mg C kg solo⁻¹) e o menor valor foi observado na pastagem de 20 anos de idade (210 mg C kg solo⁻¹) na superfície do solo (0 – 10 cm). A área de cerrado nativo e de plantio convencional (rotação de soja e milho – 10 anos de idade) tinham valores intermediários (350 mg C kg solo⁻¹ e 320 mg C kg solo⁻¹, respectivamente).

As maiores médias de fluxos de CO₂ encontradas nas pastagens **jovem** e **tradicional** (6,8 μmol m⁻² s⁻¹ e 7,1 μmol m⁻² s⁻¹, respectivamente) foram semelhantes às observados no Cerrado nativo (maior média = 6,8 μmol m⁻² s⁻¹, capítulo 1), enquanto as pastagens **fertilizada** e **consorciada** apresentaram valores maiores (9,0 μmol m⁻² s⁻¹ e 9,2 μmol m⁻² s⁻¹,

respectivamente). Durante a estação seca (setembro 2002), a respiração do solo em todos os tratamentos foi semelhante ao observado no Cerrado nativo ($2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Fernandes *et al.* (2002) observaram fluxos de CO_2 em pastagens na Amazônia (Rondônia) entre $4,4$ e $7,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na estação chuvosa e de $1,4$ a $1,6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na estação seca. Os autores observaram que a respiração do solo era maior na pastagem do que na floresta ($3,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na estação chuvosa e $1,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na estação seca). Sanhueza *et al.* (1994) não verificaram efeito de curta duração da aragem do solo em pastagens naturais da Venezuela, e os fluxos de CO_2 variam entre $2,8$ e $3,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na transição entre a estação seca e chuvosa.

A maior resposta da respiração do solo na pastagem **consorciada** à adição de água pode ser devido às características da leguminosa, que permanece verde durante a estação seca. Este fato é importante pois provê alimentação de melhor qualidade nutricional para o gado na estação seca em comparação com os demais tratamentos. Na estação úmida, as pastagens **consorciada e fertilizada** apresentaram maiores fluxos de CO_2 do solo provavelmente pela maior produtividade nestas áreas, em decorrência de uma maior atividade radicular.

Lardy *et al.* (2002) observaram que os estoques de carbono do solo ($0 - 100 \text{ cm}$) tendem a ser maiores onde a vegetação do Cerrado é dominada por gramíneas ($20,9$ e $19,8 \text{ kg C m}^{-2}$ no campo sujo e campo limpo respectivamente) (Tabela 2.6). Corazza *et al.* (1999) mostraram que os estoques de C ($0 - 100 \text{ cm}$) em uma pastagem de 18 anos eram maiores em comparação com solos de cerrado nativo (15 kg C m^{-2} e $13,4 \text{ kg C m}^{-2}$, respectivamente) mostrando que pastagem de alta produtividade, em um longo tempo, pode acumular mais C do que áreas naturais. De Freitas (2000), estudando os estoque de C em pastagens no Cerrado próximo a Goiânia-GO, observaram que os estoque de C entre $0 - 10$ de profundidade em solos de pastagem de longa duração (15 anos, pastejo controlado para evitar superpastoreio) e pastagem degradada (10 anos, forte presença de ervas daninhas) eram de $2,42$ e $2,09 \text{ kg C m}^{-2}$ e entre $10 - 20 \text{ cm}$ era de $2,13$ e $2,02 \text{ kg C m}^{-2}$.

Tabela 2.6. Estoque de carbono (kg C m^{-2}) em diferentes profundidades do solo (0 - 20, 0 - 100, e 0 - 200 cm) sob diferentes tipos de fitofisionomias de Cerrado (Fonte: Lardy *et al.* 2002)

Local	Profundidade do solo		
	0-20 cm	0-100 cm	0-200 cm
Cerradão	5,3 (35,8)a	14,8 a* [64.3]b	23,0
Cerrado	4,6 (32,2)	14,3 a [61.9]	23,1
Campo sujo	6,7 (32,1)	20,9 b [70,4]	29,7
Campo limpo	7,2 (36,4)	19,8 b [70,5]	28,1
Mata de galeria	6,2 (37,6)	16,5 c [66,5]	24,8
Cerrado pastagem	4,5 (25,9)	17,4 c [62.8]	27,7
Pastagem (12 anos)	5,4 (33,5)	16,1 c [63,9]	25,2

a Valores entre parêntesis indicam a proporção do estoque da camada 0-100 cm encontrado na camada entre 0-20 cm.

b Valores entre colchetes indicam a proporção do estoque da camada 0-200 cm encontrado na camada entre 0-100 cm.

* Na mesma coluna, valores seguidos de mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Comparação das emissões de NO e CO₂ do solo entre as pastagens e áreas de Cerrado nativo

Considerando períodos iguais de medidas de fluxos durante a estação chuvosa (conferir período na Tabela 2.7), porém em anos diferentes, pode-se observar que as emissões de N na forma de NO foram maiores nas parcelas de Cerrado nativo (entre 0,10 e 0,26 $\text{kg N ha}^{-1} 4$ meses⁻¹), com exceção do campo sujo queimado que apresentou uma emissão semelhante ao encontrado nas pastagens (0,01 $\text{kg N ha}^{-1} 4$ meses⁻¹) (Tabela 2.7). Em relação as emissões de C, os maiores valores foram observados nas pastagens de maior produtividade (ca. 12 $\text{Mg C ha}^{-1} 5$ meses⁻¹). Apesar de um pouco maiores, as demais pastagens apresentaram valores próximos aos das áreas queimadas de Cerrado, com valores variando entre 8,1 e 10,1 $\text{Mg C ha}^{-1} 5$ meses⁻¹.

¹. E as menores emissões de C foram observados nas áreas de Cerrado protegidas do fogo (cerrado = 6,4 Mg C ha⁻¹ 5 meses⁻¹ e campo sujo = 6,5 Mg C ha⁻¹ 5 meses⁻¹). Chen *et al.* (2002) mediram emissões de 14,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em solos de uma savana ao norte da Austrália, e observaram que 70% destas emissões ocorreram na estação chuvosa, enquanto 30% ocorreram na estação seca, mostrando a importância da estação chuvosa para a liberação de C pelo solo.

Tabela 2.7. Fluxos médios de NO e CO₂ e emissões de C e N do solo sob Cerrado (cerrado ss. e campo sujo) da Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Brasília-DF e pastagens (*Brachiaria brizantha*) da Fazenda Rio de Janeiro, Planaltina-GO. Na RECOR, as áreas não queimadas estavam protegidas do fogo desde 1973, enquanto as áreas queimadas foram submetidas a queimadas prescritas bienais desde 1992. Na Fazenda Rio de Janeiro, as pastagens faziam parte de um experimento de recuperação de pastagens degradadas e tinham 9 anos de uso no início da recuperação (1999), com exceção da pastagem jovem, que foi instalada neste ano.

Local		Fluxo de NO ^a ng N cm ⁻² h ⁻¹	Emissão de N ^a kg N ha ⁻¹	Fluxo de CO ₂ ^b μmol m ⁻² s ⁻¹	Emissão de C ^b Mg C ha ⁻¹
cerrado	não queimado	0,37	0,11	4,1	6,4
	queimado	0,33	0,10	5,2	8,1
campo sujo	não queimado	0,05	0,01	4,2	6,5
	queimado	0,90	0,26	5,5	8,6
pastagem	fertilizada	0,03	0,01	7,7	12,0
	consorciada	0,02	0,01	7,9	12,3
	jovem	0,10	0,03	6,5	10,1
	tradicional	0,00	0,00	6,1	9,5

a Para o cálculo da média do fluxo de NO e das emissões de N foram utilizados os dados entre janeiro e abril de 2001 nas áreas de Cerrado e entre janeiro e abril de 2002 nas pastagens.

b Para o cálculo da média do fluxo de CO₂ e das emissões de C foram utilizados os dados entre novembro 2000 e abril 2001 nas áreas de Cerrado (com exceção de fevereiro 2001) e entre novembro 2001 e abril de 2002 nas pastagens.

CONCLUSÕES

Com relação às hipóteses levantadas no início do estudo, concluiu-se:

i) devido a esperada maior atividade radicular nas pastagens manejadas (fertilizada e consorciada), estes tratamentos apresentam maior respiração do solo:

A hipótese foi confirmada para a pastagem consorciada, que apresentou os maiores valores de respiração do solo. Apesar da pastagem fertilizada também apresentar maiores fluxos de CO₂ do solo, estes não foram significativamente diferentes do tratamento tradicional.

ii) a disponibilidade de N-inorgânico é menor nos tratamentos manejados pela maior demanda para manutenção da produtividade, e como consequência apresentariam menores emissões de óxidos de nitrogênio, uma vez que não haveria um excesso de N no sistema.

A hipótese não foi confirmada pois não houve diferenças na disponibilidade de N-inorgânico nem nas emissões de óxidos de nitrogênio entre os tratamentos. Estas foram muito baixas durante o estudo (estação chuvosa).

iii) a pastagem jovem apresenta maiores taxas de mineralização de N, emissões de óxidos de oxigênio (N₂O e NO) e respiração do solo em decorrência da decomposição do material remanescente da vegetação nativa.

A hipótese foi confirmada apenas em relação aos fluxos de óxidos de nitrogênio, mesmo assim, apenas na transição entre as épocas seca-chuvosa. Em relação aos fluxos de CO₂, o que ocorreu foi uma menor emissão de CO₂ na pastagem jovem em relação aos demais tratamentos.

A ocorrência de veranicos e a demanda de água pelas plantas inferida pelo período de

ocorrência dos picos de produção biomassa vegetal foram importantes para a ocorrência de grandes variações na umidade do solo.

Altas concentrações de NH_4^+ disponível no solo em relação a NO_3^- e baixas emissões de óxidos de nitrogênio são indicativos que os tratamentos estudados têm um sistema de N conservativo.

As emissões de óxidos de nitrogênio do solo nos tratamentos estudados foram menores quando comparados a área de Cerrado nativo durante a estação chuvosa. No período de estudo, quase todos os fluxos de NO medidos foram próximos de zero. A produção de NO ocorre quase que exclusivamente na transição entre as estações seca e chuvosa. O EPPA (%) é um importante fator determinando as emissões relativas de NO e N_2O neste período.

Quanto menor o tempo de conversão de área nativa em pastagem, maiores os fluxos de óxidos de nitrogênio, provavelmente devido à presença de material no solo remanescente da vegetação nativa. O tipo de tratamento que o solo recebe para a formação da pastagem teve grande influência na dinâmica de C reduzindo os valores de C da biomassa microbiana e da respiração do solo. Por outro lado, as pastagens de maior produtividade apresentaram as maiores emissões de CO_2 do solo.

REFERÊNCIAS CITADAS

- Adams, M., P. Attiwill. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant and Soil* 92: 341-362.
- Adams, M.; P. Polglase, P. Attiwill, C. Weston. 1989. In situ studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils: some comments on methodology. *Soil Biology & Biochemistry* 21(3): 423-429.
- Anderson, I.C., M.A. Poth. 1998. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. *Journal of Environmental Quality* 27:1117-1124.
- Anderson, I.C., J.S. Levine. 1986. Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers and nitrate respirers. *Applied Environmental Microbiology* 51:938-945.
- Anderson, J.P.E., K.H. Domsch. 1975. Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Canadian Journal Microbiology*. 21:314-322.
- Arruda, N.G., R.B. Cantarutti, E.M. Moreira. 1987. Tratamentos físico - mecânicos e fertilização na recuperação de pastagens de *Brachiaria decubens* em solos de tabuleiro. *Pasturas Tropicales* 9:36-39.
- Barcellos, A.O. 1996. Sistemas extensivos e semi-intensivos de produção: pecuária bovina de corte nos Cerrados. In: Proceedings of the 1st. International Symposium on Tropical Savannas. R.C. Pereira, L.C.B. Nasser (eds.). EMBRAPA-CPAC, Brasília, Brazil. p. 130-136.
- Berg, P., L. Klemmedtsson, T. Rosswall. 1982. Inhibitory effect of low partial pressures of acetylene on nitrification. *Soil Biology & Biochemistry* 14:301-303.
- Corazza, E.J. 2002. Biodisponibilidade do íon fosfato em solos sob pastagens cultivadas na região do Cerrado. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Corazza, E.J., J.E. Silva, D.V.S. Resck, A.C. Gomes. 1999. Comportamento de diferentes tipos de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 23: 425 - 432.
- Chen, X.Y., D. Eamus, L.B. Hutley. 2002. Seasonal patterns of soil carbon dioxide efflux from a wet-dry tropical savanna of northern Australia. *Australian Journal of Botany* 50: 43-51.
- Davidson, E.A. 1993. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil. In: *Biogeochemistry of Global Change: Radiatively Active Gases*, R.S. Oremland (ed.), Chapman & Hall, New York, p. 369-386.
- Davidson, E.A. 1992. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Science Society of America Journal* 56:95-102
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes*, J.E. Rogers & W.B. Whitman (eds.), American Society for Microbiology, Washington D.C. p. 219-235.
- Davidson, E.A., P.A. Matson, P.M. Vitousek, R. Riley, K. Dunkin, G. Garcia-Méndez, J.M. Maass. 1993. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology* 74:130-139.
- De Freitas, P.L., P. Blancaneaux, E. Gavinelli, M.C. Larre-Larrouy, C. Feller. 2000. Nature and level of organic stock in clayey oxisols under different land use and management systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35: 157-170.
- Dias Filho, M.B., E.A. Davidson, C.J.R. de Carvalho. 2001. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin. In: *The biogeochemistry of the Amazon Basin*, M.E. McIlain, R.L. Victoria, J.E. Richey (eds.), Oxford University Press, New York, p. 85-105.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1983. Relatório Técnico Anual – Planaltina. 180 p.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1981. Relatório Técnico Anual – Planaltina. 190 p.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ): Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Produção de Informação & Embrapa Solos, Brasília, DF.
- Fernandes, S.A.P., M. Bernoux, C.C. Cerri, B.J. Feigl, M.C. Piccolo. 2002. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian

Amazon. *Geoderma* 107: 227-241.

- Garcia-Montiel, D.C., P.A. Steudler, M.C. Piccolo, J.M. Melillo, C. Neill, C.C. Cerri. 2001. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pasture in the Brazilian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles* 15:1021-1030.
- Garofalo, C.R. 2001. Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 89 p.
- Garrido, F., C. Hénault, H. Gaillard, & J.C. Germon. 2000. Inhibitory capacities of acetylene on nitrification in two agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry* 32 :1799-1802.
- Hart, S.C., J.M. Stark, E.A. Davidson, M.K. Firestone. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. In: *Methods of Soil Analysis: Part 2 Microbial and Biochemical Properties*, R.W. Weaver (ed.), Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, p. 985-1018.
- Jenkinson, D.S., D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil, V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 8: 209-213.
- Keller, M., W.A. Reiners. 1994. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles* 8: 399-409.
- Keller, M., E. Veldkamp, A.M. Weitz, W.A. Reiners. 1993. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. *Nature* 365: 244-246.
- Keller, M., W.A. Kaplan, S.C. Wofsy. 1986. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research* 91 (11), 791-802.
- Kichel, A.N., C.H.B. Miranda, M.C. Macedo. 1996. Conventional and multiple cropping systems of upland rice for reclamation of degraded *Brachiaria decumbens* pastures. In: *Proceedings of the 1st. International Symposium on Tropical Savannas*, R.C. Pereira, L.C.B. Nasser (eds), EMBRAPA-CPAC, Brasília, Brazil, p. 443-445.
- Klink, C.A., R. H. Macedo, C.C. Mueller. 1995. De grão em grão, o Cerrado perde espaço - Cerrado: Impactos do processo de ocupação. In: *Documento para discussão*, F.S. Martins, C.R.J. Alho (eds.), WWF & PRO-CER, Brasília.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiology Reviews* 46:43-70.
- Kozovits, A.R., M.M.C. Bustamante, L.F. Silva, G.F. Duarte, A.A. Castro, J.R. Magalhães. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*, H.S. Miranda, C.H. Saito, B.F.S. Dias, (eds.), Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, p. 137-147.
- Lardy, L.C., M. Brossard, M.L.L. Assad, J.Y. Laurent. 2002. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture Ecosystems & Environment* 92: 147-158.
- Linn, D.M., J.W. Doran. 1984. Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of American Journal* 48:1267-1272.
- Lipschultz, F., O.C. Zafiriou, S.C. Wofsy, M.B. McElroy, F.W. WaLois, S.W. Watson. 1981. Production of NO and N₂O by soil nitrifying bacteria. *Nature* 294:641-643.
- Luizão, F.J., P.A. Matson, G. Livingston, R. Luizão, P.M. Vitousek. 1989. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. *Global Biogeochemical Cycles* 3: 281-285.
- Meier, M. 1991. Nitratbestimmung in Boden-proben (N-min-Method). *Laborpraxis* : 244-247.
- Neill, C., M.C. Piccolo, P.A. Steudler, J.M. Melillo, B.J. Feigl, C.C. Cerri. 1995. Nitrogen Dynamics in Soils of Forests and Active Pastures in the Western Brazilian Amazon Basin. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1167-1175.
- Nardoto, G.B. 2000. Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 89 p.
- Nobre, A.D. 1994. Nitrous oxide emissions from tropical soils. Ph.D thesis, University of New Hampshire, New

Hampshire, USA. 141 p.

- Oliveira, O.C., I.P. Oliveira, E. Ferreira, B.J.R. Alves, G. Cadish, C.H.B. Miranda, L. Vilela, R.M. Boddey, S. Urquiaga. 1997. A baixa disponibilidade de nutrientes do solo como uma causa potencial da degradação de pastagens no cerrado brasileiro. In: Anais do III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas - SINRAD, Ouro Preto, p. 110-117.
- Reiners, W.A., A.F. Bouwman, W.F.J. Parsons, M. Keller. 1994. Tropical Rain-Forest Conversion to Pasture - Changes in Vegetation and Soil Properties. *Ecological Applications* 4: 363-377.
- Robertson, F.A. 1994. Dynamics of carbon and nitrogen in a long-term cropping system and permanent pasture system. *Australian Journal of Agricultural Research* 45:1211-1221.
- Robertson, F.A., R.J.K. Myers, P.G. Saffigna. 1993. Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and grassland soils in subtropical Queensland. *Australian Journal of Agricultural Research* 31:611-619.
- Saminêz, T.C.O. 1999. Efeito do sistema de cultivo, tensão de água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH_4 e N_2O em solos de Cerrados. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia e Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília. 99p.
- Sanhueza, E., Cárdenas, L., Donoso, L., Santana, M., 1994. Effect of plowing on CO_2 , CO , CH_4 , N_2O and NO fluxes from tropical savannah soils. *Journal Geophysical Research*. 99 (D8): 16429-16434.
- Shepherd, T.G., S. Saggarr, R.H. Newman, C.W. Ross, J.L. Dando. 2001. Tillage induced changes in soil structure and soil organic matter fractions. *Australian Journal of Soil Research* 39: 465-489.
- Siqueira, K.P. 2002. Mineralização de nitrogênio em áreas de campo sujo: efeito do fogo. Monografia de Graduação, Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.
- Skiba, U., D. Fowler, K.A. Smith. 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48:139-153.
- Skiba, U., K.J. Hargreaves, K.A. Smith, D. Fowler. 1992. Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *Atmospheric Environment* 26^A:2477-2488.
- Slemr, F., W. Seiler. 1991. Field study of environment variables controlling the NO and NO_2 emissions from soil, and of the NO and NO_2 compensation point. *Journal of Geophysical Research* 96:13017-13031.
- Soares Filho, C.V., F.A. Monteiro, M. Corsi. 1992. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens*. 1. Efeito de diferentes tratamentos de fertilização e manejo. *Pastura Tropicales*, 14:2-6.
- Toledo, J.M. 1985. Pasture development for cattle production in the major ecosystems of the tropical American lowlands. In: Proceedings of XV International Grassland Congress. pp 74-81. Kyoto, Japan.
- Valpassos, M.A.R., E.G.S. Cavalcante, A.M.R. Cassiolato, M.C. Alves. 2001. Effects of soil management systems on soil microbial activity, bulk density and chemical properties. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 36: 1539-1545.
- Van Dam, D., E. Veldkamp, N. Van Breemen. 1997. Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. *Biochemistry* 39: 343-375.
- Varella, R.F., M.M.C. Bustamante, A.S. Pinto, K.W. Kisselle, R.V. Santos, R.A. Burke, R.G. Zepp, L.T. Viana. 2003. Soil fluxes of CO_2 , CO , NO and N_2O from an active old-pasture and from native savanna in central Brazil. *Ecological Applications* (no prelo).
- Veldkamp, E., E. Davidson, H. Erickson, M. Keller, A. Weitz. 1999. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 387-394.
- Veldkamp, E., M. Keller. 1997. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 102: 15889-15898.
- Veldkamp, E., M. Keller, M. Nunez. 1998. Effects of pasture management on N_2O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 71-79.
- Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattânio, I.L. Ackerman, H.E. Erickson, M. Keller. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemistry Cycles* 13: 31-46.
- Viana, L.T. 2002. Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das

comunidades microbianas do solo em áreas de Cerrado nativo e pastagem. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 85 p.

Yamulki, S., K.W.T. Goulding, C.P. Webster, R.M.Harrison. 1995. Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. Atmospheric Environment 29:1627-1635.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do presente estudo, corroboram dados anteriores que indicam a limitação por N em áreas de Cerrado. Garofalo (2001), mostrou em um experimento de adição de nutrientes em uma área de cerrado ss. que espécies lenhosas respondem a aplicação de N com aumento da concentração foliar de N e número de folhas produzidas. Nas mesmas parcelas, Luedemann (2001) também observou aumento da biomassa do estrato herbáceo. Estudos das emissões em agroecossistemas sobre Latossolos na região do Cerrado mostram picos de emissões de óxidos de nitrogênio em função de entrada de N via fertilização (Saminez 1999, A. Carvalho⁸, dados não publicados)

Apesar da perda de N devido às queimadas (Kauffman *et al.* 1994), a queima promove uma fertilização pelas deposição de cinzas, e acelera a mineralização de N. Resende (2001), estudando áreas de cerrado ss. observou que a estimativa do tempo de residência de N na serapilheira durante o processo de decomposição seria de 9,7 anos. A retenção de nutrientes na serapilheira devido às baixas taxas de decomposição e de altas taxas de retranslocação de N (cerca de 70 % em algumas espécies) (Nardoto 2000) contribui para a limitação por N no Cerrado com reflexos nas emissões de óxidos de nitrogênio

Para a compreensão dos valores de emissões de óxidos de N observados, devem ser considerados vários fatores da ciclagem de N do sistema como a disponibilidade de N-inorgânico no solo (NH_4^+ e NO_3^-), as taxas de mineralização e nitrificação, a concentração de N e a razão C:N da serapilheira, além dos níveis de umidade e temperatura do solo que regulam a atividade microbiana e difusão dos gases no solo (Firestone & Davidson 1989).

Apesar das taxas de mineralização líquida de N no Cerrado estarem dentro da faixa encontrada em vários ecossistemas sazonais (Nardoto 2000), as baixas taxas de nitrificação

líquida e de N-NO_3^- disponível no solo (Verchot et al. 1999, Viana 2002, Siqueira 2002) são uma inferência sobre a baixa transformação de N no solo de Cerrado, fundamental para as emissões de óxidos de N. Apesar de não terem sido feitos neste trabalho experimentos para investigar a nitrificação potencial, a população de bactérias nitrificadoras quimioautotóficas nos solos do Cerrado deve ser baixa, pois as condições favoráveis para a oxidação do NH_4^+ como a disponibilidade do próprio NH_4^+ e a disponibilidade de O_2 (recurso obrigatório) parecem estar presentes. A demanda das plantas de Cerrado por NO_3^- também deve ser um fator importante limitando a sua disponibilidade na solução do solo.

Nardoto (2000) observou que as concentrações dos macronutrientes nas folhas das espécies estudadas no Cerrado ficaram abaixo da faixa de concentração para as plantas superiores tropicais, de acordo com a revisão de Drechsel & Zech (1991). A alta densidade de espécies leguminosas em áreas de Cerrado (Felfili *et al.* 1992) poderia ser responsável pela redução da razão C:N da serapilheira, melhorando a qualidade deste importante estoque de N. Apesar de existirem poucos estudos sobre a atividade fixadora de nitrogênio em nódulos de leguminosas de Cerrado (Leitão 1997), há evidências de que esta atividade seja baixa (Faria *et al.* 1984), além de ocorrer deficiência de nodulação em espécies que são potencialmente capazes de nodular (Campelo 1976, Döbereiner & Campelo 1977, Magalhães *et al.* 1982). Outras limitações nutricionais, como por exemplo a baixa disponibilidade de P podem reduzir a capacidade de fixação de N.

Portanto, as perdas de N devido a queimadas frequentes, limitações ambientais para fixação biológica (limitação de P e Ca, alta acidez e saturação de Al, estresse hídrico), alta razão C:N da serapilheira (entre 50:1 e 60:1, Garofalo 2001) que contribui para as baixas taxas

⁸ M.s. Arminda Carvalho, doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UnB

de decomposição (Resende, 2001) e as baixas taxas de nitrificação restringem as emissões de óxidos de nitrogênio no Cerrado.

Os dados obtidos no Cerrado parecem se enquadrar no modelo proposto por Firestone & Davidson (1989) para entender os reguladores das produção/consumo e emissão de óxidos de N do solo. A baixa ciclagem de N no Cerrado e o predomínio de N-inorgânico disponível no solo na forma de NH_4^+ seriam características de um sistema conservativo de N, apresentando também baixas perdas de N pela emissões de óxidos de N em um contexto global (Davidson *et al.* 2001).

Apesar do fluxo de NO_2 do solo no Cerrado ser desprezível, uma porção significativa de NO liberado pelo solo pode ser convertido a NO_2 pela reação com ozônio (Schlesinger 1997). A difusão de NO_2 através dos estômatos da folhas e/ou a deposição direta sobre a cutícula podem remover este gás do ecossistema. Este efeito é conhecido como redução no dossel (*canopy reduction*) (Hanson & Lindberg 1991). Portanto, devido às alterações na estrutura da vegetação de Cerrado em decorrência do fogo (redução das espécies lenhosas e da cobertura), este mecanismo pode afetar a emissão líquida de NO do sistema solo-vegetação para a atmosfera. Em florestas tropicais úmidas, por exemplo, esta remoção pode chegar a 75% do NO emitido (Jacob & Wofsy 1990). Ademais, como as áreas de Cerrado queimadas têm magnitude de emissões semelhantes às áreas protegidas do fogo, a contribuição para o carregamento de NO para a atmosfera daquelas áreas poderia ser maior, pela menor densidade de lenhosas e maior abertura do dossel.

Outro efeito da mudança de estrutura da vegetação com as queimadas foi o aumento das emissões de C do solo pela respiração. Provavelmente a maior densidade radicular superficial nas áreas abertas de Cerrado fez com que estas parcelas apresentassem emissões de C pela respiração do solo próximas as de pastagens de baixa produtividade. Além da perda de carbono em função das queimadas e maior respiração do solo, a redução das espécies lenhosas também

promove uma perda importante na capacidade de estoque de C em sistemas radiculares profundos.

O manejo de pastagens (fertilização e consórcio) teve pouco impacto sobre a ciclagem de N, porém, a conversão recente (2 anos) de uma área nativa de Cerrado para pastagem promove maiores perdas de N. Estes resultados reforçam a necessidade de conservação de áreas nativas de Cerrado, pois a recuperação de pastagens degradadas causa menos impacto em termos de emissão de gases traço que a abertura de novas pastagem utilizando áreas de Cerrado nativo.

Dentre os tratamentos estudados, o melhor manejo para as pastagens degradadas seria o consórcio com leguminosa (*Stylosanthes guianensis*), pois além deste tratamento apresentar maior produção de biomassa forrageira, não apresentaria a perda de N em função do excesso de disponibilidade de N promovida normalmente pela utilização de fertilizante nitrogenado, além da redução no custo da aquisição do fertilizante.

A conversão recente de áreas nativas de Cerrado para pastagem também afetou a ciclagem de C, promovendo a redução em importantes estoques do solo como matéria orgânica, carbono da biomassa microbiana e conseqüente redução na respiração do solo. Houve grande influência da formação das leiras neste processo de perda de C do solo e esta é uma prática comum no Cerrado. Além das perdas no solo, esta prática também resulta em grandes emissões de C via queima das leiras e o aproveitamento da madeira como carvão. Entretanto, o uso prolongado das pastagens promoveram o aumento na matéria orgânica do solo, C da biomassa microbiana e também da respiração do solo nas pastagens de maior produtividade. Porém, deve-se considerar que a conservação das áreas nativas também é importante para a manutenção do ciclo hidrológico e balanço de energia no Cerrado (Hoffmann & Jackson 2000).

REFERÊNCIAS CITADAS

- Campelo, A.B. 1976. Caracterização e especificidade de *Rhizobium* ssp. de leguminosas florestais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Brasil.
- Davidson, E.A., M.M.C. Bustamante, A.S. Pinto. 2001. Emissions of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Soils of Native and Exotic Ecosystems of the Amazon and Cerrado Regions of Brazil. *TheScientificWorld* 1(S2): 312-319.
- Döbereiner, J., A.B. Campelo. 1977. Importance of legumes and their contribution to tropical agriculture. In: A treatise of dinitrogen fixation. Section IV: Agronomy and Ecology. R.W.F. Hardy, A.H. Gibson (eds.). Wiley & Sons, New York, p. 191-220.
- Drechsel, P.; W. Zech. 1991. Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: a tabular review. *Plant and Soil* 131:29-46.
- Faria, S.M., A.A. Franco, R.H. Jesus, S. Menandro, J.B. Baitello, E.S.F. Mucci, J. Döbereiner, J.I. Sprent. 1984. New nodulating legume trees from south-east Brazil. *New Phytologist* 98: 317-328.
- Felfili, J.M., M.C. Silva Jr., A.V. Rezende, J.W.B. Machado, B.M.T. Walter, P.E.N. Silva, J.D. Hay. 1992. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, D.F. Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 6: 27-84.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. pp. 7-21. In: Andreae, M.O. & Schimel, D.S. (eds.) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Wiley, New York.
- Garofalo, C.R. 2001. Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 89 p.
- Hanson, P.J., S.E. Lindberg. 1991. Dry deposition of reactive nitrogen compounds: A review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment* 25A: 1615-1634.
- Hoffmann, W.A., R.B. Jackson. 2000. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. *Journal of Climate* 13:1593-1602.
- Jacob, D.J., S.C. Wofsy. 1990. Budgets of reactive nitrogen, hydrocarbons, and ozone over the Amazonian rain forest during the wet season. *Journal of Geophysical Research* 95:16737-16754.
- Kauffman, J.B., D.L. Cummings, D.E. Ward. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology* 82:519-531.
- Leitão, M.R.S.M.M. 1997. Fixação biológica do nitrogênio por espécies arbóreas. In: *Biologia dos solos dos Cerrados*, M.A.T. Vargas, M Hungria (eds.). EMBRAPA-CPAC, Brasil. p. 155-186.
- Luedemann, G. 2001. Efeito da adição de nutrientes ao solo sobre plantas rasteiras de um cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 52p.
- Magalhães, F.M.M., L.M.S. Magalhães, L.A. Oliveira, and J. Döbereiner. 1982. Ocorrência de nodulação em leguminosas florestais de terra firme nativas da região de Manaus. *Acta Botânica* 12: 509-514.
- Nardoto, G.B. 2000. Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 89p.
- Resende, J.C.F. 2001. A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influência de queimadas controladas. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 121p.
- Saminéz, T.C.O. 1999. Efeito do sistema de cultivo, tensão de água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de Cerrados. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia e Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília. 99p.
- Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press, California, USA. 588 p.
- Siqueira, K.P. 2002. Mineralização de nitrogênio em áreas de campo sujo: efeito do fogo. Monografia de Graduação, Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.
- Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattáneo, I.L. Ackerman, H.E. Erickson, M. Keller. 1999. Land use change

and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 31-46.

Viana, L.T. 2002. Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das comunidades microbianas do solo em áreas de Cerrado nativo e pastagem. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. 85p.