

**DINÂMICA DO AMÔNIO E DO NITRATO NO SOLO APÓS
ESTRATÉGIAS PARA RECUPERAÇÃO DE UMA PASTAGEM E
RELAÇÃO COM FLUXOS DE GASES NITROGENADOS**

JANAINA BRAGA DO CARMO

Engenheira Agrônoma

Orientador: Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri

Tese apresentada à Escola Superior de
Agricultura "Luiz de Queiroz",
Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Doutor em
Agronomia, Área de Concentração:
Solos e Nutrição de Plantas.

PIRACICABA

Estado de São Paulo – Brasil

Janeiro - 2004

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Carmo, Janaina Braga do
Dinâmica do amônio e do nitrato no solo após estratégias para recuperação de
uma
pastagem e relação com fluxos de gases nitrogenados / Janaina Braga do Carmo. - -
Piracicaba, 2004.
101 p. : il.

Tese (doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2004.
Bibliografia.

1. Degradação do solo 2. Fertilidade do solo 3. Herbicidas 4. Mineralogia do solo
5. Nitrogênio 6. Pastagens 7. Química 8. Recuperação do solo I. Título

CDD 631.41

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

OFEREÇO

A todos aqueles que sabem discernir quem faz o bem, aos que têm amor a sabedoria e sabem obtê-la, aos que evitam a presunção, aquele que têm prudência, que sabem calar e falar no momento certo;

A todos que são humildes,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri pela orientação e pela oportunidade oferecida;

Ao Curso de solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP e aos coordenadores pelo apoio e incentivo;

Ao meu eterno AMIGÃO Cristiano Alberto de Andrade, companheiro de muitos momentos que se converteram em um grande crescimento pessoal e profissional;

Às minhas inseparáveis amigas Daniela Mariano Lopes da Silva e Gabriela Bielefeld Nardoto por todos os momentos que passamos juntas e pelo simples fato de existirem;

Ao meu eterno mestre Prof. Dr. José Carlos Chitolina, meu grande espelho;

Ao meu grande amigo Luiz Antonio Martinelli por me mostrar que a verdadeira amizade, companheirismo e confiança ainda é possível existir;

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica: Marcos Salomão, Simone Vieira, José Mauro Sousa, Andréa Tomazelli, Christie Hauptert, Ivan Vieira, Vanessa Prezzoto, Sandra Furlan Nogueira, Adriane Nunes de Souza e Jean Pierre Ometto;

As três Marias da minha vida, minhas queridas tias que tanto me ajudaram ;

Aos meus irmãos César Augusto Braga do Carmo e Cíntia Braga do Carmo e à minha querida mãe Dulcinéia Ferreira Braga;

A minha querida priminha Rita de Cássia Carmo Shibata pelo carinho e pela convivência em momentos difíceis e maravilhosos que tanto nos ensinaram;

Aos pesquisadores, colegas e funcionários do laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA;

Aos pesquisadores Dr. Christopher Neill e Diana Garcia-Montiel pelo apoio durante o desenvolvimento e conclusão desse trabalho;

Ao Dr. Plínio Barbosa de Camargo e ao Dr. Michael Keller pela oportunidade e confiança oferecida;

Ao meus amigos Norberto Cornejo de Noronha e Solange Chitolina por todos os momentos que passamos juntos e pela amizade que conquistamos ao longo desse tempo tão marcante em nossas vidas;

Aos professores Dr. Álvaro Pires da Silva e Dr. Francisco Antonio Monteiro pela atenção em todos os momentos que necessitei;

As famílias Sasso e Marchiori pela tão saudável convivência e amizade que temos;

A Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, minha tão “gloriosa” e confortável casa;

A CAPES pela bolsa de estudo concedida e a FAPESP pelo financiamento do projeto

Finalmente, a todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	viii
SUMMARY.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Pastagens na Amazônia: histórico, degradação, reflexos ambientais.....	3
2.2 Dinâmica do amônio e do nitrato em solos de pastagem e floresta.....	6
2.3 Efeito de práticas agrícolas nas transformações do N no solo	10
2.4 Emissões de gases em pastagens na Amazônia.....	14
3 DINÂMICA DO NITROGÊNIO INFLUENCIADA POR PRÁTICAS AGRÍCOLAS PARA RECUPERAÇÃO DE PASTAGEM NA AMAZÔNIA.....	18
Resumo.....	18
Summary.....	20
3.1 Introdução.....	22
3.2 Material e métodos.....	25
3.3 Resultados.....	36
3.4 Discussão.....	52
3.5 Conclusões.....	57
4 EFEITO DA APLICAÇÃO DE HERBICIDA NA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO E NOS FLUXOS DE N ₂ O DURANTE A REFORMA DE UMA PASTAGEM EM RONDÔNIA, BRASIL.....	58
Resumo.....	58

Summary.....	59
4.1 Introdução.....	60
4.2 Material e métodos.....	61
4.3 Resultados.....	68
4.4 Discussão.....	75
4.5 Conclusões.....	79
5 CONCLUSÕES GERAIS.....	80
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81

DINÂMICA DO AMÔNIO E DO NITRATO NO SOLO APÓS ESTRATÉGIAS PARA RECUPERAÇÃO DE UMA PASTAGEM E RELAÇÃO COM FLUXOS DE GASES NITROGENADOS.

Autora: JANAINA BRAGA DO CARMO

Orientador: Prof. Dr. CARLOS CLEMENTE CERRI

RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido em área pertencente a Fazenda Nova Vida, Estado de Rondônia, Brasil, a partir de uma pastagem degradada (3 ha) submetida a estratégias para sua recuperação. O objetivo geral foi acompanhar a dinâmica do N do solo em função das práticas agronômicas empreendidas para a recuperação da pastagem, correlacionando com os fluxos de dois importantes gases do efeito estufa, o NO e o N₂O. Também foram objetivos determinar o potencial de nitrificação do solo durante o período em questão e identificar, por meio de incubações de laboratório, possíveis fatores controladores dos fluxos de NO e N₂O, provenientes da nitrificação e desnitrificação em solo sob pastagem. Os tratamentos (5), dispostos no campo em blocos ao acaso (4), foram: 1) Controle, (C), roçada inicial sem posterior manejo; 2) gradagem do solo seguida de fertilização e semeadura de *Brachiaria brizantha* (G); 3) aplicação de herbicida não seletivo seguida de fertilização e semeadura direta de arroz (A); 4) aplicação de herbicida não seletivo seguida de fertilização e semeadura direta de soja (S); e 5) aplicação de herbicida seletivo seguida de fertilização, sem a semeadura de *Brachiaria brizantha* (H). Para as incubações foram utilizadas amostras de solo dos tratamentos C e A, além de amostras coletadas em duas áreas adicionais, uma com

pastagem instalada em 1987 e manejada de forma tradicional de acordo com o que é adotado na região, e outra sob vegetação de floresta. Os teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo nos tratamentos C, A e S permaneceram relativamente constantes. Em contrapartida, a gradagem aumentou as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- no solo. Os fluxos de NO e N_2O seguiram mesma tendência de aumento após a operação de gradagem, bem como após a fertilização mineral com N. Taxas cumulativas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo durante os primeiros seis meses variaram entre os tratamentos. A mineralização líquida foi maior nos tratamentos C e S, intermediária nos tratamentos A e H e mais baixa no tratamento G, cuja imobilização líquida se mostrou mais longa. A taxa de nitrificação líquida foi mais alta no tratamento S, intermediária nos tratamentos C, A e H e mais baixa no tratamento G. Não houve correlação das concentrações de N-NO_3^- e N-NH_4^+ com os fluxos de NO e N_2O ou com a emissão total destes, após aplicações de fertilizantes nitrogenado e fosfatado nos tratamentos. As taxas de mineralização e nitrificação líquida do N do solo também não se correlacionaram com os gases. As estratégias para recuperação da pastagem envolvendo gradagem e fertilização aumentaram as emissões NO e N_2O . Os resultados obtidos nas incubações revelaram que o N parece ser limitante nos sistemas de pastagens na Amazônia e o processo de desnitrificação dominante nos fluxos de N_2O para a atmosfera: (i) a adição de nitrato ao solo aumentou o fluxo do referido gás, porém esse aumento foi superior quando o solo encontrava-se em condições de elevada umidade; (ii) a adição de fonte prontamente disponível de carbono (dextrose) aumentou os fluxos dos gases quando a disponibilidade de N na amostra de solo era alta, caso do tratamento que recebeu aplicação de herbicida, (iii) a adição de acetileno permitiu observar que a maior parte do N gasoso foi perdido na forma de N_2 .

SOIL AMMONIUM AND NITRATE DYNAMIC AFTER MANAGING SYSTEMS TO RECOVER A DEGRADED PASTURE AND ITS RELATIONSHIP WITH NITROGEN GASES FLUXES.

Author: JANAINA BRAGA DO CARMO

Adviser: Prof. Dr. CARLOS CLEMENTE CERRI

SUMMARY

The present work was developed from a field experiment, carried out from in the farm Nova Vida, located in the State of Rondônia, in an area with degraded pasture larger than three hectares. The main aims were: a) to survey the changes in the concentrations of NH_4^+ and NO_3^- and in the mineralization and nitrification rates of nitrogen (N) in order to check the dynamics of the transformations of N in the soil during the practices developed to recover the degraded pasture of *Brachiaria brizantha*; b) to correlate the concentrations of NH_4^+ and NO_3^- of the soil with the flows of the gases NO and N_2O , important gases responsible for the green house effect; c) to verify the nitrification potential of the soil during the development of the study; d) to accomplish some incubation experiments in laboratory conditions to verify what controls and what limits the flow of gases and the nitrification process in pastures. The treatments disposed in random blocks were: 1) Control (C); 2) tilling the soil followed by fertilization and tillage of *Brachiaria brizantha* (G); 3) application of non selective herbicide followed by fertilization and direct tillage of rice (A); 4) application of non selective herbicide followed by fertilization and direct tillage of soy (S) and; 5) application of selective herbicide followed by fertilization without the tillage of

Brachiaria brizantha (H). The soils from the treatments C and A were used in the incubations in an area where pasture had been established in 1987 and managed in the traditional way according to what is adopted in the area and in a forest area. Accumulations of NH_4^+ and NO_3^- in the soil in the treatments control and direct tillage of rice and soy remained relatively constant. In contrast, the tilling increases the concentrations of NH_4^+ and NO_3^- in the soil. The flows of NO and N_2O increased with the tilling and the fertilization of N. Cumulative rates of mineralization and liquid nitrification of N in the soil varied thoroughly among the treatments during the first six months. The highest net mineralization was observed in the treatments control and no till soy, followed by the treatments of no till rice and herbicide, and the lowest liquid mineralization was found in the tilled treatment that showed liquid immobilization for a longer period. Net nitrification rates were the highest in the soy treatment, intermediary in the control, no till rice, and herbicide treatments, and the lowest in the tilled treatment. There was no clear relationship among rates of application of nitrogen and phosphate fertilizer, mineralization and liquid nitrification rates of N in the soil and flows of NO, N_2O and in the total emission of these gases in the studied treatments. The successions of pasture reform involving tilling and fertilization increased the emissions NO and N_2O , but it is probable that the magnitude of the increase is different based on the time of application of the fertilizer related to the presence of plants and the magnitude of N demand by the plant. Lower emissions of NO and N_2O can be achieved using reform successions that minimize the reduction of the grasses in the pastures. In the incubation experiment, the largest flows were observed when nitrate was added to the soil in conditions of high humidity. The dextrose addition elevated the flows in a more intense way in the soil that received herbicide application, where the availability of N was also larger. With the application of acetylene it was possible to observe that great part of the nitrogen lost in the form of gases is N_2 . With that, the denitrification process was dominant in this incubation study and the nitrogen presented a limiting factor in the pasture systems in the Amazon.

1 INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N), associado ao fósforo, tem sido apontado como elemento chave na produção e sustentabilidade de pastagens na Amazônia. O processo de formação das pastagens na região, que envolve a derrubada da floresta e posterior queima da biomassa, tem fortes reflexos na dinâmica dos nutrientes do solo, em especial do N, cuja importância também está associada ao fluxo de gases do efeito estufa para a atmosfera. Durante a queima, uma fração significativa de N contido na biomassa vegetal é liberada sob formas gasosas para atmosfera. O N remanescente no solo, predominantemente sob formas inorgânicas, fica passível de perdas excessivas por erosão e lixiviação, considerando as espécies forrageiras em fase inicial de crescimento. Como resultado têm-se alterações nos padrões de ciclagem do N, antes fixado na biomassa, prevenindo perdas. Tal conjunto de acontecimentos, associado a praticamente nenhuma reposição de nutrientes via fertilização, conduz as pastagens a um processo gradual de degradação com o tempo de exploração, verificando-se reduções de produção e qualidade da forrageira. Quando a manutenção de um mínimo de animais por área torna-se impossível, as pastagens são abandonadas, em detrimento a abertura de novas áreas originalmente sob florestas, o que contribui para a pressão de desflorestamento na região.

Práticas agronômicas visando a recuperação das pastagens degradadas constituem em alternativa para desacelerar o desflorestamento na Amazônia, bem como proporcionar uma atividade pecuária mais sustentável no tempo. Técnicas de manejo tais como fertilização, utilização de implementos (arados, grades e subsoladores), controle de invasoras, introdução de leguminosas e uso de cultivos anuais, podem ser utilizadas para tal finalidade. Informações relacionadas a dinâmica do N em solos sob floresta e

pastagens na Amazônia são encontrados na literatura, porém pouco se conhece acerca da dinâmica do N no solo após a adoção de práticas de manejo nas pastagens dessa região.

Diante da importância econômica da atividade pecuária na Amazônia, do reconhecido papel do N na produção e qualidade de forrageiras, da necessidade de desaceleração do desflorestamento na região e de maiores conhecimentos sobre os fatores que controlam a dinâmica do N no solo, o presente trabalho foi realizado.

Os objetivos foram: (i) investigar os efeitos de estratégias para recuperação de uma pastagem degradada nos teores totais de N, teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- do solo, determinando também as taxas líquidas de mineralização e nitrificação do N, para avaliar a disponibilidade de N; (ii) correlacionar as concentrações edáficas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- e as taxas líquidas de mineralização e nitrificação do N com os fluxos de NO e N_2O a partir do solo; e (iii) determinar, em condições controladas de laboratório, a contribuição relativa dos processos de nitrificação e desnitrificação na emissão de NO e N_2O do solo, identificando possíveis fatores limitantes e controladores dos processos (umidade e disponibilidade de carbono e nitrogênio).

Cabe ressaltar que o presente trabalho faz parte de um projeto temático, desse modo, inter-relacionado com outros estudos, cuja integração final dos dados permitirá estabelecer práticas agrícolas, ambiental, agrônômica e economicamente adequadas para recuperação de pastagens em processo de degradação na região Amazônica.

O trabalho está apresentado em dois capítulos, na forma de artigos científicos, no formato de envio para publicação em revistas científicas especializadas, além de uma revisão bibliográfica concisa acerca dos assuntos pertinentes a pesquisa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

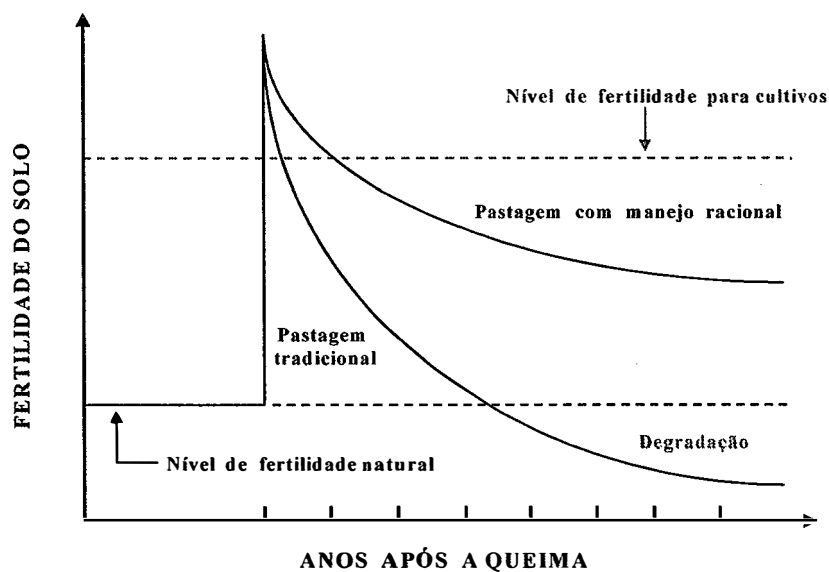
2.1 Pastagens na Amazônia: histórico, degradação e reflexos ambientais

A bacia Amazônica compreende a totalidade dos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Rondônia, Roraima, Tocantins, Pará e parte dos estados do Maranhão, Mato Grosso e Goiás; num total de 6,4 milhões de km².

A pecuária utilizando campos naturais da Amazônia brasileira é realizada desde a década de 60 (Falesi & Veiga, 1986), no entanto foi a partir da década de 70, devido a abertura de rodovias e aos incentivos fiscais por parte do governo brasileiro, que o uso de pastagens cultivadas para a atividade pastoril passou a ser realizado. Desde então, o desflorestamento na Amazônia para o estabelecimento de pastagens tornou-se mais intenso. Estimativas do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) mostram que em 1994 a área desflorestada na Amazônia era cerca de 500 mil km², aproximadamente 10% da área total da Bacia Amazônica (INPE, 1998). Estima-se que do total da área desflorestada, aproximadamente 70% é ocupada por pastagens (Skole et al., 1994) e, segundo Fearnside (1996) há em torno de 120 mil km² de pastagens em algum estágio de degradação.

O sistema tradicional de formação das pastagens na região envolve a derrubada da floresta, retirada da madeira economicamente importante, queima da biomassa vegetal e posterior semeadura da forrageira (Martins et al., 1991). Além de ser um sistema de baixo custo, as cinzas geradas na queima da biomassa vegetal promovem uma melhoria na fertilidade dos solos, o que proporciona elevadas produções dos pastos durante os primeiros anos de exploração. Esse efeito inicial ocorre principalmente em função do aumento de pH e concentrações de cátions trocáveis disponíveis no solo (Falesi & Veiga, 1986; Martins et al., 1991). Nos anos que se seguem ocorre declínio gradual da fertilidade dessas áreas (Figura 1) e após cerca de 5 a 8 anos de atividade

pastoril verifica-se aumento da infestação por plantas invasoras e queda da produção e qualidade da forrageira (Fearnside, 1996). Quando a produção de matéria seca da forragem diminui sensivelmente, a ponto de ser visualmente percebida, a planta já reduziu seu sistema radicular, perfilhamento, expansão das folhas novas e níveis de reservas de carboidratos nas raízes e base das hastes (Meirelles, 1999). Nesse ponto, a longevidade do pasto já foi comprometida. O quadro se agrava com o tempo de atividade pastoril, culminando com o abandono da pastagem quando torna-se impossível a manutenção de um mínimo de animais por área (Soares Filho, 1999). Para dar continuidade ao sistema de produção pecuário, novas áreas são incorporadas mediante derrubada e queima da floresta.



Adaptado de Toledo & Serrão (1982).

Figura 1- Concepção gráfica da alteração da fertilidade do solo após implantação de pastagem depois da derrubada e queima da floresta

De acordo com Martins (1996), o empobrecimento do solo e a redução no crescimento das pastagens são responsáveis pela maior parte das perdas de nutrientes no campo. O declínio gradual da fertilidade do solo tem sido apontado como fator primordial que causa a degradação das pastagens (Euclides, 2000), com destaque para a

redução da disponibilidade de nitrogênio (N) (Carvalho et al., 1991; Boddey et al., 1996). O N é reconhecido como nutriente de influência marcante na produtividade de gramíneas forrageiras já estabelecidas, nas condições em que outro fator de crescimento (nutriente, condição natural ou prática de manejo) não esteja limitando o desenvolvimento das plantas (Carvalho et al., 1991; Spain et al., 1996). Durante a implantação de pastagens na região amazônica, inicialmente, a disponibilidade de N para as plantas é satisfatória em razão da mineralização da matéria orgânica remanescente da floresta tropical. No entanto, com o tempo de exploração, as alterações na qualidade da matéria orgânica acumulada nas pastagens de gramíneas, proporcionam mudanças nos fluxos e induzem à deficiência de N (Neill et al., 1997). Nas condições edáficas da região Amazônica, a deficiência de fósforo também é citada como a causa primária da degradação das pastagens (Urquiaga et al., 1998).

De acordo com Soares Filho (1999), o aumento da infestação por plantas invasoras e a queda de produção e qualidade da forragem são conseqüência da baixa disponibilidade de nutrientes no solo. Altas lotações animais em sistemas de pastejo contínuo ou com insuficiente período de descanso tendem a acelerar o processo de declínio da produção e qualidade da forrageira (Toledo & Serrão, 1982).

Alguns aspectos ambientais relacionados a exploração pecuária realizada na Amazônia tem sido questionados pela comunidade científica e também pela opinião pública. Dentre eles pode-se destacar a degradação física, química e biológica dos solos, o aumento na emissão de gases do efeito estufa, o crescente desflorestamento para o estabelecimento das pastagens e a perda de biodiversidade associada à destruição da floresta (Fearnside, 1996). Medidas integradas envolvendo a redução nas taxas de desflorestamento e o uso de estratégias para recuperação e/ou reforma das pastagens podem minimizar tais danos ambientais e ainda proporcionar uma atividade pastoril mais sustentável ao longo do tempo. A simples adoção de estratégias para recuperação das pastagens degradadas teria um efeito indireto sobre a redução das taxas de desflorestamento, pois não seria necessária a derrubada de novas áreas sob floresta para a manutenção da pecuária na região. Segundo Moraes et al. (1996), as pastagens representam uma alternativa de uso da terra na região Amazônica, no entanto, seu

sucesso está intimamente relacionado com a fertilidade inicial do solo sob floresta e com o manejo adequado das áreas sob pastagem.

2.2 Dinâmica do amônio e do nitrato em solos de pastagem e floresta

Cerca de 90% do total do N presente na camada superficial da maioria dos solos encontra-se sob formas orgânicas (N-orgânico), sendo o N sob formas inorgânicas (N-inorgânico), o disponível para as plantas (Stevenson, 1994). À exceção de casos em que o N disponibilizado pela fixação biológica (N_2 fixado do ar por bactérias de vida livre ou em associação simbiótica com espécies leguminosas) é suficiente para atender demanda total do vegetal, a maior parte do N absorvido é proveniente da decomposição da matéria orgânica (Luizão et al., 1999). Nesse sentido, nota-se o papel fundamental do processo de mineralização do N, pelo qual o N-orgânico é convertido em N-inorgânico, isto é, N disponível (Moreira & Siqueira, 2002).

A conversão do N-orgânico em N-inorgânico no solo ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$) ocorre através de várias transformações bioquímicas mediadas por microrganismos, constituindo um processo biótico de mineralização do qual participam bactérias, fungos, actinomicetos e protozoários. O processo de mineralização é influenciado pela temperatura, umidade, pH, pressão parcial de oxigênio e qualidade do substrato, os quais afetam a atividade microbiana. A primeira etapa da mineralização, denominada amonificação, é levada a cargo de microrganismos heterotróficos, aeróbicos e/ou anaeróbicos, que convertem o N-orgânico em $N-NH_3$ (Alexander, 1976). A etapa subsequente, denominada nitrificação, é realizada basicamente por dois gêneros de bactérias quimiautotróficas e aeróbias estritas: *Nitrosomonas*, responsável pela conversão do $N-NH_3$ a $N-NO_2^-$; e *Nitrobacter*, a qual converte $N-NO_2^-$ a $N-NO_3^-$. Da subdivisão do processo de nitrificação têm-se, respectivamente, a nitritação ($N-NH_3 \rightarrow N-NO_2^-$) e a nitratação ($N-NO_2^- \rightarrow N-NO_3^-$), conforme ilustrado na Figura 2.

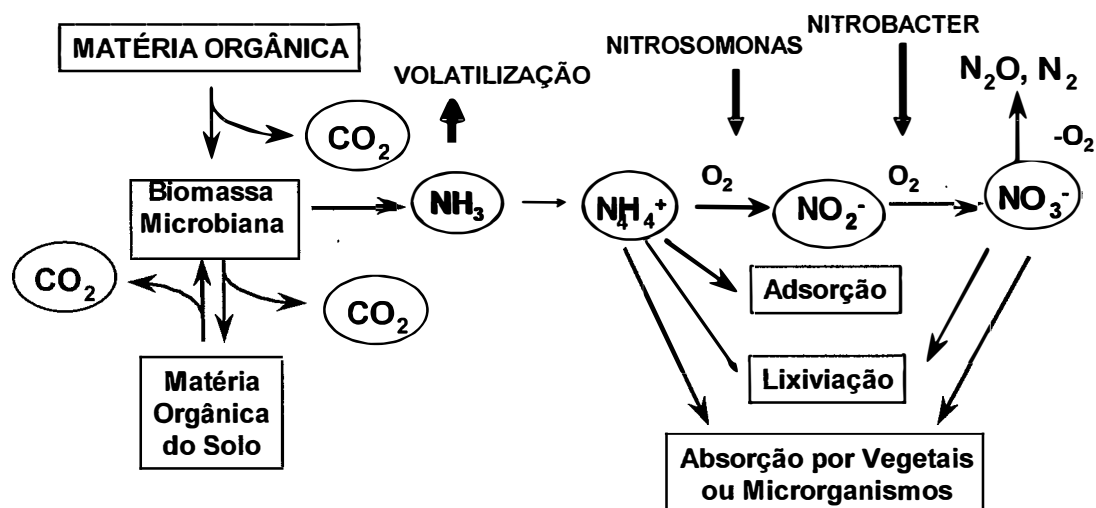


Figura 2 - Mineralização do nitrogênio presente sob formas orgânicas no solo

A mineralização é sempre acompanhada pelo processo inverso de imobilização, ou seja, a transformação de N-inorgânico em N-orgânico pela microbiota edáfica. Trabalhando em direções opostas, esses processos encontram-se inseridos na dinâmica de decomposição e síntese de compostos orgânicos no solo, para formação do húmus, cuja relação C/N varia numa faixa de 17 a 22 (Stevenson, 1994). Segundo Campbell (1978), cerca de 1 a 5% do N-orgânico do solo estabilizado é anualmente mineralizado.

Quando se determina o teor de N-inorgânico ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) do solo em um dado momento ($T_0 =$ inicial) e após um período de incubação ($T_x =$ final), pode-se calcular a taxa líquida de mineralização e nitrificação do N do solo (Piccolo et al., 1994). As taxas de mineralização e nitrificação são importantes indicadores do suprimento de N-mineral no solo e podem afetar a disponibilidade e absorção de N pelas plantas, principalmente após um distúrbio sofrido (Naldeloffer et al., 1983). A mineralização microbiana do $N-NH_4^+$ a partir da matéria orgânica do solo é a principal forma de disponibilização de N para as plantas na maioria dos ecossistemas de florestas tropicais e as taxas de mineralização do N podem regular a produtividade dessas florestas (Naldeloffer et al., 1983, Pastor et al., 1984). Em áreas agrícolas a taxa de

mineralização tem sido citada como um dos parâmetros de avaliação da qualidade de solos (Doran & Parkin, 1994).

Ao considerar em particular a conversão de florestas em pastagens, verifica-se mudança da distribuição do conteúdo de N-inorgânico do solo (Laurance et al., 1999). Em floresta tropical natural, a proporção dos teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- é cerca de 50%, enquanto que em solos sob pastagem o N-NH_4^+ passa a predominar e as taxas de mineralização e nitrificação líquida do N são relativamente menores (Neill et al., 1995). De acordo com Martinelli (2003) os motivos dessas mudanças ainda são especulativos, mas uma das causas pode ser a baixa disponibilidade de N nas pastagens (Neill et al., 1999, Verchot et al., 1999). Contudo, mudanças nas taxas de mineralização e nitrificação líquida devem ser parcialmente responsáveis pelas alterações na distribuição relativa das espécies inorgânicas de N no solo, após troca de uso da terra de floresta para pastagem. Na Tabela 1 são apresentados alguns parâmetros de ciclagem do N do solo de áreas de pastagem e floresta na Amazônia, em que a concentração de N-NH_4^+ edáfica é semelhante entre os dois ecossistemas, mas o teor de N-NO_3^- é significativamente superior nos solos sob floresta, proporcionando valor médio da relação $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ cinco vezes inferior ao valor determinado nas pastagens (Tabela 1).

Tabela 1. Comparação de variáveis para ciclagem de N no solo entre floresta e pastagens da região amazônica a 0-5 cm de profundidade

Variável avaliado	Floresta	Pastagem
Taxa de mineralização ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	2,23a \pm 1,16, n=18	0,04b \pm 0,54, n=45
Taxa de nitrificação ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	2,26a \pm 1,14, n=18	0,24b \pm 0,32, n=45
N-NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	6,97a \pm 4,98 n=17	7,68a \pm 5,25, n=42
N-NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	5,93a \pm 3,45, n=17	2,77b \pm 3,18, n=42
N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	12,90a \pm 6,74, n=17	9,96b \pm 6,35, n=42
N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	1,62a \pm 1,75, n=17	8,19b \pm 11,04, n=28

Fonte: Martinelli (2003).

Dados apresentados como média seguidas do desvio padrão e número de observações.

Letras diferentes indicam diferença estatística a 0,01% (ANOVA seguido por Tukey para diferentes números de dados).

Em estudo de pastagens de diferentes idades (4, 10 e 21 anos) na região Amazônica, Neill et al. (1999) encontraram valores de taxas de mineralização e nitrificação líquida e bruta semelhantes nas pastagens de 4 e 10 anos e taxas menores na pastagem de 21 anos, em relação a uma área de floresta. De acordo com os autores, os resultados encontrados indicam que quando florestas são convertidas para pastagens, a ciclagem do N no solo é mantida por um período, mas decresce posteriormente. Esse fato pode ser atribuído à matéria orgânica remanescente da floresta e, por isso, as pastagens mais novas apresentam concentrações mais elevadas de N-inorgânico no solo. Além disso, nos primeiros meses após a queima, ocorre elevação das concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no solo provavelmente devido à rápida mineralização da matéria orgânica provocada pelo fogo e elevação dos valores de pH proporcionados pelas cinzas, mesmo considerando que grande parte do N seja perdida na forma gasosa durante a queima (Martinelli, 2003).

Resultados semelhantes foram obtidos por Luizão et al. (1999) estudando pastagens manejadas de diferentes idades (2 a 13 anos). Nesse estudo o N-inorgânico também foi encontrado predominantemente na forma de N-NH₄⁺, especialmente nas

medidas efetuadas na estação seca. Os autores observaram também uma diminuição das taxas de mineralização e nitrificação do nitrogênio no solo, principalmente, na pastagem com 13 anos, em que mesmo quando a disponibilidade de N-inorgânico no solo estava relativamente alta (11 a 24 $\mu\text{g g}^{-1}$ de N), as taxas encontradas foram baixas, o que sugere ocorrência de maior demanda de N pelas plantas e biota do solo.

No geral, as taxas brutas e líquidas de mineralização e nitrificação do N do solo têm sido consistentemente menores em solos sob pastagens não fertilizadas acima de 10 anos na Amazônia, quando comparadas àquelas dos solos sob floresta (Piccolo et al., 1994; Neill et al., 1995; Neill et al., 1997; Neill et al., 1999). Estes resultados indicam redução da velocidade de ciclagem do N em pastagens mais velhas, que pode estar associada com uma possível modificação da qualidade dos resíduos originados das gramíneas (serrapilheira e raízes). Esta situação se é benéfica por um lado, ao diminuir o potencial de perdas de N-NO_3^- por lixiviação, por outro lado, reduz a disponibilidade de N para as gramíneas, uma vez que o fluxo de nutrientes se torna incompatível com a necessidade da forrageira (Nascimento Júnior et al., 1994). Como resultado, a taxa de crescimento da pastagem é reduzida a cada ano (Nascimento Júnior et al., 1994).

2.3 Efeito de práticas agrícolas nas transformações do N no solo

Estratégias utilizadas para a recuperação da capacidade produtiva de pastagens visam interromper o processo de degradação, corrigindo as causas a ele associadas. De modo geral, as estratégias utilizam exclusivamente uma prática agrícola ou algumas delas em associação, podendo-se citar como principais as fertilizações inorgânicas, o uso de implementos, o controle de invasoras, a introdução de leguminosas e o uso de cultivos anuais (Barcellos, 1990; Carvalho et al., 1990; Soares Filho et al., 1992). Invariavelmente, a recuperação de pastagens exige investimentos por parte do produtor (Veiga, 1995) e como alternativa para amortização de parte desses investimentos, tem-se o uso de culturas anuais, como arroz e soja, antes da reseedura da forrageira. A venda da produção e o aproveitamento da adubação residual das culturas são citados como vantagens (Veiga & Serrão, 1987; Veiga, 1995). Porém, os restos culturais deixados no campo, constituem fonte de matéria orgânica adicional aos processos microbiológicos do

solo, devendo-se ter especial atenção para imobilização de nutrientes, principalmente de N, durante a fase inicial de crescimento do pasto.

A decomposição de resíduos culturais é resultado de processos microbianos complexos controlados por inúmeros fatores (Swift et al., 1979), dentre eles a composição bioquímica dos resíduos (Heal et al., 1997; Burgess et al., 2002). Um dos critérios utilizados para avaliar a qualidade do resíduo durante o processo de decomposição é a relação C/N do material e quanto maior essa relação, maior será o tempo para que o processo se complete (Trinsoutrot et al., 2000). Se a disponibilidade de N no solo não é limitante ao processo, o balanço entre os compostos orgânicos (celulose, hemicelulose, lignina, taninos e fenóis p.e.) presentes nos restos culturais passa a ter maior influência no controle da velocidade de decomposição (Paustin et al., 1997; Trinsoutrot et al., 2000)

Restos culturais de milho deixados no campo, por exemplo, contêm expressiva quantidade de N ($40-80 \text{ kg ha}^{-1}$), mas a relação C/N do material é considerada elevada (67), podendo ocorrer imobilização de parte do N-inorgânico do solo pelos microrganismos durante a fase inicial de decomposição (Burgess et al., 2002; Rice & Smith, 1984). Desse modo, baseado na relação C/N do resíduo cultural pode-se prever uma suplementação em cobertura com fonte nitrogenada inorgânica (Aldrich et al., 1975; Paul & Clark, 1989; Sá, 1993; Brady & Weil, 1996; Myrold, 1998), de modo a permitir a decomposição satisfatória do material no campo, sem provocar deficiência de N na cultura recém instalada (Victoria et al., 1992). Alguns estudos revelaram que em sistemas de plantio direto, a imobilização é maior e mais prolongada (Rice & Smith, 1984) e isso se deve ao fato dos resíduos não serem incorporados ao solo (Liebig et al., 2002).

A utilização de leguminosas pode ser uma alternativa interessante quando se considera a nutrição mineral em N da cultura em sucessão. Experimentos com rotações de culturas que incluem leguminosas evidenciam o efeito dessas espécies na dinâmica do N do solo, resultado da maior velocidade de decomposição dos resíduos ($C/N < 24$), que proporciona disponibilização de N para a cultura em sucessão (Glassener et al., 2002; Rembon & Mackenzie 1997; Dou et al. 1995) e aumento do teor total de N do

solo (Bayer et al. 2000; Amado et al. 2001). Em longo prazo há necessidade de adequada compreensão da sustentabilidade desse tipo de sistema de produção (Karlen et al., 1994), uma vez que aumentos na concentração de N-inorgânico no solo e acréscimos das taxas líquidas de mineralização do N podem ter reflexos importantes na emissão de gases de N relacionados com o efeito estufa (Prather et al., 2001), bem como também maior liberação de CO₂ (Prather et al., 2001). Relatos de redução do estoque de carbono orgânico de solos submetidos a sistemas de rotação de culturas que incluem soja e fertilização nitrogenada, têm sido encontrados na literatura (Karlen et al., 1994; Varvel, 1994; Studdert & Echeverria, 2000), o que representa risco potencial de degradação física pela redução da estabilidade de agregados (Raimbault & Vyn, 1991; Hussain et al., 1988; Fahad et al., 1982) e maior susceptibilidade à erosão (Franco-Vizcaíno, 1996), a depender, é claro, da extensão do declínio do carbono.

O uso de implementos também constitui estratégia para recuperação de pastagens, estando condicionado ao grau de degradação e à estratégia utilizada de forma associada. Pode-se usar arados, grades leves ou pesadas, subsoladores, entre outros (Barcellos, 1990). Nesse caso, o revolvimento do solo tem como objetivo propiciar melhor aeração e capacidade de infiltração da água no solo, além de acelerar o processo de mineralização da matéria orgânica incorporada ao solo. A prática freqüente de gradagem do solo por períodos longos normalmente acarreta em perdas de matéria orgânica do solo, alteração das taxas de nitrificação e desnitrificação (Groffman, 1984) e modificação da estrutura do solo, reduzindo a sustentabilidade do sistema agrícola adotado (Doran, 1982; Elliot, 1986). Este fato ocorre porque a operação mecanizada destrói os agregados do solo e expõe a matéria orgânica previamente protegida, fazendo com que a mineralização ocorra de forma mais acelerada (Calderón et al., 2001, Halvorson et al., 2002) o que pode acarretar em reduções dos estoques de C e N do solo (de Vos et al., 2000; Calderón et al., 2001). Alguns trabalhos sugerem que a adoção de práticas de revolvimento do solo aumenta as taxas de nitrificação e reduzem as de desnitrificação. Doran (1980) encontrou menor número de bactérias nitrificadoras em solos não gradeados, comparativamente a solos gradeados, avaliando diversas áreas. Dowdell et al. (1983) encontraram concentrações de nitrato (N-NO₃⁻) mais baixas em

solos não gradeados, sugerindo que neste sistema a atividade nitrificadora é reduzida. Por outro lado, Rice & Smith (1983) mostraram que taxas de nitrificação podem ser maiores em sistemas com plantio direto que em áreas submetidas a gradagem convencional, devido a condições de umidade serem mais favoráveis para nitrificação nos primeiros.

Em curto prazo, Calderón et al. (2001) encontraram aumentos significativos na concentração de N-NO_3^- no solo, dois dias após a gradagem, sendo esta tendência observada até duas semanas após a mecanização. As concentrações de N-NH_4^+ , no mesmo estudo, não sofreram alterações, mas as perdas de N por desnitrificação passaram de 48 g ha^{-1} no tratamento controle para 155 g ha^{-1} no tratamento gradeado, considerando os primeiros 14 dias após a gradagem. Adicionalmente, perdas de N-NO_3^- por lixiviação podem ser expressivas durante a primeira semana após gradagem (Kristensen et al., 2000; De Vos et al., 2000)

De acordo com Spain & Gualdrón (1988), o parâmetro cobertura vegetal, associado a outros componentes bióticos (presença de formigas e cupins, p.e.), constitui um indicador do processo de perda da capacidade produtiva das pastagens, funcionando como discriminador do estágio de degradação dos pastos. Na Amazônia, Veiga (1995) destaca a presença de plantas invasoras como característica visual da degradação dos pastos e por isso o controle dessas plantas se torna indispensável durante o processo de recuperação das pastagens. Mais de 10 milhões de hectares de pastagens na Amazônia brasileira apresentam-se com níveis de infestação de invasoras acima de 70% (Serrão & Homma, 1993), o que caracteriza um elevado grau de degradação (Toledo & Navas, 1986). Sendo assim, o uso de herbicidas é cogitado como forma de reduzir a infestação por invasoras e permitir o bom desenvolvimento da gramínea de interesse.

Embora a aplicação da maioria dos herbicidas seja direcionada para as folhas das espécies invasoras, parte atinge o solo, podendo afetar a atividade microbiana edáfica e, por consequência, todos os processos a ela relacionados, como por exemplo a mineralização do N no solo (Haney, et al., 2000). Sendo assim, a quantidade de herbicida disponível para os microrganismos dependerá de algumas condições, que

incluem: qualidade do substrato orgânico e status de nutrientes do solo, pH, temperatura e umidade (Weber et al., 1993) e adsorção da molécula no solo (Guerin & Boyd, 1993).

Microrganismos heterotróficos adquirem C e N para manter seu crescimento, pela decomposição de resíduos de plantas e outros materiais orgânicos adicionados no solo. Herbicidas com baixa relação C/N (< 15) podem potencialmente induzir a mineralização do N do solo (Alexander, 1976), caso do glifosato que apresenta uma relação C/N igual a 3. Haney et al. (2000) verificaram que a aplicação de glifosato estimulou rapidamente a atividade microbiana do solo, medida pela mineralização de C e N, correlacionadas positivamente com a dose do herbicida aplicado. Outros estudos, no entanto, evidenciam que a aplicação de glifosato não tem efeito significativo na atividade microbiana após 1 a 4 semanas da aplicação, apresentando apenas efeito transitório quando aplicado em doses elevadas (Hart & Brooks, 1996; Olson & Lindwall, 1991; Wardle & Parkinson, 1990, 1992). Portanto, medidas imediatas do efeito da aplicação de herbicidas são necessárias para verificar a efetiva ação dos pesticidas na atividade microbiana do solo, que podem interferir diretamente na dinâmica do N do solo.

2.4 Emissões de gases em pastagens na Amazônia

Gases nitrogenados, principalmente N_2O , são substâncias que apresentam vida longa na atmosfera, cerca de 150 anos e com grande Potencial de Aquecimento Global (PAG) (Cicerone, 1987; Kim & Craig, 1993). De acordo com Albritton et al. (1996), o PAG do N_2O é 310 vezes maior que o PAG do CO_2 , convencionado com valor igual a um. A concentração desses gases na atmosfera tem sido aumentada na taxa de 0,25 a 0,31% ao ano (Prather et al., 2001), mas a causa exata do crescente aumento na concentração de N_2O na atmosfera ainda não é bem conhecida (Crill et al., 2000).

Os solos tropicais são considerados os maiores responsáveis pela emissão de N_2O em ecossistemas terrestres naturais (Davidson, 1991). O N_2O é produzido biogeoquimicamente nos solos por microorganismos durante os processos de nitrificação e desnitrificação (Eichner, 1990) e a disponibilidade de N no solo e o conteúdo de água podem interferir no controle das emissões de N_2O . Conforme o modelo do "hole-in-the-

"pipe" (Figura 3) proposto por Firestone & Davidson (1989), o qual sintetiza informações sobre fatores microbiológicos e ecológicos que influenciam nas emissões de NO e N₂O do solo, as taxas de mineralização e nitrificação líquida compõem o primeiro nível de controle das emissões dos óxidos de nitrogênio (NO e N₂O), pois determinam a quantidade total de N que está ciclando no ecossistema e que simboliza a quantidade de N que passa através do tubo ("pipe"). O segundo nível de controle é estabelecido pelas propriedades do solo, como conteúdo de água, que determina a quantidade de N que é liberada do tubo ("pipe") e que simboliza o tamanho do buraco ("hole"). Quando a disponibilidade de N é adequada, mudanças no conteúdo de água e outras propriedades do solo passam a ser mais importantes, podendo determinar as proporções relativas de N₂O e NO emitidos do solo para a atmosfera (Firestone & Davidson, 1989; Davidson et al., 1991; Davidson et al., 2000).

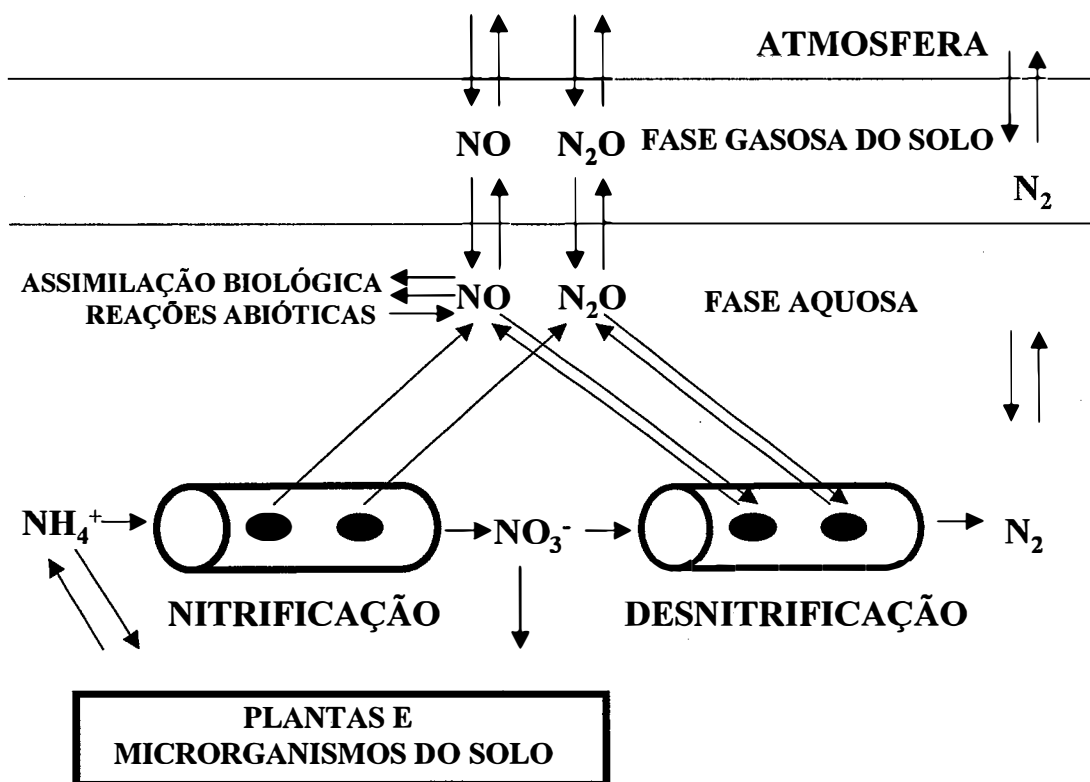


Figura 3 - "Hole-In-The-Pipe model" proposto por Firestone & Davidson (1989)

Mudanças no uso da terra afetam as emissões de N_2O através de alterações nos fatores que controlam os processos de transformações do N no solo (Davidson et al., 2000). A eliminação da floresta para estabelecimento de pastagens pode aumentar as emissões de N_2O , principalmente após o corte e queima da floresta e durante um período que varia entre 2 e 10 anos (Melillo, 2001; Keller et al., 1993). Com o passar do tempo, as pastagens mais velhas apresentam menores emissões de gases quando comparada à emissão na floresta natural (Reiners et al., 1994, Verchot et al., 1999, Melillo, 2001). Isto ocorre principalmente porque é observado um declínio na quantidade de N disponível nos solos com pastagens e esse declínio aumenta com a idade das pastagens (Neill et al; 1995).

A existência de grandes áreas estabelecidas com pastagens sujeitas à degradação na Amazônia pode assumir um papel importante na emissão regional de N_2O , caso as práticas de manejo se tornem mais intensivas como por exemplo, realização de fertilizações e gradagens ocasionais (Matthews, 1994; Kroeze et al., 1999). Trabalhos de Veldkamp & Keller (1997), Veldkamp et al. (1998), Matson et al. (1998), Crill et al. (2000) e Weitz et al. (2001) evidenciam aumento do potencial para emissão de N_2O de solos tropicais após aplicação de fertilizantes. Além disso, o uso de fertilizantes nitrogenados nos trópicos da América do Sul tem aumentado (Veldkamp & Keller, 1997; Matson et al., 1998) e a expansão de áreas intensivamente cultivadas, principalmente com soja, tem sido planejada para grandes áreas na Amazônia (Nepstad, 2001, Fearnside, 2001).

As conseqüências de futuras mudanças no uso da terra e manejo dessas áreas com respeito às emissões de N_2O são pouco conhecidas, bem como, informações acerca dessas emissões a partir de pastagens e florestas nos trópicos são escassas. Um aspecto chave nessa discussão é a determinação das contribuições relativas entre a nitrificação e desnitrificação, no total de N_2O liberado, e como os mecanismos envolvidos são regulados. Steudler et al. (2002) mostraram que o processo de desnitrificação parece ser dominante como forma de emissão de N_2O em algumas pastagens na Amazônia, enquanto que Panek et al. (2000) demonstrou o mesmo, em outros locais com pastagens e também em sistemas agrícolas que recebem fertilizantes. Por outro lado, Azam et al.

(2002) destacam que a nitrificação pode ser uma importante forma de perda de N_2O em função de algumas condições ambientais. É bem estabelecido que condições de maior umidade do solo, isto é menor disponibilidade de oxigênio, tendem a favorecer a desnitrificação, em detrimento à redução da nitrificação (D'Haene et al., 2003), sugerindo maior participação da primeira no total de N_2O emitido. No entanto, se o potencial de oxi-redução do solo permitir há, sob condições excessivas de umidade, predominante redução do $N-NO_3^-$ do solo até N_2 , aumentando as perdas N na forma de N_2 e reduzindo as emissões de N_2O (Davidson, 1993; Veldkamp et al., 1999; Davidson et al., 2000).

3 DINÂMICA DO NITROGÊNIO INFLUENCIADA POR PRÁTICAS AGRÍCOLAS PARA RECUPERAÇÃO DE PASTAGEM NA AMAZÔNIA.

Resumo

A conversão antropogênica de áreas com floresta primária para implantação de pastagens destinadas à criação extensiva de gado ainda é amplamente usada no Estado de Rondônia, Brasil, e em termos de porcentagem, este é o Estado com a maior área desflorestada na Amazônia legal. A inexistência de práticas agrícolas e uso intensivo durante longos períodos, são as principais causas da degradação do solo. Recentemente, algumas práticas de reforma de pastagem estão sendo usadas em áreas degradadas para restabelecer a produtividade e envolvem a aplicação de herbicida, fertilizantes, gradagens periódicas e o plantio de algumas culturas como arroz e soja, antes do estabelecimento de gramíneas de forragem, com o objetivo de se obter com a renda dos grãos um abatimento nos gastos com fertilizantes e outras práticas adotadas. Este experimento foi conduzido na Fazenda Nova Vida, parte central do Estado de Rondônia, em uma área degradada > 3 ha. Foram medidas as concentrações de N inorgânico no solo, as taxas de mineralização e nitrificação líquida do N, emissões de NO e N₂O na pastagem degradada submetida a quatro tratamentos de reforma, durante os primeiros nove meses após o início do experimento. Os tratamentos foram: 1) gradagem do solo seguido do replantio de *Brachiaria brizantha* e fertilização, 2) aplicação de herbicida não-seletivo, plantio de arroz, colheita seguida por replantio da gramínea em sistema de plantio direto e fertilização, 3) a mesma seqüência anterior com o plantio de soja, e 4) aplicação de um herbicida seletivo e fertilização sem replantio da gramínea. Acúmulos de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo nos tratamentos controle e nos tratamentos com plantio direto de arroz e soja permaneceram relativamente constantes. Em contraste, a gradagem aumenta as concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo. Os fluxos de NO e N₂O aumentaram com a gradagem e a fertilização de N. Taxas cumulativas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo durante os primeiros seis meses variaram amplamente entre os tratamentos. A mineralização líquida foi maior nos tratamentos controle e no plantio direto com soja, intermediária nos tratamentos com plantio direto de arroz e no

tratamento Herbicida e mais baixa no tratamento gradagem que mostrou imobilização líquida durante um período mais longo. A taxa nitrificação líquida foi mais alta no tratamento com a soja, intermediário nos tratamentos controle, plantio direto com arroz e herbicida e mais baixo no tratamento gradeado.

Não houve nenhuma relação clara entre taxas de aplicação de fertilizante nitrogenado e fosfatado, taxas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo e fluxos de NO, N₂O e na emissão total desses gases nos tratamentos estudados. As sucessões de atividades agrícolas destinadas à recuperação da pastagem, envolvendo gradagem e fertilização aumentaram as emissões NO e N₂O, mas é provável que a magnitude do aumento seja diferente baseada no tempo de aplicação do fertilizante, com relação à presença de plantas e a magnitude da demanda de N pela planta. Emissões de NO e N₂O podem ser diminuídas pelo uso de práticas que minimizam a redução das gramíneas nas pastagens.

NITROGEN DYNAMICS DURING TILL AND NO-TILL PASTURE REFORMATION SEQUENCES IN RONDÔNIA, BRAZIL.

Summary

The conversion of areas of primary forest by anthropogenic activities for cattle raising is still being largely used in Rondonia State of Brazil and in percent terms it is the State with the most deforested area in legal Amazon. The inexistence of management practices and intensive use for long time, have been the causes of the soil degradation. Recently some practices to pasture reformation are being used in degraded areas to restore productivity and involve tillage, no-till, fertilizer, herbicide application and the planting of a cash crop prior the planting of forage grasses. This experiment was conducted at Fazenda (Ranch) Nova Vida in central Rondonia in a degraded area > 3 ha. We measured soil inorganic N pools, net N mineralization and net nitrification rates, NO and N₂O emissions in degraded pastures and pastures subjected to four reformation treatments from the first nine months following initiation of the reformation treatments. These treatments were: 1) soil tilling followed by replanting of grass and fertilization, 2) no-till application of non-selective herbicide, planting of rice, harvest followed by no-till replanting of grass and fertilization, 3) the same no-till sequence with soybeans instead of rice, and 4) application of a selective herbicide and fertilization without grass replanting. Soil NH₄⁺ and NO₃⁻ pools in the control and no-till treatment remained relatively constant. In contrast, tilling increase soil NH₄⁺ and NO₃⁻ pools. NO and N₂O fluxes increased with tillage and N fertilization. Cumulative rates of net N mineralization and net nitrification during the first six months varied widely among the treatment. Net mineralization was greatest in the control and no-till soybean treatments, intermediate in the no-till rice and herbicide treatments and lowest in the tillage treatment, which showed net immobilization. Net nitrification was highest in the no-till soybean treatment, intermediate in the control, no-till rice and herbicide treatments and lowest in the tilled treatment. There were no clear relationships among rates of N fertilizer application, net N mineralization, net N nitrification and NO, N₂O and total N oxide emissions from each treatment. Pasture reformation sequences involving tilling

and fertilizing will increase emissions of N oxides, but the magnitude of the increase is likely to differ based on timing of fertilizer application relative to the presence of plants and the magnitude of plant N demand. Emissions of N oxides can be decreased by the use of reformation sequences that minimize reduction in pasture grass cover.

3.1 Introdução

A conversão de florestas tropicais em pastagens é, atualmente, a principal mudança de uso de terra nos trópicos (Matthews et al., 2000). As mudanças mais expressivas têm ocorrido na América Central e na América do Sul, onde foram abertas clareiras em centenas de milhares de quilômetros quadrados (William & Turner, 1994). Na Amazônia brasileira, as taxas anuais de desmatamento de 11.000 a 29.000 km², desde 1970, criaram cerca de 600.000 km² de áreas abertas (INPE, 2000). Essas áreas têm sido usadas para a formação de pastagens destinadas à criação extensiva de gado e, em alguns locais, como na porção central da Amazônia brasileira, no Estado de Rondônia, atualmente, a área de pastejo excede a área de floresta remanescente (INPE, 2000).

Na maior parte das áreas desflorestadas na Amazônia, predomina hoje, pastagens entre 10 e 30 anos, cuja produção e qualidade das forragens encontra-se em declínio. A produção de carne é afetada pela forrageira escassa e de baixa qualidade, podendo-se esperar quebra superior a 50% na produção animal, sustentada em pastos degradados ou em processo de degradação (Broch, 2000).

Como causas responsáveis pela degradação de pastagens têm-se comumente citadas na literatura, reduções de disponibilidade fósforo (Serrão et al., 1979; Falesi et al., 1986; Garcia-Montiel et al., 2000) e nitrogênio nos solos (Verchot et al., 1989; Neill et al., 1995), e o aumento da infestação por plantas lenhosas (Serrão & Homma, 1993; Veiga 1995). A correção da fertilidade dos solos e o combate às plantas invasoras constituem, desse modo, práticas promissoras no restabelecimento da produtividade e qualidade dos pastos. Além de proporcionar uma atividade pecuária mais sustentável no tempo, a recuperação de pastagens degradadas na Amazônia tende a reduzir a pressão de desflorestamento na região, considerando a menor necessidade de abertura de novas áreas para sustentar os níveis atuais de produção.

Opções como gradagem, fertilização e plantio direto estão entre as práticas atualmente estudadas visando a recuperação de pastagens degradadas e/ou aumento da produtividade dos pastos instalados em geral. A gradagem é normalmente conduzida em combinação com fertilização com P e/ou N e o replantio de pastagem (Carvalho, 1990).

O fertilizante é aplicado por ocasião da semeadura da forrageira ou logo após esta operação. As opções de plantio direto incluem normalmente o uso de herbicidas, e às vezes um cultivo anual com espécie de expressivo valor econômico, como por exemplo soja, antes da resemeadura da gramínea (Kluthcouski et al., 1991). O cultivo anual visa proporcionar ao produtor uma renda extra com a venda da produção agrícola, geralmente grãos, de modo a amortizar parte dos custos relacionados com a recuperação da pastagem.

Tradicionalmente na Amazônia, o manejo dos pastos é caracterizado somente por roçadas anuais para eliminação de invasoras, ou seja, as áreas não estão sujeitas a interferências como fertilização e outras práticas agrícolas (Nepstad et al., 1991; Smith et al., 1995). Com a introdução de manejos mais complexos dos pastos, há necessidade de se compreender as alterações agronômicas e ambientais, para verificar o sucesso do manejo adotado, bem como impactos adversos do mesmo no ambiente. Em termos ambientais, há possibilidade de mudanças nos fluxos de gases do efeito estufa, tais como óxidos de nitrogênio, a partir do solo de áreas sob pastagens submetidas a alguma prática agrícola. Originalmente pastagens antigas e não reformadas na Amazônia apresentam baixa disponibilidade de N no solo (Neill et al., 1997; Verchot et al., 1999) e menores emissões de óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO) (Verchot et al., 1999; Melillo et al., 2001), quando comparadas a áreas de referências sob floresta. A importância dessa alteração se traduz na participação do N_2O dentro do processo de aquecimento global do planeta (Prather et al., 2001) e no papel do NO como catalisador na formação fotoquímica de ozônio no solo (Crutzen, 1979).

A fertilização com fontes nitrogenadas inorgânicas aumenta a disponibilidade de N e pode incrementar as emissões de N_2O drasticamente (Matson et al., 1996; Veldkamp et al., 1998; Crill et al., 2000; Weitz et al., 2001). Ao passo que a sincronização da aplicação de fertilizante à demanda de N da planta tende a reduzir as emissões de óxidos de N e perdas gerais do nutriente por lixiviação, aumentando a eficiência de fertilização (Matson et al., 1998; Panek et al., 2000). De acordo com Kroeze et al. (1999), o uso de fertilizantes de modo geral está aumentando rapidamente nos trópicos e espera-se que a expansão e a intensificação de agricultura tropical seja o

contribuinte principal para concentrações crescentes de N_2O atmosférico (Erickson & Keller, 1997, Matson et al., 1997).

Perdas de nitrogênio pela volatilização da amônia, nitrificação e desnitrificação subsequente e lixiviação podem ser promovidos com o revolvimento mecânico do solo gradagem (Elliot, 1986; Kristensen et al., 2000; Calderón et al., 2001).

Portanto, torna-se importante o entendimento do ciclo do N no solo de pastagem que sofre reforma para que se possa manejar tanto o suprimento de N à gramínea quanto as potenciais perdas de N ao ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi examinar como algumas práticas agrícolas para reforma de pastos na Amazônia alteram a disponibilidade de N no solo e as emissões de óxidos de N. Para isso foram medidas as concentrações de N-inorgânico ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$) no solo, taxas de mineralização e nitrificação líquida do N, correlacionando com emissões de NO e N_2O apresentados em Passianoto et al. (2003).

3.2 Material e métodos

3.2.1 Localização e descrição da área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Nova Vida (10° 10' 05'' S e 62° 49' 27'' O), município de Ariquemes-RO, no km 472 da BR-364, a aproximadamente 250 km ao Sul da cidade de Porto Velho-RO (Figura 4). O solo predominante na fazenda foi classificado como Argissolo (EMBRAPA, 1999) ou “Ultisol” na ‘U.S. Taxonomy’ (Moraes et al., 1995), o qual cobre mais de 100 milhões de hectares na Bacia Amazônica brasileira. A temperatura anual média é 25,5 °C. A precipitação anual média é de 2.200 mm (Bastos & Diniz, 1982), havendo um período de quatro a cinco meses de estação seca bem definida durante os meses de junho a setembro (Figura 5).

O experimento foi instalado em julho de 2001 em área de 3 ha, pré-selecionada a partir de 63 hectares com pastagem de *Brachiaria brizantha* estabelecida em 1983. A real cobertura nesta área era uma mistura de *Brachiaria brizantha*, *Panicum maximum* e uma gama de plantas invasoras lenhosas e herbáceas. A pré-seleção foi realizada por meio de procedimentos geoestatísticos que investigaram a variabilidade espacial de algumas propriedades químicas e físicas do solo. Detalhes desse procedimento são descritos em Cerri et al. (no prelo).

De acordo com o histórico da propriedade, a gramínea (*B. brizantha*) foi semeada por avião e nenhuma prática mecanizada ou aplicação de fertilizantes químicos foi utilizada. A taxa de lotação das pastagens sempre foi menor ou igual a 1,5 unidade animal por hectare. A pastagem tem apresentado um processo evolutivo de degradação caracterizado pelo declínio da produtividade/vigor e aceleração do grau de infestação por plantas invasoras.

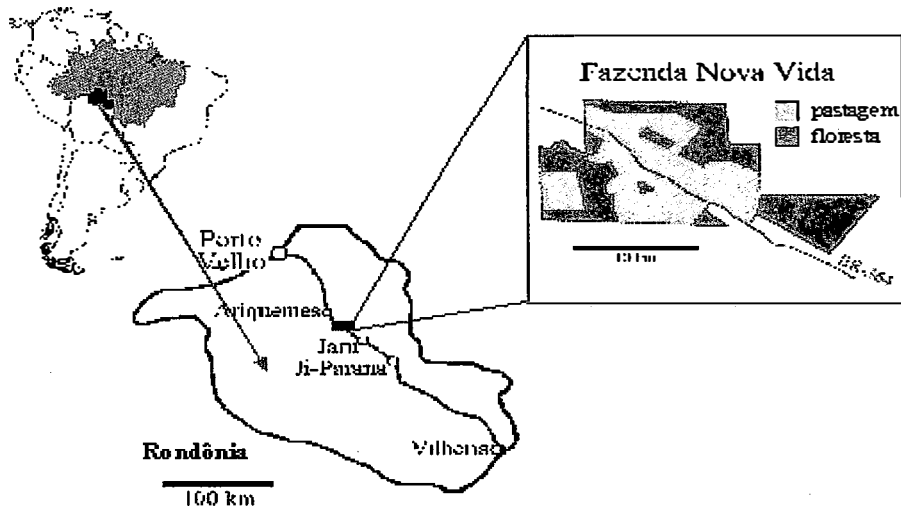


Figura 4 - Localização da área de estudo no Estado de Rondônia

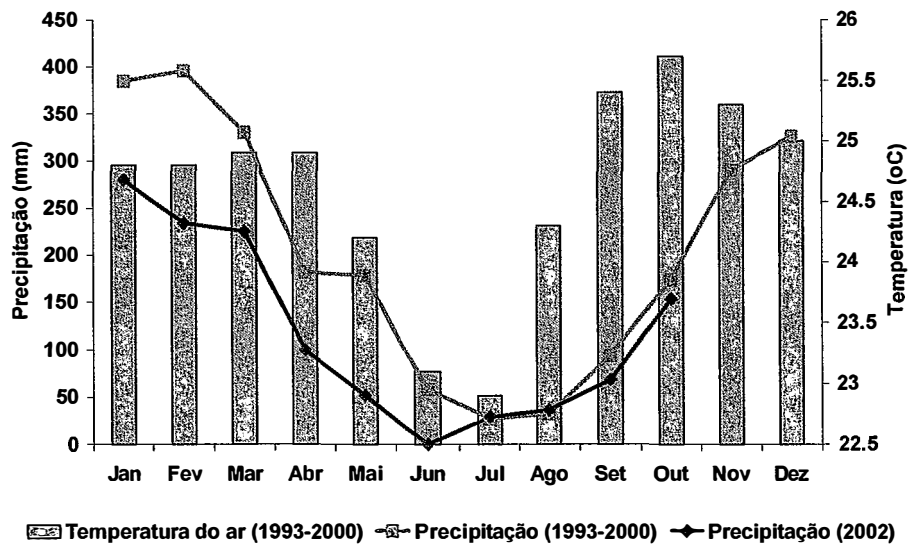


Figura 5 - Precipitação e temperatura média mensal da região no ano agrícola de 1993-2000

3.2.2 Tratamentos e delineamento experimental

Em julho de 2001, a área experimental de 3 ha foi roçada para facilitar a seleção e demarcação das parcelas. O delineamento experimental nessa área foi o de blocos ao acaso, em número de quatro, com cinco tratamentos, num total de 20 parcelas experimentais de 40 x 40 m (1600 m²) e área útil de 30 x 30 m (900 m²) cada uma (Figura 6 e 7). Os tratamentos avaliados foram: (i) controle (C) - pasto controle (sem ajustes nem manejo subsequente); (ii) gradagem (G) - gradagem, seguida de reseedura da *Brachiaria brizantha* e fertilização com NPK e micro nutrientes; (iii) arroz (A) - aplicação de herbicida dessecante seguida por plantio de arroz, em sistema de plantio direto, colheita do arroz, reseedura de *Brachiaria brizantha* e fertilização com NPK e micronutrientes; (iv) soja (S) - aplicação de herbicida dessecante seguida por plantio de soja em sistema de plantio direto, colheita da soja, reseedura de *Brachiaria brizantha* e fertilização com PK e micro nutrientes; e (v) herbicida (H) - aplicação de herbicida seletivo e fertilização com NPK e micro nutrientes. No Quadro 1 estão apresentadas, em detalhe, todas as atividades realizadas nos tratamentos com as respectivas datas.

A fertilização foi conduzida de acordo com os resultados da análise do solo (Tabelas 2 e 3), amostrado em julho de 2001, e recomendações da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) para a região considerada.

Tratamento	Descrição
Controle (C)	Nenhum tipo de manejo foi adotado.
Gradagem (G)	O solo foi gradeado a 20 cm dia 8 de Outubro. Segunda gradagem dia 29 de Outubro. <i>Brachiaria brizantha</i> plantada e fertilizada com 75,5 kg ha ⁻¹ de P como termofosfato dia 7 de novembro. Fertilização com 42 kg ha ⁻¹ de N, 26,5 kg ha ⁻¹ de K, 204 kg ha ⁻¹ de Ca, 71,5 kg ha ⁻¹ de Mg, 89 kg ha ⁻¹ de S e 30 kg ha ⁻¹ de micronutrientes: 23,5 kg ha ⁻¹ de Cl; 2,7 kg ha ⁻¹ de Zn, 0,24 kg ha ⁻¹ de Cu; 0,54 kg ha ⁻¹ de B; 0,03 kg ha ⁻¹ de Mo; 0,9 kg ha ⁻¹ de Fe; 0,6 kg ha ⁻¹ de Mn, dia 3 de dezembro.
Arroz (A)	Aplicação de 7,5 L ha ⁻¹ de glifosato, 5 L ha ⁻¹ de 2,4 D dia 23 de Outubro. Aplicação de 6,9 L ha ⁻¹ de gramoxone dia 7 de novembro. Cultura de Arroz foi plantada e fertilizada com 39 kg ha ⁻¹ de P como termofosfato dia 21 de Novembro. Fertilização com 33 kg ha ⁻¹ de N, 39 kg ha ⁻¹ de P, 61 kg ha ⁻¹ de K, 106 kg ha ⁻¹ de Ca, 37 kg ha ⁻¹ de Mg, 60 kg ha ⁻¹ de S e 30 kg ha ⁻¹ de micronutrientes: 54 kg ha ⁻¹ de Cl; 2,78 kg ha ⁻¹ de Zn; 0,24 kg ha ⁻¹ de Cu; 0,54 kg ha ⁻¹ de B; 0,03 kg ha ⁻¹ de Mo; 0,9 kg ha ⁻¹ de Fe; 0,6 kg ha ⁻¹ de Mn, dia 24 de novembro.
Soja (S)	Aplicação de 7,5 L ha ⁻¹ de glifosato + 5 L ha ⁻¹ de 2,4 D dia 23 de Outubro. Aplicação de 6,9 L ha ⁻¹ de gramoxone dia 7 de novembro e 0,75 L ha ⁻¹ de Basagram dia 4 de Dezembro. Cultura da soja foi plantada e fertilizada com 39 kg ha ⁻¹ de P como termofosfato dia 21 de Novembro. Fertilizado com 70,5 kg ha ⁻¹ de K, 106 kg ha ⁻¹ de Ca, 37 kg ha ⁻¹ de Mg, 21,5 kg ha ⁻¹ de S e 30 kg ha ⁻¹ de micronutrientes: 62,6 kg ha ⁻¹ de Cl; 0,32 kg ha ⁻¹ de Mn, dia 24 de novembro.
Herbicida (H)	Aplicação de 5 L ha ⁻¹ de 2,4 D e fertilizado com 42 kg ha ⁻¹ de N, 26,5 kg ha ⁻¹ de K e 48 kg ha ⁻¹ de S e micronutrientes: 23,5 kg ha ⁻¹ de Cl; 2,7 kg ha ⁻¹ de Zn, 0,24 kg ha ⁻¹ de Cu; 0,54 kg ha ⁻¹ de B; 0,03 kg ha ⁻¹ de Mo; 0,9 kg ha ⁻¹ de Fe; 0,6 kg ha ⁻¹ de Mn, dia 3 de dezembro. A forrageira não foi resemeada nesse tratamento, nem foi realizada adubação fosfatada.

Quadro 1 - Descrição das atividades realizadas no campo durante os anos de 2001 e 2002, em cada tratamento

Tabela 2. Caracterização inicial da área experimental: resultados médios de pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, teores totais de C e N, densidade aparente, estoques de C e N e teores de areia, silte e argila

Prof.	pH água	pH KCl	C ----- % -----	N	Densidade g cm ⁻³	C --- t ha ⁻¹ ---	N	Areia	Silte ----- % -----	Argila
0 – 5	5,89	4,99	1,57	0,11	1,41	11,05	0,78	70,7	5,0	24,3
5 – 10	5,84	4,84	1,17	0,08	1,58	9,26	0,70	67,9	5,9	26,2

Tabela 3. Características de fertilidade do solo antes da instalação do experimento em Outubro de 2001

Prof.	P	K	Ca	Mg	Al+H	SB	CTC	V	Cu	Fe	Mn	Zn
cm	mg dm ⁻³	-----	mmol, dm ⁻³	-----	-----	-----	-----	%	-----	mg kg ⁻¹	-----	-----
0-5	5,8	2,4	21,0	7,0	24,6	30,4	55,0	55,3	0,75	77,65	14,2	0,70
5-10	4,6	1,7	17,0	4,4	23,9	21,5	45,5	47,4	0,80	60,70	1,20	0,37

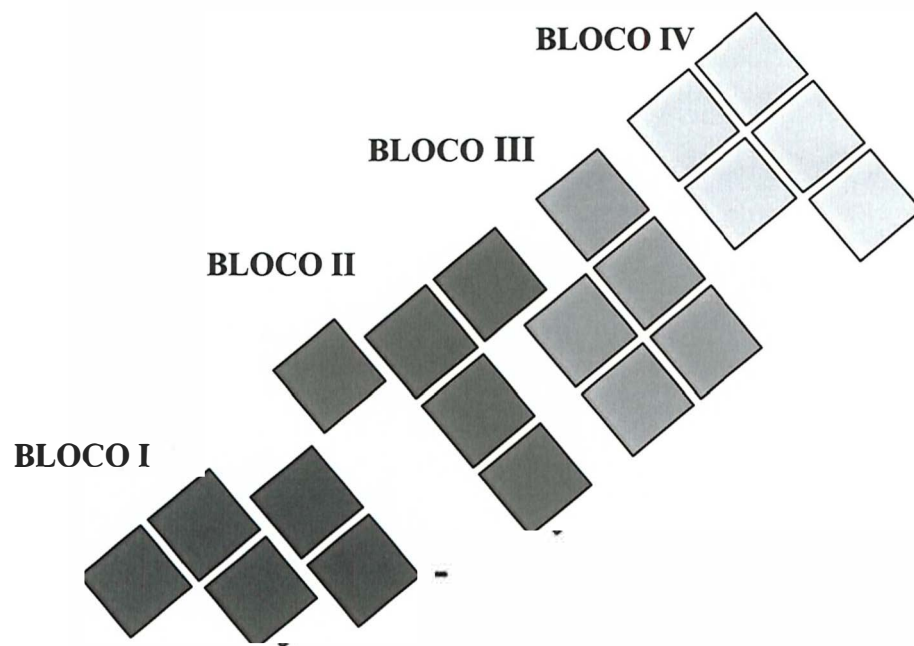


Figura 6 - Esquema das parcelas experimentais e disposição dos blocos no campo



Figura 7 - Vista aérea do experimento

3.2.3 Metodologia laboratorial e de campo

Inicialmente, as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , as taxas de mineralização e nitrificação líquida do N e a umidade do solo foram determinadas em julho de 2001, na caracterização da área experimental, e em outubro de 2001, por ocasião da instalação do experimento.

3.2.4 Nitrogênio inorgânico

3.2.4.1 Coleta e preparo das amostras de solo

Foram realizadas amostragens do solo das camadas 0-5 e 5-10 cm, em cinco pontos dentro de cada parcela experimental (Figura 8), obtendo-se, pela mistura e homogeneização das amostras simples, uma amostra composta representativa de cada parcela e profundidade. A frequência de coleta das amostras foi determinada em função da realização das práticas agrícolas de manejo, sendo menores os intervalos logo após cada intervenção. No laboratório, localizado dentro da fazenda Nova Vida-RO, as amostras de solo foram passadas em peneira (malha 2 mm), esboroadas e as raízes removidas. Em seguida, foi feito o preparo das mesmas para a realização das extrações e incubações. Todo procedimento, desde a coleta até o início da incubação (7 dias), foram realizados no mesmo dia da coleta.

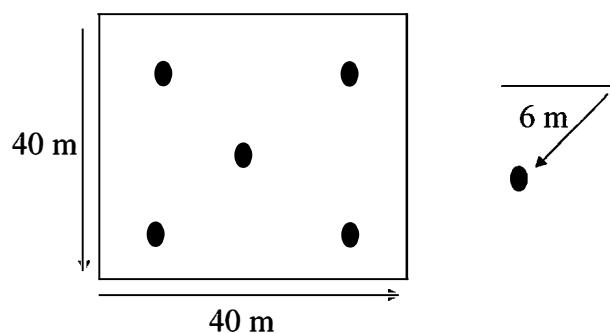


Figura 8 - Esquema dos pontos de coleta de solo dentro de cada parcela

3.2.5 Determinações analíticas e cálculos

Em todas as amostras de solo foram feitas determinações analíticas das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , além do cálculo para obtenção das taxas líquidas de mineralização e nitrificação. As concentrações foram corrigidas para base seca usando resultados de umidade gravimétrica (105°C) determinados em subamostras de 5 g de terra.

O N-NH_4^+ e o N-NO_3^- foram analisados em extratos filtrados e preservados (fenil acetato de mercúrio $0,5\text{ mg L}^{-1}$), obtidos a partir da extração de 10 g de terra fresca com 50 mL de $\text{KCl } 2\text{ mol L}^{-1}$, conforme descrito em Piccolo (1994). As concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (Ruzicka & Hansen, 1981). O N-NH_4^+ foi medido por condutivimetria, pelo método de Solorzano, e o N-NO_3^- foi determinado colorimetricamente na forma de N-NO_2^- , após a redução com o catalisador cádmio.

As taxas líquidas de mineralização do N foram calculadas pela diferença entre as concentrações de N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) antes da incubação (tempo zero) e após sete dias de incubação (Equação 1). De modo semelhante, as taxas líquidas de nitrificação correspondem às diferenças entre os teores iniciais e finais de N-NO_3^- (Equação 2).

$$\text{Taxa Líquida de Mineralização} = \frac{(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{\text{final}} - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{\text{inicial}}}{\text{Tempo de incubação (dias)}} \quad \text{Equação 1}$$

$$\text{Taxa Líquida de Nitrificação} = \frac{\text{NO}_3^-_{\text{final}} - \text{NO}_3^-_{\text{inicial}}}{\text{Tempo de incubação (dias)}} \quad \text{Equação 2}$$

3.2.6 Nitrificação potencial

Para determinação da nitrificação potencial, foram utilizadas amostras de solo coletadas de todos os tratamentos aos 0; 7; 14 e 21 dias após as principais atividades desenvolvidas no campo e, posteriormente, foram coletadas amostras mensais até o mês de julho de 2002.

Amostras de 20g de solo fresco, provenientes da camada de 0-5 cm, foram colocadas em copos de plástico, com adição posterior de 100ml de solução tampão de fosfato (pH 7,2), enriquecido com 0,2 ml de sulfato de amônio (Schimel et al.,1984) e 0,5 ml de cloreto de sódio para inibir a oxidação quimioautotrófica de NO_2^- para NO_3^- , verificando dessa forma, a existência de nitrificação heterotrófica no solo estudado. As misturas no interior dos copos foram agitadas, e após 0, 2, 4, 6 e 8 horas de agitação, foram coletados amostras de 5 mL com o auxílio de uma seringa. As amostras foram então filtradas e preservadas com fenil acetato de mercúrio, para envio ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP, onde $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ foi determinado colorimetricamente na forma de N-NO_2 , após a redução com o catalisador cádmio.

Os cálculos para determinação da produção de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ foram realizados determinando a concentração por hora, considerando a inclinação da curva obtida ao final do período de incubação.

A densidade foi determinada em julho e novembro de 2001. A precipitação foi monitorada por leituras periódicas do volume de chuva armazenado em dois coletores colocados na área experimental.

A umidade do solo foi determinada secando uma sub amostra de solo fresco a 105 °C. A umidade foi usada para calcular a quantidade de água no espaço poroso do solo (WFPS) usando as densidades coletadas em novembro de 2001 e valores de densidade de partícula previamente determinados no estudo de Steudler et al. (1996).

3.2.7 Fluxo de gases

Fluxos de N_2O e NO foram medidos no campo nas mesmas datas em que foram coletadas as amostras para determinação das concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , taxas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo. Para isso, foram usadas

câmaras de recirculação, sendo os gases medidos simultaneamente após colocar uma câmara em uma base fixada e localizada perto do centro de cada parcela. As bases só foram removidas para permitir a realização das gradagens e o plantio, retornando aos locais com antecedência de 24 h à nova coleta. Maiores detalhes sobre os resultados dos fluxos dos gases e metodologia utilizada neste experimento, estão descritos em Passianoto et al. (2003).

Fluxos de NO foram instantaneamente medidos conectando um tubo de Teflon de 6 mm do alto da câmara a um analisador Unisearch Associates LMA-4 NO₂ (Unisearch Associates Inc., 1996). Detalhes do método foram descritos por Garcia-Montiel et al. (2001).

Os fluxos foram calculados a partir das taxas de aumento ou diminuição da concentração de NO (durante 5 minutos), usando inclinação da curva. Medidas de mudanças em concentrações de N₂O nas câmaras foram sincronizadas com as medidas de NO no campo. Amostras para a determinação de N₂O foram coletadas com seringas de 10 mL após o fechamento da câmara e em dois ou três tempos adicionais, normalmente 0, 5, 10 e 20 minutos. Antes e depois de cada amostragem foram feitas as determinações das temperaturas do ar e do solo nas profundidades de 2, 5 e 10 cm. A pressão barométrica também foi medida no começo de cada incubação.

A determinação das concentrações de N₂O foram feitas por cromatografia gasosa (Shimadzu, GC-14A), com um detector ⁶³Ni de captura de elétrons (ECD) operando a 230°C (Bowden et al., 1990; Steudler et al, 1991), com dois padrões Scott certificados para calibração. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração de N₂O com o tempo de incubação.

Os valores cumulativos das taxas de mineralização e nitrificação líquida e os fluxos cumulativos de NO e N₂O foram calculados utilizando medidas individuais para intervalos imediatamente, antes e após as datas das medições. As taxas de transformação do N e os fluxos de NO e N₂O para o período de meados de dezembro até o começo de março foram estimados por meio de cálculo das taxas médias e fluxos em cada bloco sobre todas as medições em novembro e dezembro e aplicando esta média aos dias

perdidos em fevereiro. As taxas cumulativas de transformação do N para todo o mês de março foram estimadas com as médias existentes para este mesmo mês.

3.2.8 Forma de análise dos resultados

Os resultados de N-inorgânico, as taxas líquidas de mineralização e nitrificação, e os dados de nitrificação potencial foram submetidas a análise de variância (ANOVA), no delineamento estatístico de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo, sendo, desse modo, considerado como fatores de variação os blocos, os tratamentos e o tempo. Posteriormente fez-se a comparação das médias pelo teste de Tukey (5%). A análise estatística comparou o tratamento controle com cada um dos outros. Para os dados obtidos antes da instalação do experimento (Tabela 4) e para os valores acumulados (Tabela 5) a análise estatística foi realizada comparando os parâmetros estudados entre todos os tratamentos.

Correlações lineares foram feitas entre os teores de N-inorgânico e os fluxos de NO e N₂O, bem como com outras variáveis (umidade, WFPS e temperatura do solo) para auxiliar na discussão dos dados.

O pacote estatístico utilizado foi o SYSTAT 9.0 (SAS Institute Inc., 1999).

3.3 Resultados

3.3.1 Variação da precipitação, WFPS e temperatura

A média (mínima e máxima) da temperatura do ar durante o período de estudo foi de 24 a 42 °C. A temperatura do solo variou em função dos diferentes tipos de manejo adotados no experimento. No tratamento H a variação foi de 25 a 33 °C, enquanto, no tratamento S a variação foi entre 25 a 37 °C. Entre o primeiro período de coleta em outubro e a última coleta em março, o total acumulado de chuva foi de 1346 mm, sendo distribuídos em: 154 mm no período de março, 160 mm em novembro, 373 mm em dezembro, 257 mm em janeiro, 219 mm em fevereiro e 182 mm em março (Figura 9). A quantidade de água no espaço poroso do solo foi menor em outubro e maior em março, resultado consistente com o período de transição entre a estação seca e chuvosa (Figura 10).

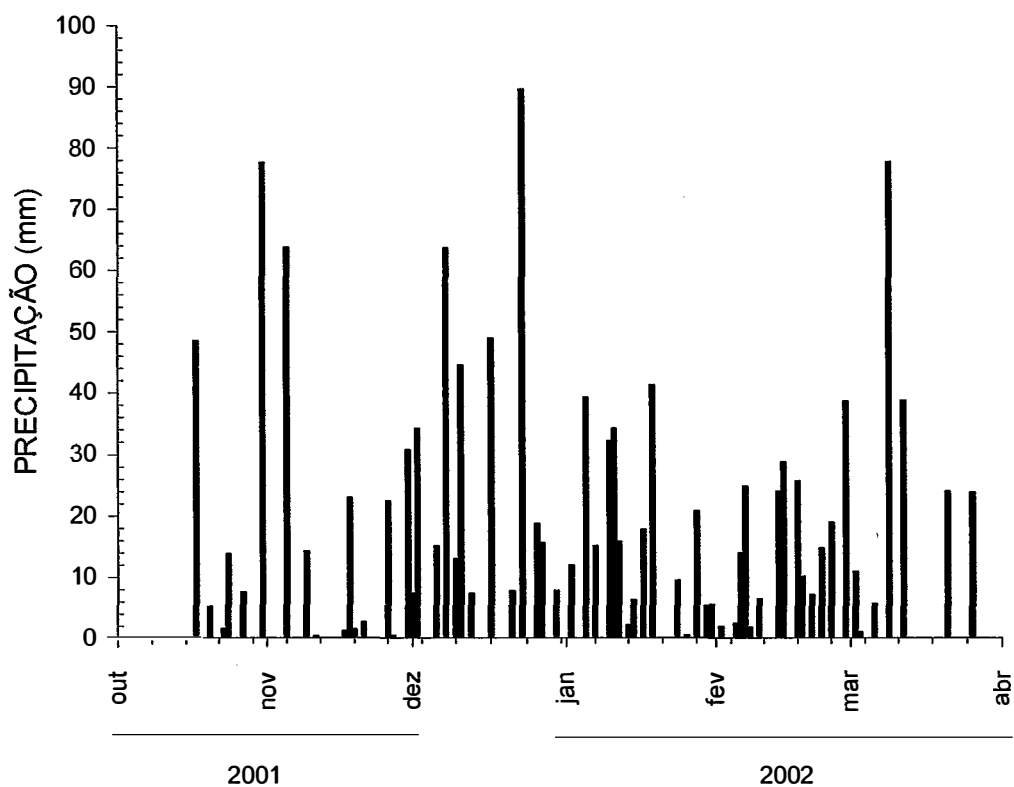


Figura 9 - Precipitação na área experimental durante os anos de 2001 e 2002

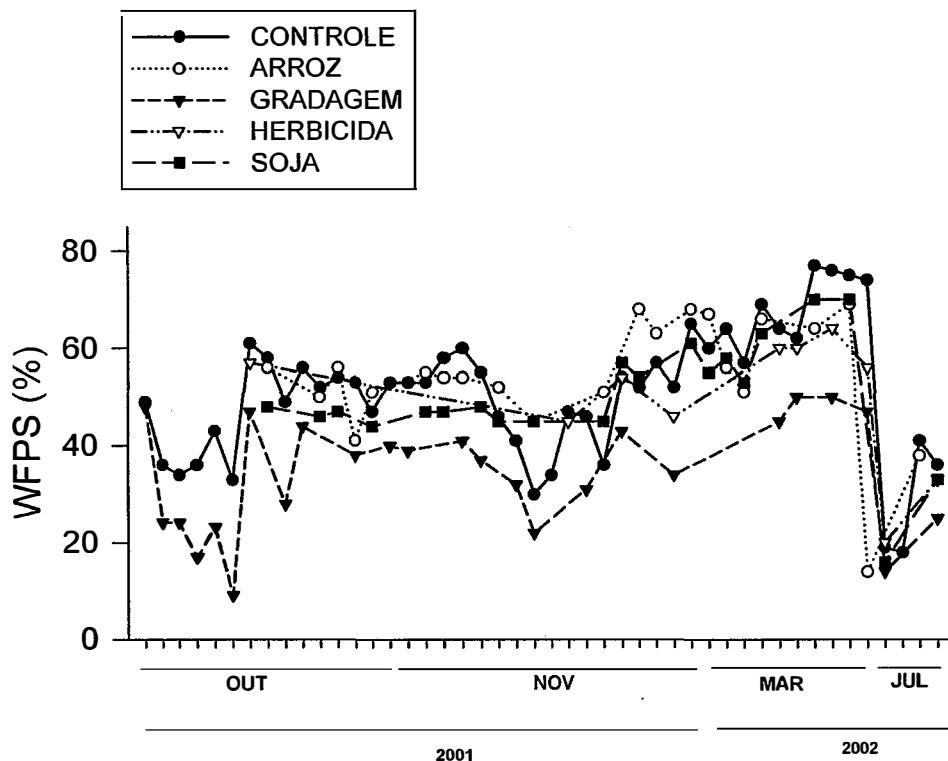


Figura 10 - Quantidade de água no espaço poroso do solo em todos os tratamentos, durante os anos de 2001 e 2002

3.3.2 Considerações sobre as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- medidas antes da instalação do experimento

A variação nas concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , taxas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo entre tratamentos foi pequena (Tabela 4). Em julho, as concentrações de N-NH_4^+ não diferiram entre os tratamentos, mas as de NO_3^- estavam mais altas na profundidade de 5-10 cm nas parcelas S que nas parcelas C. A taxa de mineralização líquida a 0-5 cm foi mais alta nas parcelas G, em comparação as parcelas H, enquanto a nitrificação líquida a 5-10 cm foi mais alta nas parcelas C, em relação as H (Tabela 4). Em outubro, imediatamente antes da instalação do experimento, nenhuma das medidas de disponibilidade de N diferiram entre tratamentos. Em julho, as parcelas destinadas ao tratamento C apresentaram valores de WFPS mais baixos que alguns dos outros tratamentos, tanto a 0-5 quanto a 5-10 cm, mas em outubro não houve diferença entre os tratamentos (Tabela 4).

Tabela 4. Diferenças existentes entre as parcelas dos tratamentos antes do experimento ser instalado em outubro de 2001. Médias dos tratamentos seguidas pela mesma letra dentro de cada linha não são significativamente diferentes

	Profundidade	Tratamentos					
		Controle	Gradagem	Arroz	Soja	Herbicida	
Julho 2001							
NH ₄ ⁺	kg ha ⁻¹	0-5	2,75 ^{ab}	2,51 ^{ab}	2,00 ^b	2,27 ^{ab}	3,06 ^a
		5-10	2,27 ^a	2,20 ^a	1,54 ^a	2,10 ^a	2,27 ^a
NO ₃ ⁻	kg ha ⁻¹	0-5	0,17 ^a	0,40 ^{ab}	0,13 ^a	0,62 ^b	0,27 ^{ab}
		5-10	0,13 ^a	0,30 ^{ab}	0,17 ^a	0,48 ^b	0,17 ^a
Taxa de mineralização	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0-5	0,51 ^a	0,82 ^a	0,66 ^a	0,46 ^a	-0,05 ^b
		5-10	0,27 ^a	0,38 ^a	0,35 ^a	0,34 ^a	0,17 ^a
Taxa de nitrificação	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0-5	0,57 ^a	0,50 ^a	0,48 ^a	0,36 ^a	0,21 ^a
		5-10	0,37 ^a	0,31 ^a	0,31 ^{ab}	0,21 ^b	0,10 ^c
WFPS	%	0-5	20,4 ^a	33,2 ^b	31,1 ^{bc}	28,8 ^d	28,8 ^c
		5-10	32,2 ^a	48,5 ^b	43,5 ^c	37,1 ^d	40,8 ^e
Outubro 2001							
NH ₄ ⁺	kg ha ⁻¹	0-5	3,10 ^a	2,59 ^a	3,13 ^a	2,90 ^a	2,43 ^a
		5-10	2,57 ^a	2,47 ^a	2,88 ^a	2,10 ^a	2,63 ^a
NO ₃ ⁻	kg ha ⁻¹	0-5	0,25 ^a	0,29 ^a	0,58 ^a	0,43 ^a	0,18 ^a
		5-10	0,22 ^a	0,22 ^a	0,31 ^a	0,20 ^a	0,17 ^a
Taxa de mineralização	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0-5	0,40 ^a	0,79 ^a	0,29 ^a	0,30 ^a	0,35 ^a
		5-10	0,28 ^a	0,20 ^a	0,23 ^a	0,26 ^a	0,28 ^a
Taxa de nitrificação	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0-5	0,57 ^a	0,50 ^a	0,48 ^a	0,36 ^a	0,20 ^a
		5-10	0,37 ^a	0,31 ^a	0,31 ^a	0,21 ^a	0,10 ^a
WFPS	%	0-5	49,3 ^a	48,1 ^a	56,1 ^a	48,1 ^a	57,3 ^a
		5-10	62,8 ^a	62,2 ^a	64,3 ^a	58,6 ^a	80,6 ^a

3.3.3 Concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo

No tratamento C, as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo permaneceram relativamente constantes durante todo o período de avaliação (Figuras 11a e 12a). Em contraste, a gradagem aumentou o conteúdo de N-NH_4^+ no solo após 4 dias a 0-5 cm (Figura 11a) e 9 dias a 5-10 cm (Figura 12a). A diferença máxima nas concentrações de N-NH_4^+ entre o tratamento G e o C aconteceu depois de 14 dias, quando o teor de N-NH_4^+ no tratamento G foi 9 vezes maior que no C a 0-5 cm (Figura 11a), e 20 vezes maior a 5-10 cm (Figura 12a). Valores de N-NH_4^+ no solo do tratamento G diminuíram gradualmente em um período de pouco mais que um mês, quando então sofreram novo aumento (Figuras 11a e 12a). Cinco e nove meses depois da primeira gradagem, os teores de N-NH_4^+ nas parcelas gradeadas foram mais baixas que no C (Figura 11a).

A gradagem aumentou as concentrações de N-NO_3^- no solo, mas o pico do acúmulo ocorreu 26 dias após a operação mecânica (Figuras 11b, 12b), ou seja, depois da ocorrência do pico de N-NH_4^+ . Os teores de N-NO_3^- no solo também aumentaram aos 6 dias após a fertilização com P. Contudo, as maiores concentrações de N-NO_3^- no tratamento G foram 6 e 4 vezes os valores determinados no tratamento C, nas camadas 0-5 e 5-10 cm, respectivamente.

Em contraste ao que foi observado no tratamento G, as intervenções realizadas nos tratamentos com plantio direto de arroz (A) e soja (S) tiveram pequeno efeito nas concentrações de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- do solo (Figuras 13a,b e 14a,b). Teores de N-NH_4^+ aumentaram nos tratamentos A e S, respectivamente, após a fertilização com P e após a colheita (Julho de 2002). As concentrações de N-NO_3^- no solo mostraram um padrão semelhante, com pequena diferença entre os tratamentos (Fig. 13b)

O tratamento H apresentou, de forma geral, concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , semelhantes às observadas no C durante os primeiros dois meses após o início do experimento (Figuras 15a,b e 16a,b). No entanto, em julho verificou-se valores para teores de N-NH_4^+ semelhantes entre os tratamentos C e H, sendo que para uma das medidas realizadas no referido mês, o teor de N-NH_4^+ esteve maior no C (Figura 15a).

3.3.4 Taxas de mineralização e nitrificação líquida do nitrogênio no solo

A gradagem aumentou as taxas de mineralização líquida de N, comparado com o C, durante 10 dias após a operação mecânica. Depois desse curto período, o processo de imobilização do N passou a predominar sobre mineralização (Figura 11c). Seis e nove meses após a gradagem não houve diferença clara entre as taxas de mineralização líquida de N determinadas nos tratamentos G e C. A prática da gradagem não resultou em uma mudança clara na taxa de nitrificação líquida (Figura 11d).

Os tratamentos A e S tiveram taxas de mineralização e nitrificação líquida do N muito maiores depois da primeira aplicação de herbicida (Figuras 13c,d). Outras diferenças entre esses dois tratamentos e o C ocorreram no final de novembro, quando o tratamento A apresentou taxas de mineralização líquida de N mais baixas e o tratamento S teve taxas de nitrificação líquida mais altas (Figuras 13c,d).

O tratamento H apresentou taxas de mineralização mais altas que o C na data da primeira amostragem, em outubro, e mais baixa que o controle em novembro, e taxas semelhantes em março (Figuras 15c). O valor da taxa de nitrificação líquida determinada no tratamento H foi mais alta que a determinada no C na data da primeira amostragem, em outubro, mas esses valores não diferiram do C em outras datas (Figura 15d).

Com relação aos valores de $N-NO_3^- + N-NO_2^-$ determinados para avaliação da nitrificação potencial, as concentrações observadas foram muito baixas e os teores mais elevados foram observados nos tratamentos A e S, quando a colheita das culturas de arroz e soja, respectivamente, tinha sido realizada e não havia plantas em desenvolvimento nas parcelas desses tratamentos (Figura 17).

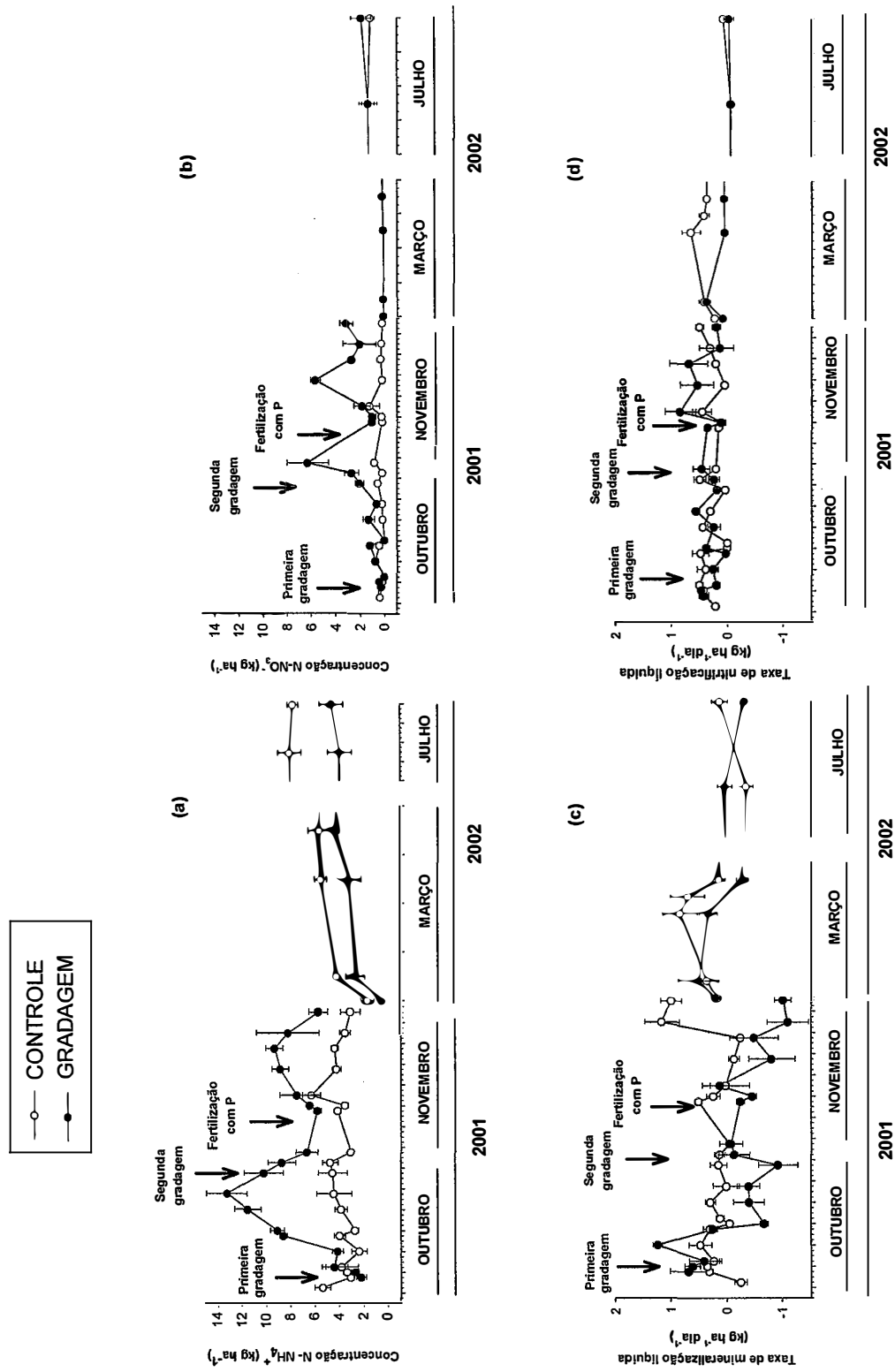


Figura 11 - Concentrações de N-NH₄⁺ (a), N-NO₃⁻ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 0-5 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

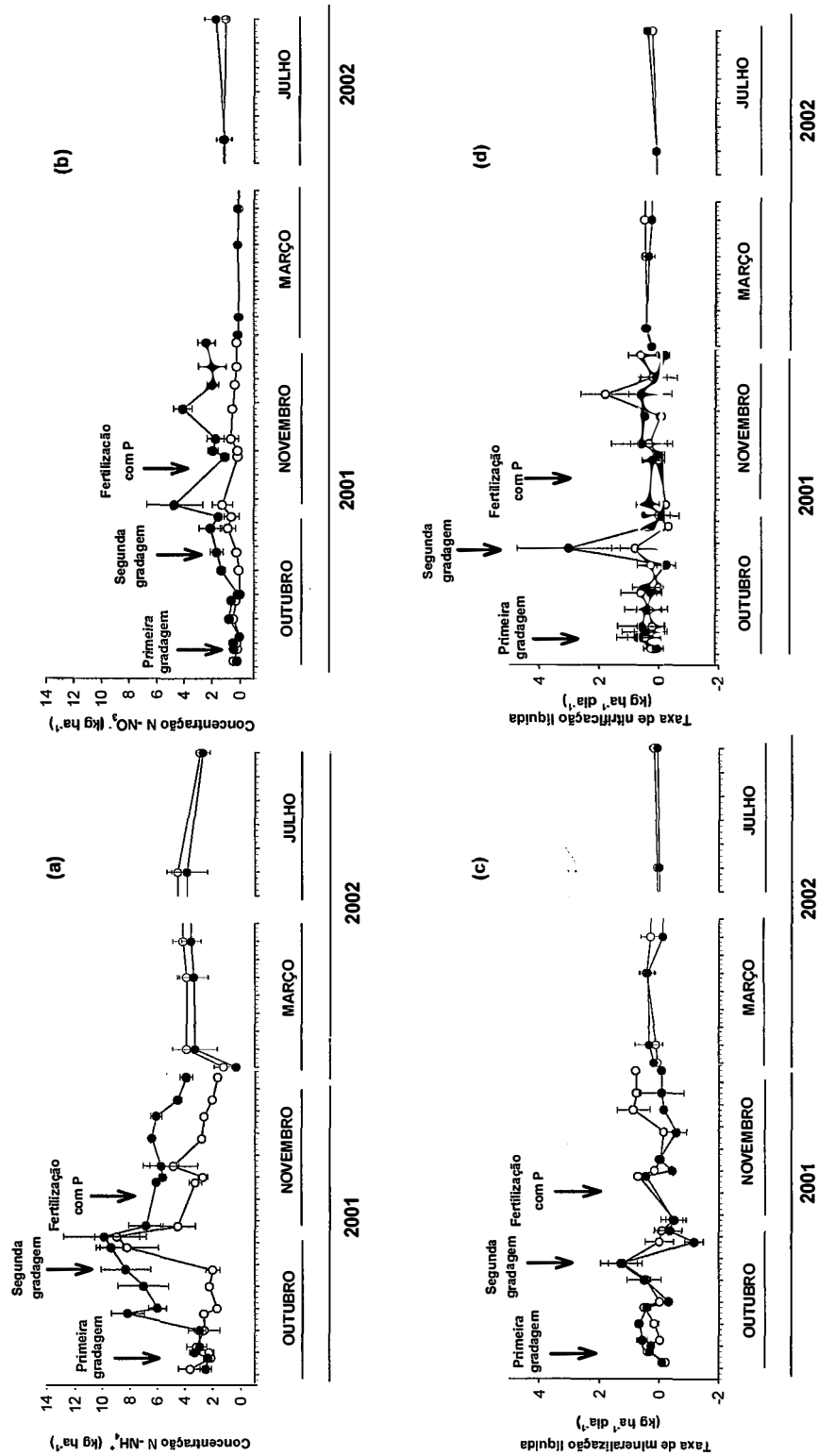
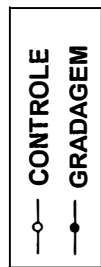


Figura 12 - Concentrações de $N-NH_4^+$ (a), $N-NO_3^-$ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 5-10 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

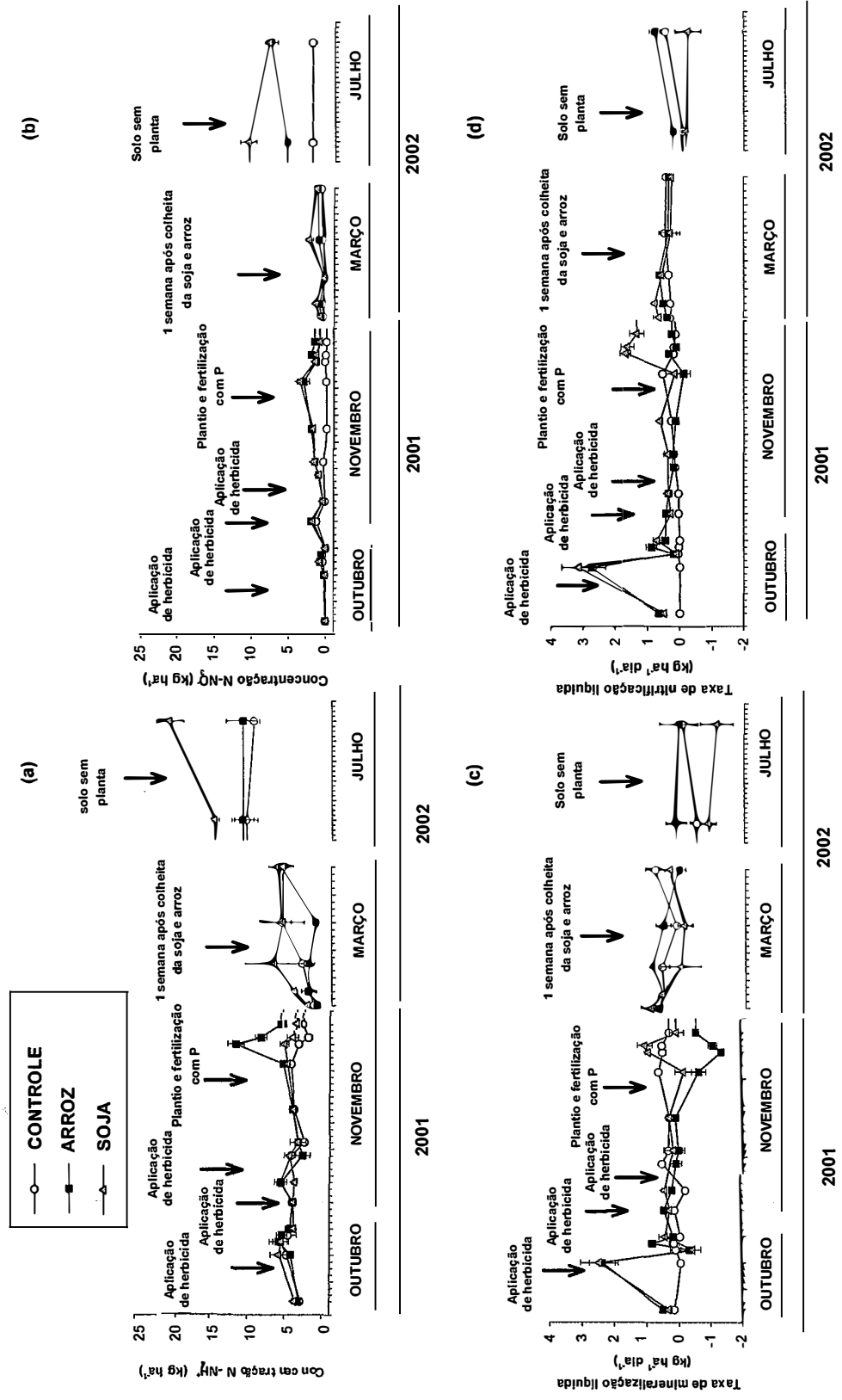


Figura 13 - Concentrações de N-NH₄⁺ (a), N-NO₃⁻ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 0-5 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

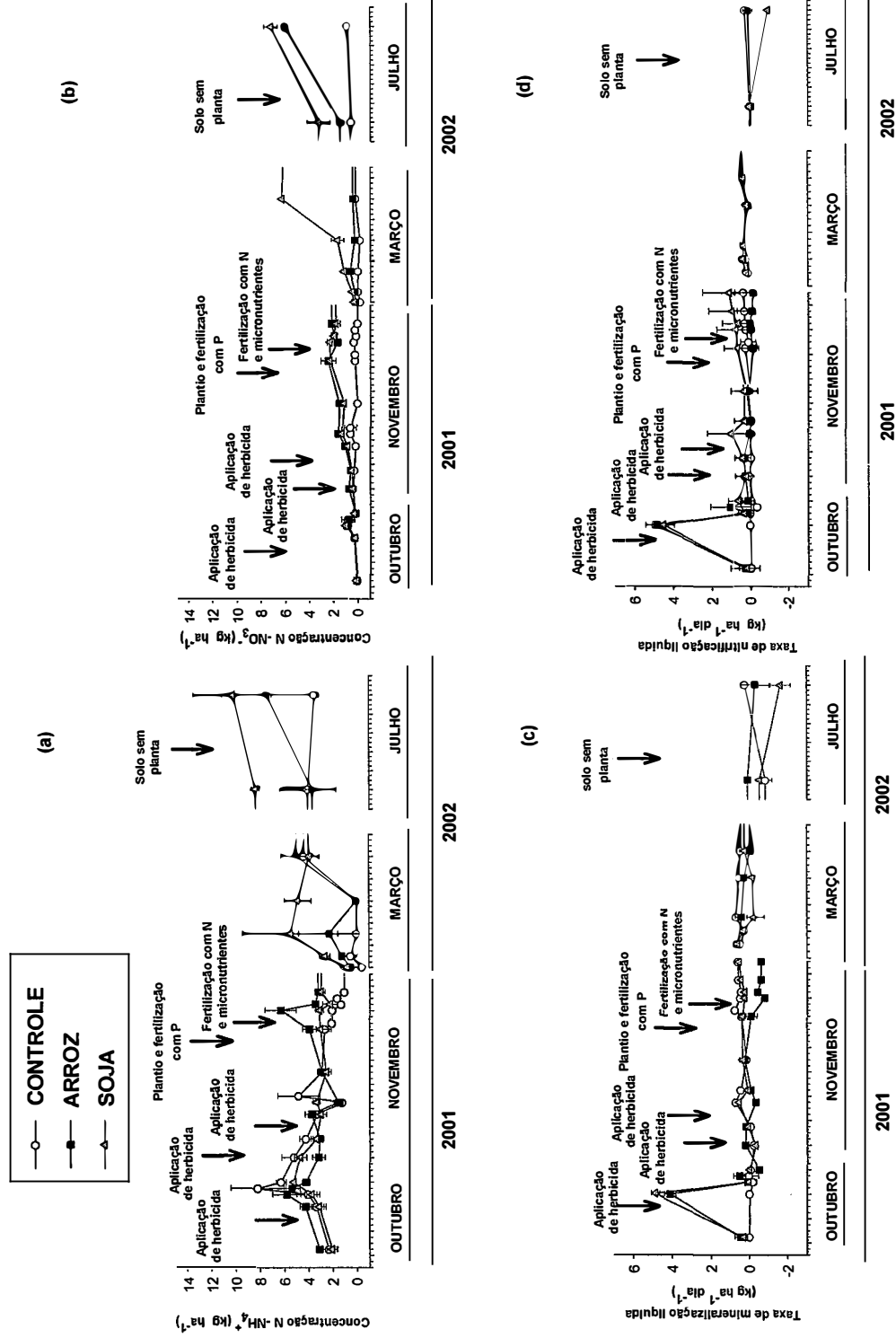


Figura 14 - Concentrações de $N-NH_4^+$ (a), $N-NO_3^-$ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 5-10 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

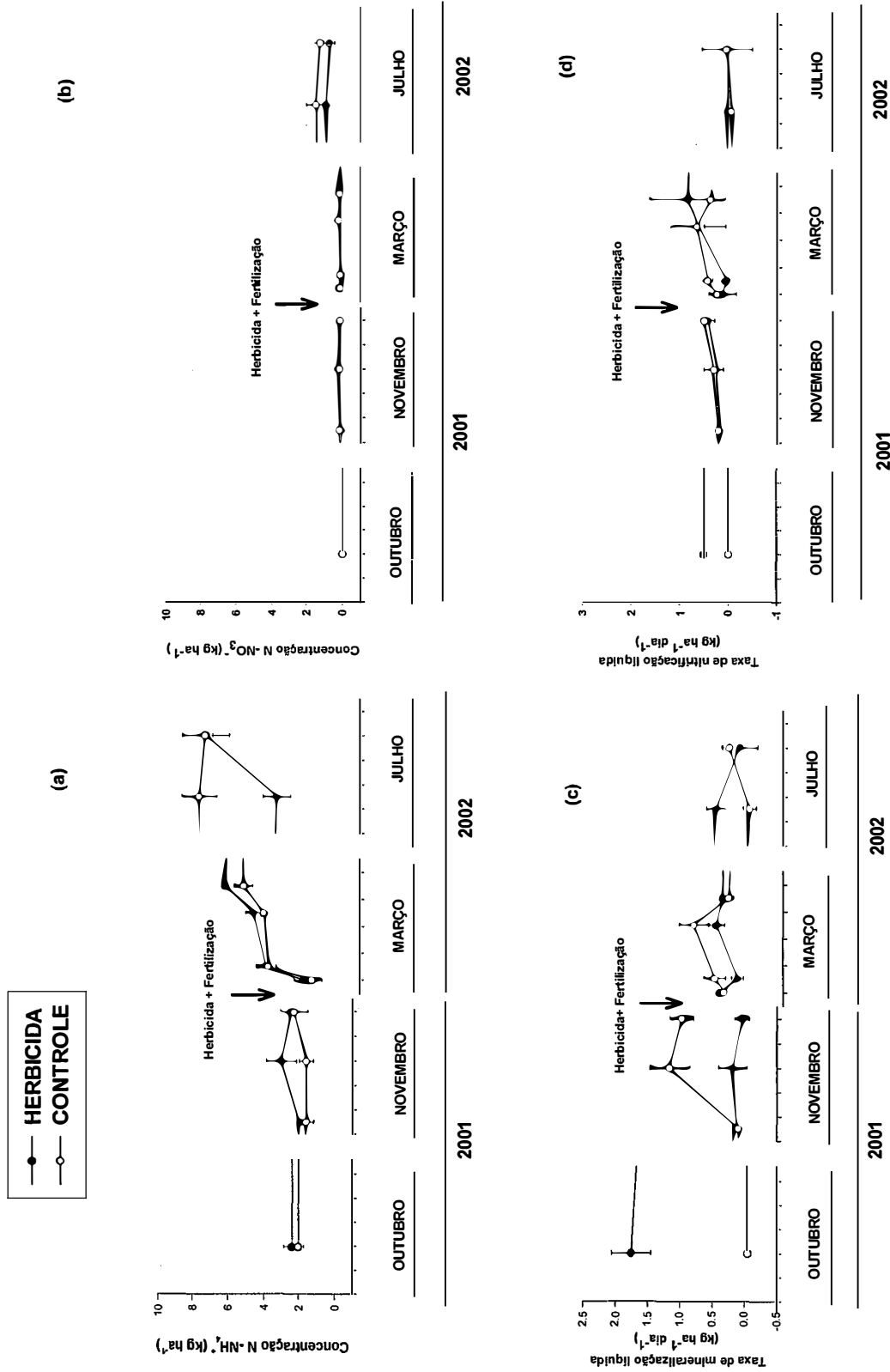


Figura 15 - Concentrações de N-NH₄⁺ (a), N-NO₃⁻ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 0-5 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

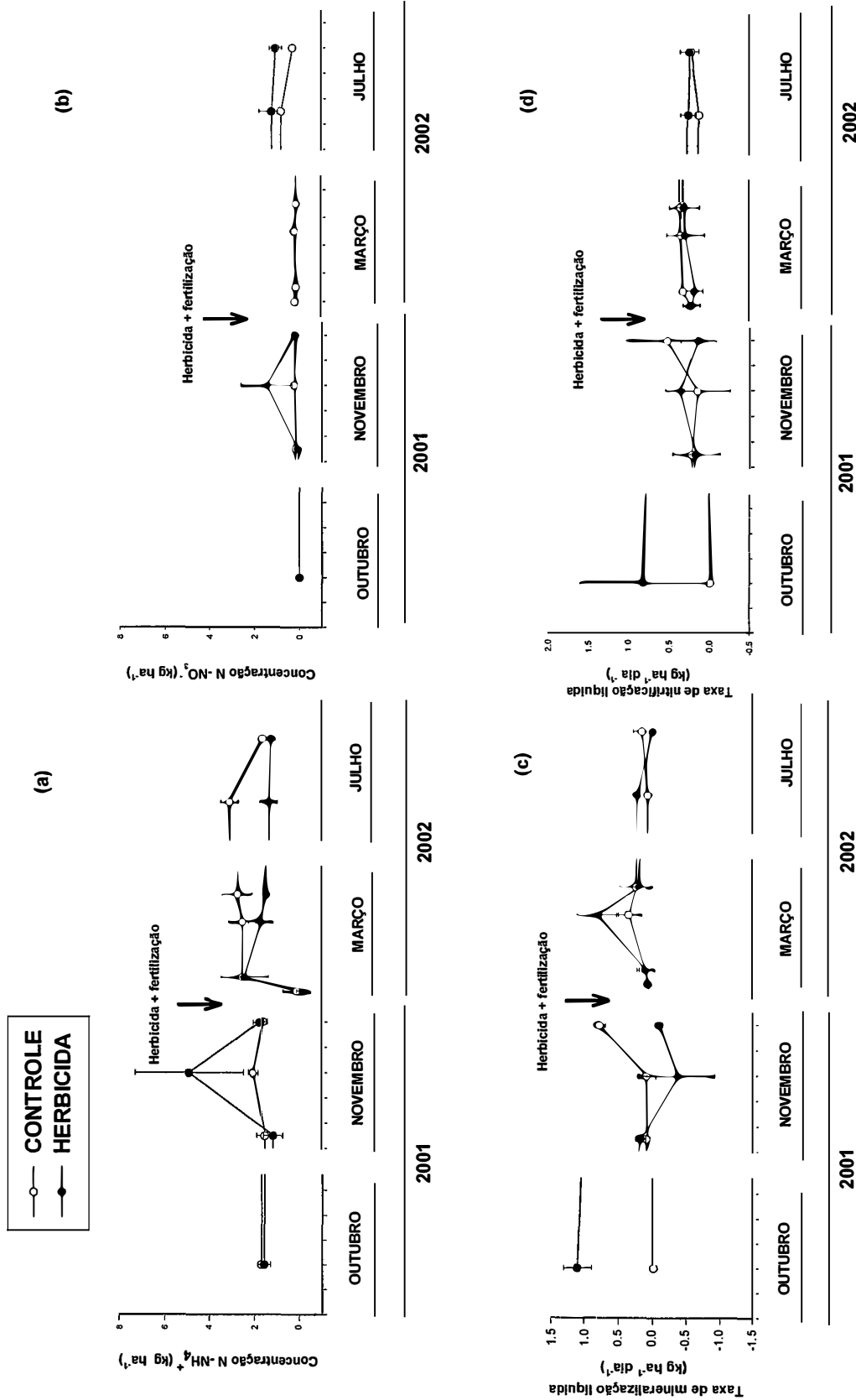


Figura 16 - Concentrações de N-NH₄⁺ (a), N-NO₃⁻ (b), taxas líquidas de mineralização (c) e nitrificação (d) na camada 5-10 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

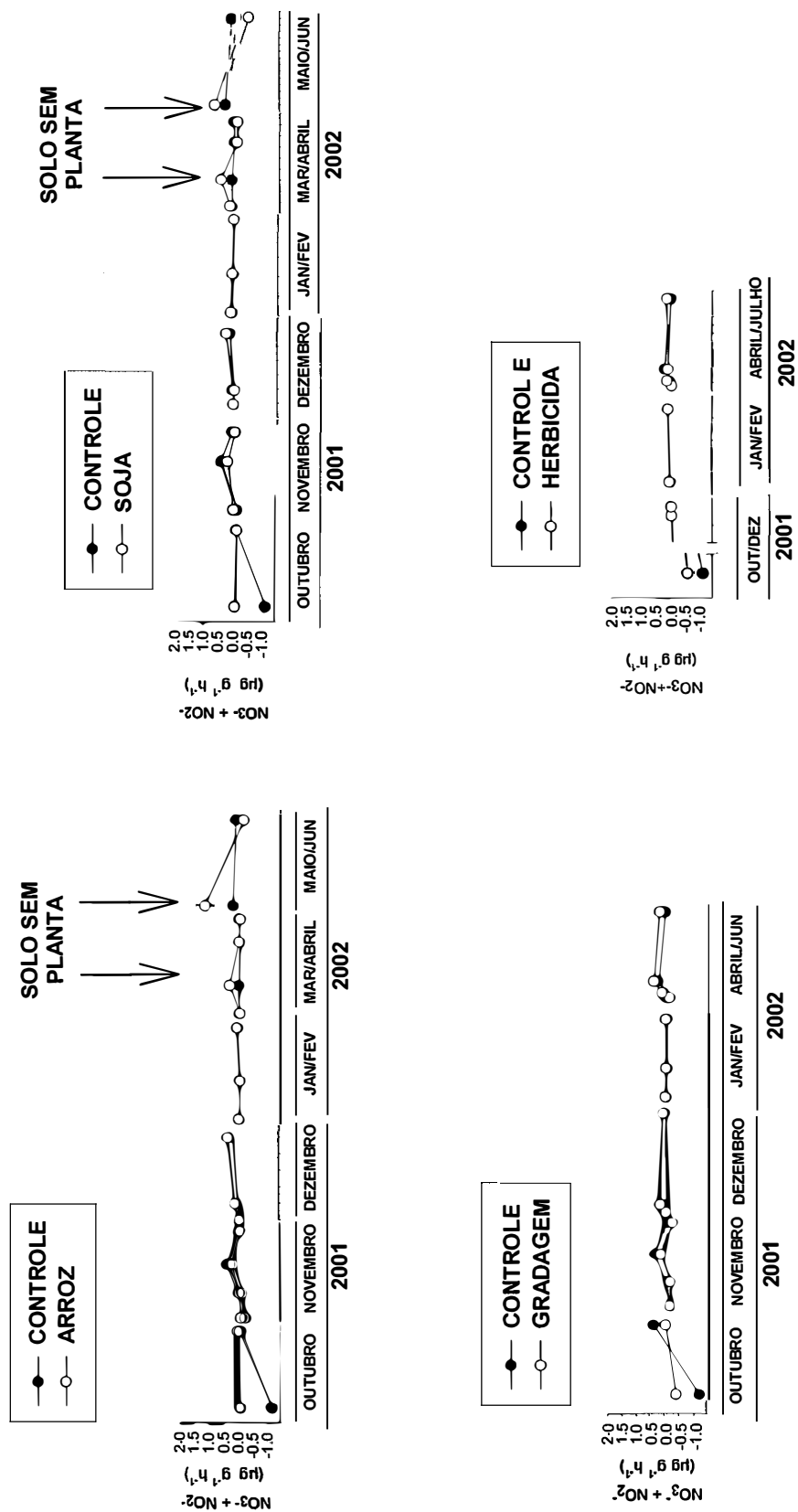


Figura 17 - Concentrações $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ determinadas nos tratamentos através do potencial de nitrificação do N no solo, na camada 0-5 cm de profundidade medidas em Outubro de 2001 a Julho de 2002

3.3.5 Valores cumulativos para as taxas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo e fluxos de NO e N₂O

Taxas cumulativas de mineralização e nitrificação líquida do N durante os primeiros seis meses variaram amplamente entre os tratamentos (Tabela 5). A mineralização líquida foi maior nos tratamentos C e S, e mais baixo no tratamento G, que apresentou um grande período com taxas negativas, o que foi indicativo da ocorrência de imobilização líquida do N por microrganismos do solo. A nitrificação líquida foi mais alta no tratamento S e semelhante entre os demais (Tabela 5).

A gradagem aumentou os fluxos cumulativos de NO e N₂O comparados com o tratamento C, durante os primeiros 6 meses do experimento (Tabela 5). O fluxo de NO do tratamento gradeado foi 13 vezes maior que o medido no C, enquanto o fluxo de N₂O foi 37 vezes mais alto, considerando a mesma comparação. Nenhum dos outros tratamentos proporcionou diferenças estatisticamente significativas nos fluxos de NO comparados com o C. Por outro lado, o tratamento A aumentou os fluxos cumulativos de N₂O em 27 vezes comparado com o C, mas os tratamentos S, H e C foram semelhantes para essa mesma variável. Emissões totais de óxido de N (NO + N₂O) nos tratamentos G e A foram mais altas que no C (Tabela 5). Não houve nenhuma relação clara entre a aplicação de fertilizante nitrogenado, taxas de mineralização e nitrificação líquida do N no solo, NO, N₂O e emissões totais dos gases nos tratamentos estudados (Tabela 5). Por exemplo, no tratamento A, que recebeu fertilizante nitrogenado, foi observado valor de fluxo total de óxidos de N semelhante ao medido no S, que não teve a adição desse tipo de fertilizante.

Tabela 5. Taxas de mineralização e nitrificação líquida a 0-5 cm de profundidade, e fluxos de NO, N₂O e NO+N₂O medidos no período de 1 de Outubro de 2001 a 31 de Março de 2002. Desvio padrão entre parênteses (n=4). Tratamentos seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente

Tratamento	Nitrogênio aplicado via fertilizante	Taxa de		Taxa de nitrificação	NO	N ₂ O	Total
		mineralização					
Controle	0	107 (12) ab	91 (4) ab	0,22 (0,04) a	0,08 (0,02) a	0,31 (0,05) a	
Gradagem	42	-103 (20) d	65 (26) ab	2,95 (0,89) b	2,99 (0,81) c	5,95 (1,69) c	
Arroz	33	5 (17) a	125 (13) a	1,79 (0,34) ab	2,18 (0,85) bc	3,97 (0,64) bc	
Soja	0	160 (19) a	271 (8) c	1,96 (0,88) ab	1,10 (0,30) ab	3,07 (0,88) ab	
Herbicida	42	69 (36) bc	91 (16) ab	0,84 (0,31) a	1,02 (0,03) ab	1,86 (0,51) ab	

----- kg ha⁻¹ de N -----

Se todas as medidas realizadas nos cinco tratamentos fossem consideradas de forma individual, os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo, as taxas de mineralização líquida de N, a temperatura do solo e a quantidade de água no espaço poroso do solo (WFPS) e fossem todos significativamente relacionados aos fluxos de NO, N_2O e $\text{NO+N}_2\text{O}$, estas variáveis explicariam somente uma pequena porção da variabilidade dos fluxos de gases (Tabela 6). Mesmo considerando os tratamentos individualmente, em que as variações das medidas do ciclo do N, umidade e temperatura do solo, foram menores, suas relações com os fluxos dos gases não foram significativas. A exceção para este padrão foi uma relação entre a mineralização líquida de N com a emissão de NO ($r^2=0,32$, $p=0,003$), N_2O ($r^2=0,20$, $p=0,016$) e a emissão de $\text{NO+N}_2\text{O}$ ($r^2=0,50$, $p < 0,001$) no tratamento H. Correlações entre os parâmetros avaliados também foram observadas para o tratamento G quando apenas as médias foram utilizadas nas correlações e somente durante um período de 30 dias, de 08 de outubro de 2001 a 07 de novembro de 2001, sendo respectivamente a data da primeira operação mecânica e a data da ressemeadura da *B. Brizantha* (Tabela 7). Outro fator importante a ser considerado, é que durante a condução deste trabalho, as câmaras para a coleta dos gases foram deixadas permanentemente fixadas nas parcelas, sendo removidas apenas quando realizadas intervenções que necessitassem sua retirada (como por exemplo: gradagens e fertilização). De acordo com Keller et al. (2000), o tempo de instalação das câmaras interfere nos fluxos de NO e N_2O do solo e causa distúrbios no desenvolvimento das raízes finas que ficam dentro das câmaras (Keller et al., 2000; Varner et al., 2002). A instalação das câmaras promove cortes das raízes finas que estão na superfície do solo, diminuindo a quantidade dessas raízes (vivas ou mortas) dentro das câmaras. Com isso, aumenta-se a quantidade de matéria orgânica facilmente decomponível no solo, reduz-se a absorção de nutrientes pelas raízes e eleva-se a umidade do solo pela diminuição da taxa de absorção de água (Matson et al., 1990). Estes três fatos citados anteriormente, podem ser as causas dos incrementos no fluxo de N_2O medidos após alguns minutos da instalação das câmaras, quando comparado com fluxos das câmaras instaladas temporariamente (Keller et al., 2000; Varner et al., 2002).

Tabela 6. Correlações entre índices de disponibilidade de N no solo, fluxos de NO, N₂O e fluxo total de gases nitrogenados (NO+N₂O) de todos os tratamentos durante Outubro de 2001 a Março de 2002

	NO		N ₂ O		NO+N ₂ O	
	r ²	p<	r ²	p<	r ²	p<
Concentração N-NH ₄ ⁺	0,017	0,007	0,036	0,001	0,047	0,001
Concentração N-NO ₃ ⁻	0,084	0,001	0,062	0,001	0,129	0,001
Taxa de mineralização	0,017	0,007	0,047	0,001	0,054	0,001
Taxa de nitrificação	0,002	0,385	0,001	0,638	0,000	0,783
Temperatura a 2 cm	0,030	0,001	0,000	0,723	0,016	0,009
WFPS a 0-5 cm	0,008	0,065	0,011	0,033	0,000	0,879

Tabela 7 - Correlações estatísticas (valores de r) entre as variáveis avaliadas durante o intervalo entre gradagens

	NO+N ₂ O	N ₂ O	NO	NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
NO+N ₂ O	-----	0,858*	0,684*	0,700*	0,737*	0,169
N ₂ O	0,858*	-----	0,210	0,895**	0,936**	0,258
NO	0,684*	-0,212	-----	-0,122	-0,125	0,180
NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	0,700*	0,895*	-0,122	-----	0,990**	0,607
NH ₄ ⁺	0,737*	0,936**	-0,125	0,990**	-----	0,494
NO ₃ ⁻	0,169	0,258	0,180	0,607	0,494	-----

* Valor do coeficiente de correlação (r) significativo a 1% pelo teste “t”.

** Valor do coeficiente de correlação (r) significativo a 5% pelo teste “t”.

3.4 Discussão

3.4.1 Tratamentos para recuperação e dinâmica do N no solo

No tratamento controle, as concentrações de N-NH_4^+ no solo variaram de 2 a 8 kg ha^{-1} de N e as de N-NO_3^- foram inferiores a 1 kg ha^{-1} . Esses valores são semelhantes aos encontrados nas pastagens da fazenda Nova Vida e em outros locais em Rondônia, medidos no mesmo período do ano (Neill et al. 1997). A gradagem sozinha causou o maior aumento nos teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , em comparação as demais práticas empreendidas, independente do tratamento, e considerando os dois primeiros meses do experimento. O aumento dos teores de N-NH_4^+ em poucos dias após a gradagem foi semelhante ao verificado em outros estudos em que grades ou arados foram utilizados (Reicosky et al. 1997, Calderón et al. 2001, Liebig et al. 2002). Neste mesmo tratamento os teores de N-NH_4^+ permaneceram superiores aos do controle durante um período de cerca de 7 semanas após a operação. Período este mais longo que o encontrado em muitos estudos onde o distúrbio causado pela prática da gradagem aumentou o teor de N em aproximadamente 1 semana e então caiu bruscamente (Kristensen et al. 2000, Calderón et al. 2001).

A segunda gradagem, realizada 3 semanas depois da primeira, praticamente não alterou os teores de N-NH_4^+ no solo, sugerindo que a primeira operação foi mais efetiva na disponibilização da matéria orgânica para os processos microbianos no solo e na redução da absorção de N-NH_4^+ , pela eliminação de plantas na área. Os aumentos de N-NO_3^- no solo apresentaram um atraso de aproximadamente 3 semanas em relação aos aumentos de N-NH_4^+ , o que pode ter ocorrido em função da baixa população inicial de bactérias nitrificadoras no solo. Trabalhos de Neill et al. (1997) e Veldkamp et al. (1999) relatam que pastos sem manejo geralmente têm altos teores de N-NH_4^+ , baixos teores de N-NO_3^- e reduzidas taxas de nitrificação líquida. Um efeito menos expressivo dos tratamentos A, S e H nas concentrações de N inorgânico no solo foi semelhante a valores reportados em outros sistemas que utilizavam o plantio direto como prática (Franzluebbers et al. 1994, Bird et al. 2001). No tratamento H, a cobertura com a gramínea foi mantida e a estrutura da vegetação encontrava-se semelhante ao verificado

no tratamento C, com concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo também muito semelhante entre os dois tratamentos.

A ausência de efeito da gradagem ou das demais práticas agrícolas nas taxas de mineralização líquida de N e nitrificação líquida foi consistente com pequena mudança nas taxas de mineralização líquida de N e de nitrificação líquida observadas depois da abertura de clareira na floresta da fazenda Nova Vida (Melillo et al. 2001). Naquele caso, uma redução da absorção em N pelas plantas, em lugar do aumento em mineralização líquida de N pós-distúrbio, pareceu controlar os acúmulos de N-inorgânico no solo. Robertson et al. (1989) observaram um efeito semelhante na Costa Rica. No presente trabalho, a absorção de N pelas plantas pareceu ser o controle mais efetivo na variação dos teores de N-inorgânico em todos os tratamentos. A confirmação desse controle foi obtida quando os maiores teores de N-inorgânico foram determinados logo após a colheita do arroz ou da soja, ou seja, quando a cobertura vegetal estava ausente. No tratamento H, as concentrações de N-inorgânico no solo diminuíram depois de 5-6 meses, quando o crescimento da gramínea, estimulada pela aplicação de fertilizantes e combate às plantas invasoras, foi maior.

As taxas de nitrificação potencial no solo foram baixas em todos os tratamentos (Figura 17). Esse resultado não era esperado, pois houve um aumento nas concentrações de N-NO_3^- no mesmo momento em que foi medida a nitrificação potencial do solo. Como por exemplo, o que pôde ser observado 3 semanas após a gradagem (Figura 11). Além disso, aumentos nas emissões de NO e N_2O ocorreram durante este período (Passianoto et al., 2003) e o processo de nitrificação é o principal responsável pela produção de NO e N_2O nessas pastagens sob baixas condições de umidade do solo (Garcia-Montiel et al., 2001), que predominava no momento. Verchot et al. (1999) relataram que medidas similares de nitrificação potencial foram bons indicadores do fluxo de N total dos solos tropicais. No entanto, o baixo potencial de nitrificação medido no atual trabalho foi consistente com as baixas taxas de nitrificação medidas nessas pastagens (Neill et al., 1995). Contudo, as medidas de nitrificação potencial, claramente não elucidaram a atividade microbiana na dinâmica do processo de nitrificação durante a condução dos tratamentos para a recuperação da pastagem.

3.4.2 Emissão de gases NO e N₂O

As intervenções realizadas visando a reforma da pastagem proporcionaram alterações nas emissões de óxidos de N a partir do solo. Intervenções semelhantes, realizadas em tratamentos diferentes, promoveram respostas diferenciadas em termos da emissão de NO e N₂O, o que foi indicativo da influência do fator presença/ausência de cobertura vegetal nos tratamentos por ocasião das medidas. Os tratamentos A e S foram submetidas a intervenções ou práticas agrícolas semelhantes, no entanto, o tratamento A aumentou a emissão total de óxidos de N em 18,9 vezes em relação ao C, enquanto que a seqüência de plantio direto aplicada ao tratamento S causou um aumento de 6,2 vezes. Neste caso específico, o diferencial parece ter sido a fertilização nitrogenada realizada no tratamento A (Tabela 5). De acordo com resultados da literatura, fertilizações podem aumentar significativamente as emissões de NO e N₂O de sistemas agrícolas tropicais (Matson et al., 1998; Crill et al., 2000; Weitz et al., 2001; Steudler et al., 2002). Nos tratamentos H e G foram aplicadas iguais quantidades de N (42 kg ha⁻¹), mas no tratamento em que foi feita gradagem houve aumento de 8,7 vezes na emissão total de óxidos de N, enquanto o tratamento H foi semelhante ao controle. Cabe ressaltar que o tratamento H foi mantido com cobertura vegetal desde o início do experimento, tal qual o C, o que novamente evidencia o papel da cobertura vegetal nos fluxos de NO e N₂O do solo. O tempo para disponibilização do N fornecido via fertilizante e a demanda pelas plantas são influências importantes sobre o N disponível para a microbiota edáfica responsável pelos processos de nitrificação e desnitrificação, ambos envolvidos na produção de NO e N₂O (Panek & Matson, 2000).

A fertilização com fósforo não provocou nenhum efeito nas emissões dos gases estudados, considerando os tratamentos em que não se realizou gradagem, parecendo não haver qualquer influência da aplicação de fósforo nos fluxos de NO e N₂O nos tratamentos para reforma da pastagem. Resultados semelhantes foram observados por Steudler et al., (2002) após aplicação de P em áreas de floresta e pastagem em Rondônia e por Davidson et al. (no prelo) estudando a limitação de nutrientes para o desenvolvimento de uma floresta secundária e uma pastagem abandonada em Paragominas no Estado do Para.

A integração dos resultados permite afirmar que uma sucessão com gradagem, fertilização e replantio da gramínea tem um maior potencial para aumentar as emissões de óxidos de N, em comparação a aplicação de herbicida e uso de fertilizantes. As práticas de recuperação com plantio direto de arroz e soja não pareceram oferecer uma vantagem na redução de emissões de gases comparadas com a gradagem e poderiam ser, até mesmo, uma desvantagem no caso do tratamento Arroz.

Medidas de umidade do solo, concentrações de NH_4^+ e NO_3^- no solo, taxas de mineralização e nitrificação líquida não foram eficientes em prever emissões de gases durante as sucessões das práticas adotadas durante a condução do experimento, bem como as taxas de mineralização e nitrificação líquida mostraram-se inadequadas na previsão da disponibilidade de N para a microbiota edáfica. Isto contrasta com vários estudos que mostraram a existência de correlações entre emissões de NO ou N_2O , umidade do solo e índices de disponibilidade de N no solo (Veldkamp et al., 1999; Davidson et al., 2000). Em pastagens não fertilizadas em Rondônia, a umidade do solo não é um bom indicativo das emissões de NO ou N_2O do solo principalmente porque a quantidade disponível de N no solo é baixa (Garcia-Montiel et al., 2000). Em função dos resultados das correlações não significativas, sugere-se que os controles na produção dos gases NO e N_2O nestes solos são mais complexos do que se poderia prever somente pelas concentrações de N-inorgânico e umidade do solo. De acordo com Passianoto et al. (no prelo), temperaturas elevadas podem inibir a emissão de NO do solo, resultando em fluxo total mais baixo do que seria previsto a partir da umidade e concentração de N-inorgânico no solo. A disponibilidade instável e heterogênea de C para que ocorra a desnitrificação pode limitar o fluxo de N_2O de solos tropicais gradeados (Nobre et al. 2001). Ao mesmo tempo, índices pré-determinados de disponibilidade de N não são adequados para prever a quantidade real de N aos microorganismos envolvidos e responsáveis pela produção dos gases NO e N_2O . No tratamento Gradagem, a medida de mineralização líquida de N indicou imobilização predominante de N, aproximadamente 2 semanas depois da primeira gradagem, mas nessa época parte do N encontrava-se claramente disponível aos nitrificadores, porque a produção de NO durante este tempo permaneceu elevada. A predição de emissões de óxidos de N a partir de índices do ciclo

de N no solo sob a rápida mudança das condições que acompanham reforma de pasto permanecerá difícil na ausência de: (i) medidas que possam prever com mais precisão a disponibilidade de N para organismos produtores dos gases; e (ii) experimentos de campo laboratório/campo para identificação e quantificação dos fatores que controlam as emissões de NO e N₂O.

Os resultados obtidos no presente trabalho têm implicações importantes na interpretação das consequências de estratégias atuais e futuras no manejo de pastagens na bacia amazônica, dada a tendência de intensificação das práticas agrícolas nessas áreas, com o uso de fertilizantes (Nepstad et al., 1991; Smith et al., 1995) e herbicidas (Kroeze et al.; 1999).

3.5 Conclusões

- Práticas agrícolas destinadas à recuperação de pastagens alteram as concentrações de N-inorgânico bem como as taxas de mineralização e nitrificação líquida do solo.
- O potencial de nitrificação do solo, medido pelo método empregado, foi muito baixo independente da prática agrícola empreendida.
- A gradagem como prática isolada aumentou brevemente as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo. Contudo, neste mesmo período, as taxas de mineralização foram negativas, indicando imobilização líquida do N na biomassa microbiana.
- O tratamento Gradagem, após seis meses, apresentou concentrações de N inorgânico menores que o observado no Controle, sugerindo que esta prática apresenta ao longo do tempo um potencial de perdas de N por lixiviação e/ou desnitrificação
- A adoção do sistema de plantio direto utilizado nos tratamentos Arroz e Soja não teve nenhum efeito na dinâmica do N no solo e a aplicação de herbicida teve um efeito que pode ser considerado secundário.
- Em todos os tratamentos, o N-NH_4^+ foi a forma de N inorgânico predominante no solo e as taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram baixas.
- O tratamento Herbicida foi o que apresentou menores alterações nas concentrações de N-inorgânico no solo e nos fluxos dos gases NO e N_2O , considerando os valores cumulativos dos dados.
- Os índices de disponibilidade de N no solo (concentrações de N-inorgânico, N-NH_4^+ e N-NO_3^- , e taxas de mineralização e nitrificação líquida) não foram bons indicadores para a previsão das emissões de óxidos de N.

4 EFEITO DA APLICAÇÃO DE HERBICIDA NA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO E NOS FLUXOS DE N₂O DURANTE A REFORMA DE UMA PASTAGEM EM RONDÔNIA, BRASIL.

Resumo

A disponibilidade de nitrogênio para processos metabólicos dos microrganismos pode ser um importante fator no controle das emissões de óxido nitroso (N₂O) em solos tropicais. Para melhor compreensão da dinâmica dos fluxos de gases nas pastagens da Amazônia, o presente trabalho visou explorar o efeito da disponibilidade de N, C e da umidade na emissão de N₂O em solos com pastagens submetidas ou não a práticas de manejo que visam sua manutenção. Neste caso, a aplicação de herbicida e a conseqüente eliminação das plantas do solo foi uma das práticas observadas. Para melhor entendimento dos resultados, o estudo foi realizado incubando solos de diferentes áreas para comparação e melhor interpretação dos resultados. Sendo assim, as áreas escolhidas foram: O tratamento Controle e o tratamento Arroz do experimento de recuperação de pastagem após aplicação de herbicida, uma área de floresta e uma pastagem criada em 1987 e manejada de forma tradicional de acordo com a região. O experimento foi realizado adicionando nitrato, dextrose e água no solo bem como, utilizando o acetileno para bloquear a oxidação do N₂O para N₂ estimando assim, a proporção de N₂ que foi emitido do solo. Os maiores fluxos foram observados quando nitrato foi acrescentado ao solo em condições de alta umidade. A adição de dextrose elevou os fluxos de forma mais intensa no solo que recebeu aplicação de herbicida, onde a disponibilidade de N também era maior. Com a aplicação de acetileno foi possível observar que grande parte de nitrogênio perdido na forma de gases está como N₂. Com isso, o processo de desnitrificação se mostrou dominante neste estudo de incubação e o nitrogênio parece ser limitante nos sistemas de pastagens na Amazônia.

HERBICIDE EFFECT ON N AVAILABILITY AND N₂O FLUXES DURING PASTURE REFORMATION IN RONDONIA, BRAZIL.

Summary

Nitrogen availability for metabolic processes of microorganisms can be an important factor in the control of the emissions of nitrous oxide (N₂O) in tropical soils. To better understand of the dynamics of gas flows in the pastures in the Amazon, the present work sought to explore the N, C and water availability effect in the emission of N₂O in soils with pastures submitted or not to managing practices that seek its maintenance. In this case, herbicide application and the consequent elimination of plants from the soil was one of the observed practices. To better understand the results, the study was accomplished incubating soils from different areas in order to compare them and better interpret the results. In this scope, the chosen areas were: The treatment Control and the treatment Rice of the experiment for pasture recovery, just after herbicide application, a forest area and a pasture area established in 1987 and managed in the traditional way according to the region. The experiment was accomplished adding nitrate, dextrose, and water in the soil as well as, using the acetylene to block the oxidation of the N₂O for N₂ considering for this, the proportion of N₂ emitted from the soil. The largest flows were observed when nitrate was added to the soil in conditions of high humidity. The dextrose addition elevated the flows in a more intense way in the soil that had received herbicide application, where the availability of N was also larger. With the application of acetylene it was possible to observe that great part of nitrogen lost in the form of gases is as N₂. With that, the denitrification process was dominant in this incubation study and the nitrogen was limiting factor in pasture systems in the Amazon.

4.1 Introdução

O controle da produção de N_2O por microrganismos desnitrificadores no solo é determinado pelo suprimento de nitrato, carbono orgânico de fácil assimilação e status de oxigênio no solo (Alexander, 1961; Payne, 1981; Stouthamer, 1988). Os microrganismos desnitrificadores utilizam o nitrogênio na forma de nitrato comoceptor final de elétrons sob condições anaeróbias (Stouthamer et al., 1980; Tiedje, 1988)

A conversão de floresta em pastagens reduz a disponibilidade de N no solo (Neill et al., 1995) e como consequência, os fluxos de N_2O também decrescem (Melillo et al., 2001). No entanto, quando práticas de manejo são utilizadas visando melhoria da produtividade e sustentabilidade das pastagens, alterações na disponibilidade de N no solo podem ocorrer. Além disso, a oferta de carbono orgânico no sistema, freqüentemente afetado pelo manejo, também controla parcialmente a produção de N_2O no solo, uma vez que microrganismos desnitrificadores usam formas prontamente lábeis de carbono (glicose p.e.) como fonte de energia para a produção de N_2O . O carbono lábil também exerce influência no terceiro fator de controle da produção de N_2O mencionado, o status de oxigênio no solo, pois serve como fonte energética para populações de microrganismos heterotróficos envolvidos na decomposição aeróbia da matéria orgânica do solo (Elmi et al., 2003). Se a demanda de oxigênio por estes microrganismos supera o que está disponível, microsítios anaeróbios são criados, favorecendo a atividade de microrganismos desnitrificadores pela baixa disponibilidade de oxigênio (Khalil et al., 2002). Desse modo, a disponibilidade de fonte lábil de carbono pode incrementar os fluxos de N_2O a partir do solo por duas vias, a primeira servindo como substrato energético para os microrganismos desnitrificadores, e a segunda, pela redução da disponibilidade de oxigênio no meio.

A aplicação de herbicidas é uma das práticas potenciais visando a recuperação da produtividade de pastagens ou reforma de pastos degradados na Amazônia. O efeito dessa prática sobre os fluxos de N_2O no solo ainda são pouco conhecidos, porém pode-se esperar alterações na disponibilidade de N aos microrganismos do solo por um período variável em função da estratégia de manejo adotada. Quando o herbicida é utilizado, por exemplo, para dessecação total da biomassa vegetal, com posterior

resemeadura da forrageira, espera-se aumento da disponibilidade de N aos microrganismos do solo, pela cessação temporária da absorção do nutriente pelas plantas. Nesse caso, também há uma grande entrada de carbono no sistema, constituída pela biomassa radicular e aérea das plantas mortas. O balanço entre esses fatores, aliado a umidade do solo, irá determinar os fluxos de N_2O .

Em função do apresentado, o objetivo desse trabalho foi determinar as alterações na disponibilidade de N no solo após aplicação de herbicida numa pastagem na Amazônia e verificar como as mudanças na disponibilidade de nitrogênio, carbono e a umidade do solo podem afetar os fluxos de N_2O , utilizando incubações de solo sob condições controladas de laboratório.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Nova Vida ($10^{\circ} 10' 05''$ S e $62^{\circ} 49' 27''$ O), município de Ariquemes, no km 472 da BR-364, à aproximadamente 250 km ao Sul da cidade de Porto Velho-RO (Figuras 4). O solo predominante na fazenda foi classificado como Argissolo (EMBRAPA, 1999) ou “Ultisol” na ‘U.S. Taxonomy’ (Moraes et al., 1995), o qual cobre mais de 100 milhões de hectares na Bacia Amazônica brasileira. A temperatura anual média é $25,5^{\circ}C$. A precipitação anual média é de 2.200 mm (Bastos & Diniz, 1982), com período de quatro a cinco meses de estação seca bem definida durante os meses de junho a setembro.

4.2.2 Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi instalado em julho de 2001 em área pré-selecionada de 3 ha com pastagem de *Brachiaria brizantha*, estabelecida em 1983. A cobertura nesta área era uma mistura de *Brachiaria brizantha*, *Panicum maximum* e uma variedade de plantas invasoras lenhosas e herbáceas.

Em julho de 2001, a área foi roçada para facilitar a seleção e demarcação das parcelas experimentais. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, em número de quatro, com cinco tratamentos distribuídos aleatoriamente dentro de cada

bloco, num total de 20 parcelas experimentais de 40 x 40 m (1600 m²) e área útil de 30 x 30 m (900 m²) cada. Diferentemente do capítulo anterior, no atual avaliou-se apenas os tratamentos: (i) controle (C) - pasto controle (sem ajustes nem manejo subsequente); e (ii) arroz (A) - aplicação de herbicida dessecante seguida por plantio de arroz, em sistema de plantio direto, colheita do arroz, reseedura de *Brachiaria brizantha* e fertilização com NPK e micronutrientes, sendo que neste tratamento foi avaliado apenas o efeito da aplicação de herbicida logo no início da instalação do experimento. Por esse motivo, este tratamento será mencionado daqui em diante como Herbicida (H).

Para efeito de comparações foi incluída uma pastagem criada em 1987 (P-87) mantida usando técnicas de manejo tradicionais da região e também uma área de floresta (F).

4.2.3 Incubações sob condições controladas de laboratório

O experimento foi realizado de outubro a novembro de 2001. As amostras de solo foram coletadas no campo, camada de 0-5 cm de profundidade, e levadas para o laboratório localizado na Fazenda Nova Vida. Posteriormente as amostras foram passadas em peneira de 4 mm e estocadas em sacos plásticos a 4°C. As amostras de solo das áreas estudadas foram coletas no terceiro dia após a aplicação do herbicida no tratamento A, respeitando o período de carência para entrada na área (Figura 1).

As incubações foram conduzidas com temperatura de 30-35 °C. Cerca de 25 g de solo fresco foram colocados em frascos de vidro com volume aproximado de 600 mL. Cada frasco foi vedado com uma tampa, que apresentava um orifício central, de modo a permitir o encaixe perfeito de uma rolha de silicone. Esta rolha, também perfurada, encerrava um adaptador com sistema de abertura e fechamento manual, tipo torneira, para o acoplamento de seringas de 10 mL, também equipadas com torneiras compatíveis com os frascos, permitindo a coleta dos gases (Figura 2).

Foram testados três fatores prováveis controladores do fluxo de N₂O a partir do solo. Abaixo são descritos como cada fator foi testado sendo que também foram

realizadas incubações dos solos nas condições de campo (Ambiente), tal qual no momento da coleta.

- Umidade do solo: o efeito da umidade do solo foi testado adicionando de 2 a 3 mL água deionizada nas amostras, de modo a atingir um valor correspondente a 30% de umidade.

- Disponibilidade de Nitrogênio: a disponibilidade de N foi medida com adição de N-NO_3^- utilizando solução de KNO_3 2 g L^{-1} para aumentar a concentração de N-NO_3^- de $2\text{-}5 \mu\text{g g}^{-1}$ de N (base seca) para $80 \mu\text{g g}^{-1}$ de N (base seca). Para isso, foram adicionados diretamente ao solo dentro dos frascos cerca de 2 a 3 mL de solução KNO_3 .

- Disponibilidade de Carbono: o efeito da disponibilidade de carbono foi avaliada mediante a adição de solução de dextrose ($12,5 \text{ g L}^{-1}$), em volume necessário para o fornecimento de aproximadamente 5 mg g^{-1} de C em base seca.

A adição de acetileno foi realizada para estimar a produção total de $\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$ (na forma de N_2O) durante as incubações, adicionando 10 KPa de acetileno (C_2H_2) para bloquear a redução de N_2O para N_2 (Yoshinari & Knowles, 1976; Tiedje, 1982). Esta quantidade de C_2H_2 tem demonstrado eficiência na inibição da nitrificação autotrófica (Hynes & Knowles, 1982) e a redução de N_2O para N_2 por bactérias desnitrificadoras (Yoshinari et al., 1977), como exemplificado na Figura 3.

Com exceção do tratamento em condição ambiente, os demais foram realizados acrescentando uma quantidade apropriada de água deionizada com a finalidade de obter uma umidade final desejada de aproximadamente 30%, considerada ótima para o desenvolvimento da atividade microbiana do solo (Moreira & Siqueira, 2002). Sendo a via líquida a melhor forma encontrada para a adição de N e C.

No entanto, é preciso ressaltar que adição de nitrato e carbono nas amostras de solo incubados não teve como objetivo simular situações reais de adubação. As fontes foram adicionadas em excesso (cerca de 20 vezes os teores naturais do solo) para melhor evidenciar o funcionamento dos processos controladores dos fluxos de N no solo. Este estudo está de acordo com incubações semelhantes realizadas por Neill et al. (no prelo), Khalil et al. (2002) e por D'Haene et al. (2003).

Todos os frascos com adição de acetileno foram pré-incubados por 4 horas e depois desse período, os frascos foram abertos e deixados para ventilação atmosférica por 1 hora antes de iniciar o período de incubação. O acetileno utilizado foi purificado através da passagem por um filtro de carvão ativado antes de ser injetado dentro dos frascos.



Figura 1 - Tratamento A após aplicação de herbicida e momento em que o solo foi coletado para a incubação



Figura 2 – Frascos utilizados nas incubações

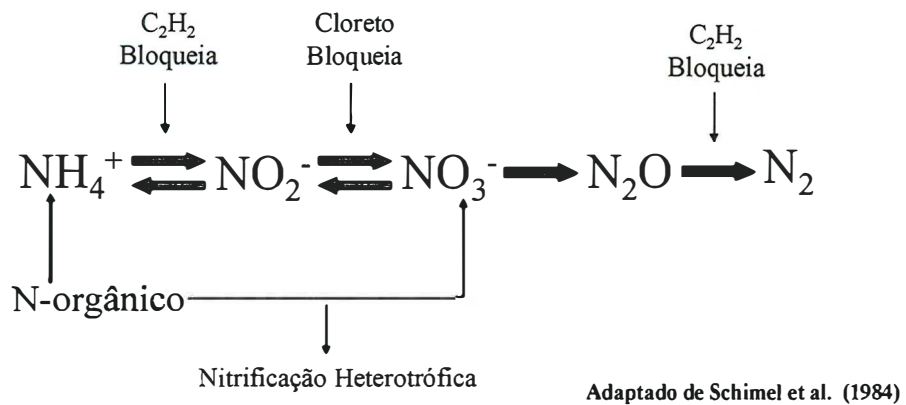


Figura 3 - Acetileno e cloreto bloqueando a nitrificação autotrófica do solo e atuação do acetileno evitando a redução do N_2O

Para cada tratamento foram realizadas 4 repetições. Os testes realizados nos experimentos estão descritos no Quadro 1.

Condição avaliada	Floresta	Pastagem 1987	Controle	Herbicida	Objetivo
Ambiente	X	X	X	X	Verificar as perdas de N ₂ O em condição de campo
30% umidade		X	X	X	Avaliar o efeito da umidade do solo nas perdas de N ₂ O
Adição de N+30% umidade		X	X	X	Medir as perdas de N ₂ O com N disponível na presença de umidade
Adição de C+30% umidade			X	X	Verificar o papel do C para microrganismos desnitrificadores
Adição de C ₂ H ₂ +30% umidade		X	X	X	Avaliar as perdas de N na forma de N ₂
Adição de N+30% umidade+C ₂ H ₂		X			Avaliar as perdas de N na forma de N ₂ na presença de N disponível

Quadro 1 - Descrição das condições em que os testes foram realizados em cada experimento, com os respectivos objetivos

A produção de N₂O em cada frasco incubado foi avaliada durante um período aproximado de 0-120 minutos, sendo a maioria das coletas dos gases realizadas nos tempos 0; 30; 60; 90 e 120 minutos. As análises foram realizadas em um período máximo de 10 horas após a coleta. As concentrações de N₂O foram medidas em cromatógrafo gasoso de captura de elétrons (Mini Shimadzu-2) com detector de temperatura de 310 °C (Bowden et al., 1990 e Steudler et al., 1991). A amostragem para medir a concentração de N₂O no tempo zero foi realizada com os frascos abertos antes de iniciar as incubações e então os frascos foram devidamente fechados. Os fluxos de N₂O foram estimados pela alteração da concentração do gás dentro de cada frasco. No final de cada incubação, foi determinada a umidade gravimétrica até peso constante a

105 °C do solo contido nos frascos. A concentração final dos fluxos foi calculada por regressão para os valores medidos nos tempos de incubação. A concentração final foi determinada considerando a porção linear da curva.

No mesmo dia em que o solo foi coletado para a realização das incubações, subamostras foram separadas para determinação das concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , taxas líquidas de mineralização e nitrificação e avaliação da nitrificação potencial do solo.

O N-NH_4^+ e o N-NO_3^- foram analisados em extratos filtrados e preservados (fenil acetato de mercúrio $0,5 \text{ mg L}^{-1}$), obtidos a partir da extração de 10 g de terra fresca com 50 mL de $\text{KCl } 2 \text{ mol L}^{-1}$, conforme descrito em Piccolo (1994). As concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (Ruzicka & Hansen, 1981). O N-NH_4^+ foi medido por condutivimetria pelo método de Solorzano e o N-NO_3^- foi determinado colorimetricamente na forma de N-NO_2^- , após a redução com o catalisador cádmio.

As taxas líquidas de mineralização do N foram calculadas pela diferença entre as concentrações de N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) após sete dias de incubação e no dia zero. De modo semelhante, as taxas líquidas de nitrificação correspondem as diferenças entre os teores finais e iniciais de N-NO_3^- (Piccolo et al., 1994).

A nitrificação potencial foi determinada pesando 20 g de solo fresco, coletado da camada de 0-5cm de profundidade, em copos de plástico, com posterior adição de 100ml de solução tampão fosfato (pH 7,2), enriquecido com 0,2 ml de sulfato de amônio (Schimel et al., 1984) e 0,5 ml de cloreto de sódio para inibir a oxidação quimioautotrófica de NO_2^- para NO_3^- (Figura 1). Os copos foram então colocados para agitar e, após 0, 2, 4, 6 e 8 horas de incubação, foram coletados com seringa cerca de 5 ml de solução. Após a coleta, as amostras foram filtradas e preservadas com fenil acetato de mercúrio para envio ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP, onde $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ foi determinado colorimetricamente na forma de N-NO_2^- , após a redução com o catalisador cádmio.

Os cálculos para determinação da produção de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ foram realizados determinando a concentração por hora considerando a inclinação da curva obtida ao final do período de incubação.

4.2.4 Forma de análise dos resultados

Os resultados dos fluxos de N_2O dos tratamentos foram submetidas a análise de variância (ANOVA). Posteriormente fez-se a comparação das médias pelo teste de Tukey (5%).

Correlações lineares foram realizadas entre os teores de N-inorgânico, nitrificação potencial e os fluxos de N_2O para auxiliar na discussão dos dados.

O pacote estatístico utilizado foi o SYSTAT 9.0 (SAS Institute Inc., 1999).

4.3 Resultados

As concentrações de N-NH_4^+ e a taxa de mineralização líquida do N foram superiores no tratamento H e no tratamento F, em comparação as demais áreas estudadas (Tabela 1). Estes resultados são pertinentes uma vez que no momento da coleta do solo, as plantas estavam sob ação do herbicida aplicado (Figura 3). Portanto, a absorção de N pelas plantas estava por hora limitada, havendo então maior disponibilidade no solo.

No solo da floresta as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram semelhantes ao passo que nas pastagens, de maneira geral, a quantidade de N-NH_4^+ foi sempre superior a de N-NO_3^- (Tabela 1). Proporções desequilibradas entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- em solos de pastagens na Amazônia e, em particular, nas pastagens mais velhas da Fazenda Nova Vida foram inúmeras vezes encontradas (Piccolo et al., 1994; Neill et al., 1995, Neill et al., 1996, Neill et al., 1997).

Em condições ambientais avaliadas antes das incubações, o fluxo de N_2O obedeceu a ordem decrescente: floresta > Herbicida > Pastagens (P-87 e C). Isso foi indicativo da possibilidade do fluxo de N_2O estar relacionado à disponibilidade de N no solo (Tabela 1).

O potencial de nitrificação do solo foi muito baixo nas pastagens e superior na floresta. Poucos são os trabalhos que avaliaram a nitrificação potencial em solos da

Amazônia, tanto sob florestas como sob pastagens. De acordo com Verchot et al. (1999), estes valores baixos de potencial de nitrificação podem explicar as baixas concentrações de N-NO_3^- nos solos sob pastagem, o que, provavelmente, deve ocorrer em função da existência de poucos microrganismos nitrificadores nessas condições. Além disso, outros fatores podem limitar o processo de nitrificação no solo, como por exemplo a existência de microsítos anaeróbios (Khalil et al., 2002), ou então a alta atividade respiratória do sistema radicular das gramíneas (Neill et al., no prelo).

Tabela 1. Índices de disponibilidade de nitrogênio nos tratamentos nos mesmos solos coletado para as incubações. Resultados expressos em base seca

VARIÁVEL	FLORESTA	PASTAGEM 1987	CONTROLE	HERBICIDA
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ de N-----			
N- NH_4^+	4,83 \pm 1,39	4,6 \pm 1,65	3,93 \pm 0,92	7,55 \pm 0,63
N- NO_3^-	4,21 \pm 0,26	2,41 \pm 2,95	0,18 \pm 1,87	0,51 \pm 0,27
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ dia ⁻¹ de N-----			
Taxa de mineralização	0,19 \pm 0,08	0,05 \pm 0,54	0,17 \pm 0,21	0,31 \pm 0,20
Taxa de nitrificação	0,59 \pm 0,04	0,29 \pm 0,38	0,02 \pm 0,03	0,49 \pm 0,17
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ h ⁻¹ de N-----			
Nitrificação potencial	1,12 \pm 0,68	0,06 \pm 0,25	-1,11 \pm 0,30	-0,08 \pm 0,06
	----- $\mu\text{g m}^{-2}$ h ⁻¹ -----			
Fluxo de N_2O	53,36 \pm 11,25	2,18 \pm 0,85	3,03 \pm 1,13	8,38 \pm 3,67

As incubações realizadas com solos da pastagem criada em 1987 (P-87) e manejada de forma tradicional, praticamente não revelaram fluxo de N_2O em determinadas condições, cujos valores medidos foram negativos (Figura 4). O fluxo foi semelhante nas três condições avaliadas, com valores de $-0,33 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no tratamento com solo em condição ambiente, $-0,07 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no solo úmido e $2,54 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no solo úmido e com aplicação de acetileno.

Nos solos da pastagem controle os fluxos foram de $0,73 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no solo em condição ambiente, $1,50 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no solo úmido e $3,99 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de $N-N_2O$ no solo úmido e com aplicação de acetileno. Esses valores foram superiores aos encontrados para a P-87 (Figura 4).

Os maiores fluxos de N_2O nessas três condições estudadas (solo seco, solo úmido e solo úmido com aplicação de acetileno) foram obtidos nos solos da pastagem que recebeu aplicação de herbicida (Figura 4), concordando com a maior disponibilidade de N no solo, conforme apresentado na Tabela 1. Nesse solo, o fluxo de N_2O com 30% de umidade associada a maior disponibilidade de N foi de $3,8 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N_2O ao passo que após a adição de acetileno foi verificado um fluxo de $13,36 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N_2O , mostrando que cerca de 72% da produção total dos gases nitrogenados foram liberados na forma de N_2 .

Nas incubações realizadas com o solo da floresta, o fluxo de N_2O em condição ambiente foi maior que os demais porque a disponibilidade de N no solo da floresta é maior que nos solos com pastagens. Vale salientar que, de forma geral, a disponibilidade de $N-NO_3^-$ nos solos da floresta são superiores aos encontrados para as pastagens (Tabela 1). Sendo assim, é possível que os fluxos de N_2O na floresta sejam mais elevados que nas pastagens (Figura 4) devido a maior disponibilidade de N além de melhores condições para que o processo de nitrificação do solo ocorra (Garcia-Montiel et al., 2003).

Com a adição de $N-NO_3^-$ no solo da P-87, fluxos de N_2O só foram observados quando o solo estava úmido ou quando tratado com acetileno (Figura 5). Fluxos mais elevados foram obtidos quando o $N-NO_3^-$ foi adicionado de forma combinada com a adição de acetileno (Figura 5).

A adição de dextrose incrementou a produção de N_2O tanto no solo da pastagem controle como no solo da pastagem que recebeu aplicação de herbicida (Figura 6). Além disso, os tratamentos que receberam exclusivamente dextrose apresentaram maiores fluxos quando comparados com aqueles que receberam apenas $N-NO_3^-$ (Figura 6). O maior efeito da adição de dextrose foi observado no solo da pastagem que recebeu aplicação de herbicida, evidenciando novamente o papel da maior disponibilidade de N nesse tratamento (Tabela 1). A adição de $N-NO_3^-$ promoveu maiores fluxos de N_2O no solo da pastagem controle, comparado ao solo da pastagem que recebeu o herbicida (Figura 6).

Semelhante ao que foi observado no capítulo anterior, a nitrificação potencial do solo nos tratamentos foi muito baixa mesmo quando a concentração de nitrato no solo estava relativamente elevada (Tabela 1). Com isso, nenhuma correlação foi obtida entre os fluxos de N_2O e nitrificação potencial do solo.

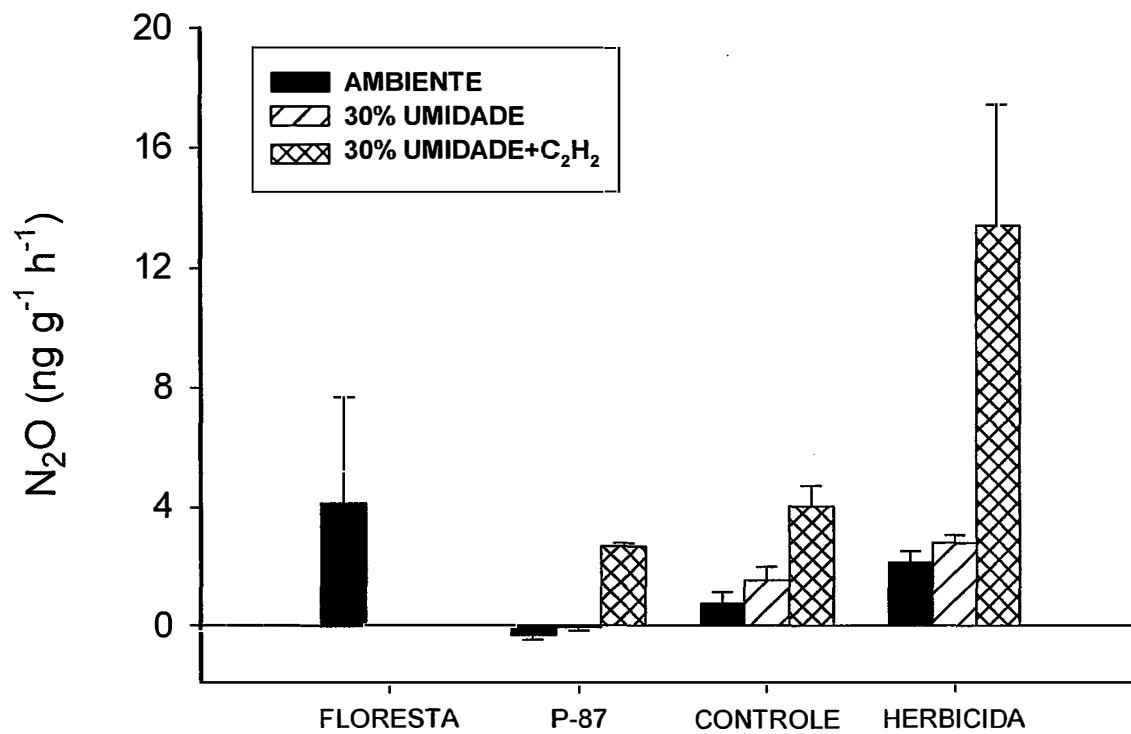


Figura 4 - Variação no fluxo de N₂O em solos da floresta, P-87, pastagem controle e Herbicida em condições de solo seco, úmido e tratamento com acetileno

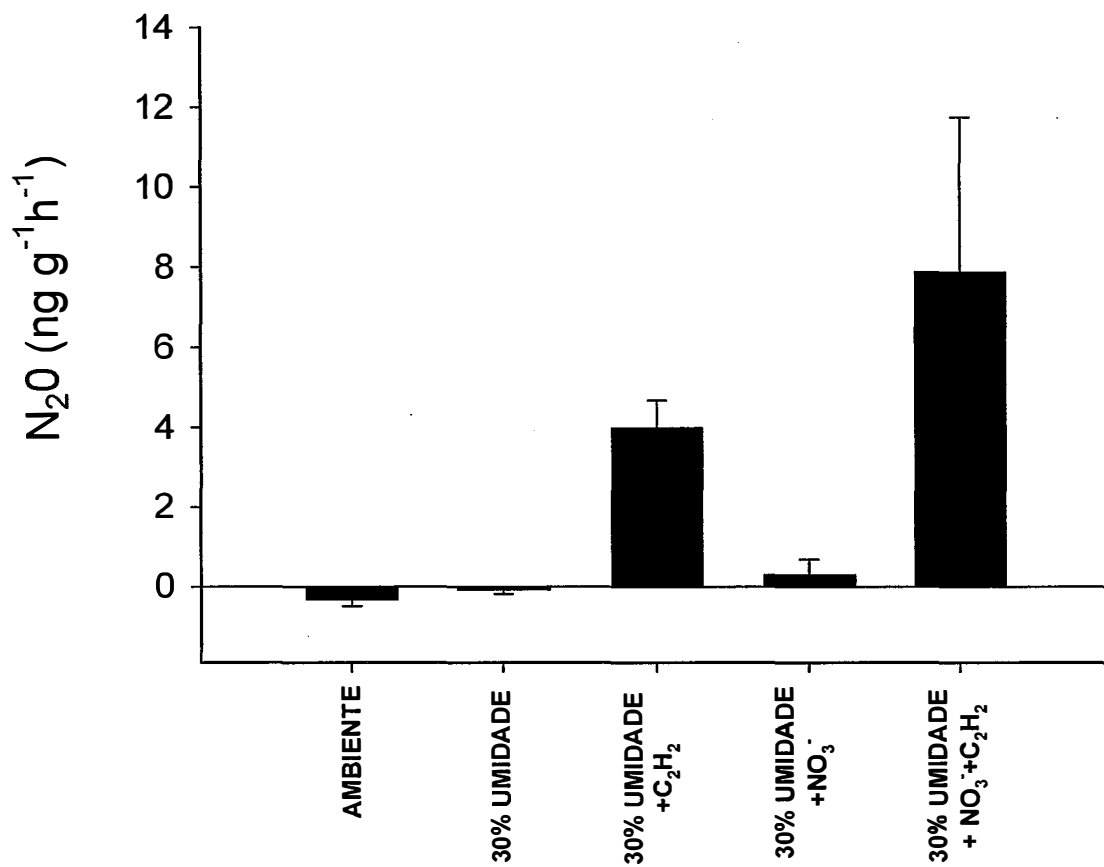


Figura 5 - Variação no fluxo de N₂O na P-87 em condição ambiente e de umidade, e após tratamento com N-NO₃⁻ e acetileno

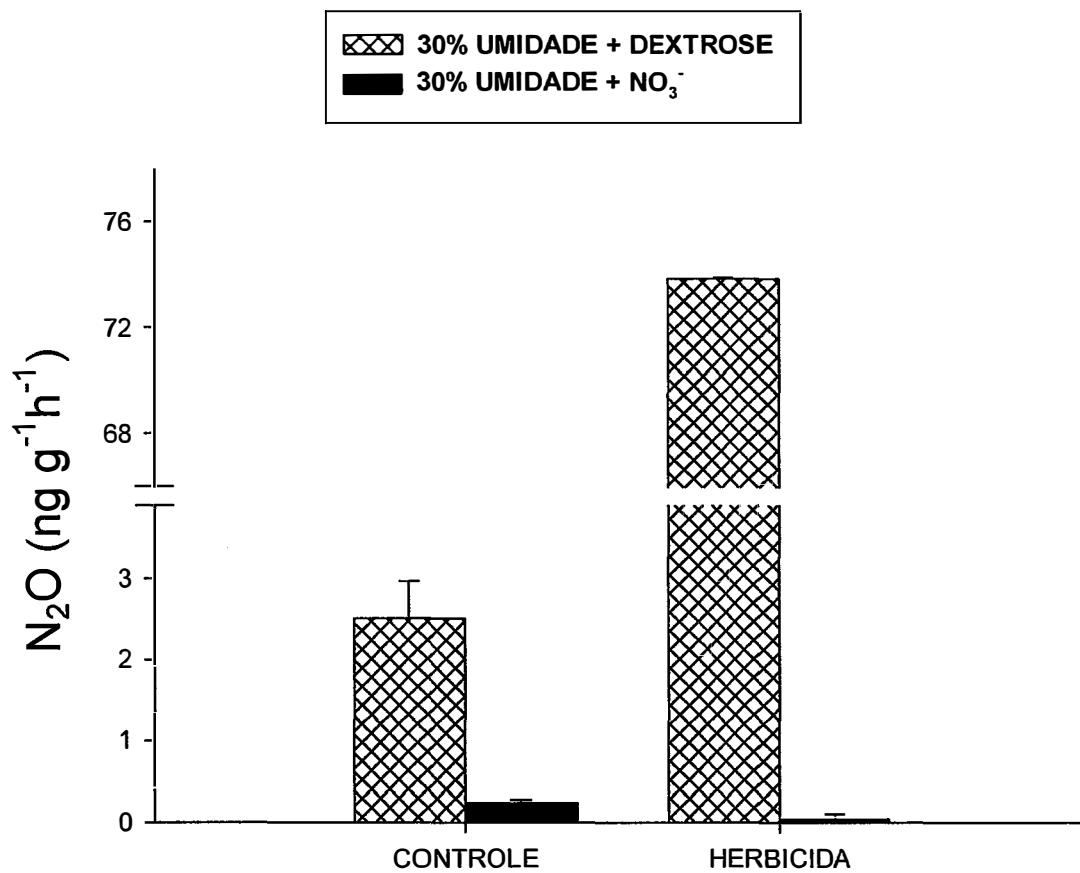


Figura 6 - Variação no fluxo de N₂O após adição de dextrose e NO₃⁻ nos solos da pastagem controle e nos solos da pastagem que recebeu aplicação de herbicida

4.4 Discussão

Várias foram as evidências que indicaram ser o processo de desnitrificação o maior responsável pelas perdas de N_2O nos tratamentos avaliados. Tanto o suprimento de $N-NO_3^-$, como a umidade do solo, foram necessários para que incrementos nos fluxos de N_2O fossem produzidos. Praticamente não houve fluxo de N_2O em condições de baixa umidade do solo. Neill et al. (no prelo), estudando os fluxos de N_2O em condições semelhantes, observaram que não houve estímulo a produção de N_2O em solo com baixa umidade, mesmo após adição de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$. Somente quando o solo estava úmido é que houve evolução do gás estudado. Além disso, o enriquecimento do solo com $N-NO_3^-$ incrementou imediatamente a produção de N_2O , enquanto que a adição de $N-NH_4^+$ promoveu aumentos nos fluxos somente após 120 minutos de incubação, presumindo que esse tempo foi necessário para que ocorresse a nitrificação e somente então o NO_3^- produzido foi disponibilizado para que o processo de desnitrificação viesse a acontecer.

Com relação à umidade do solo, de acordo com o modelo proposto Davidson et al. (2000) a nitrificação contribui com quantidades significativas de N_2O quando o solo apresenta WFPS menor que 60%, sendo previsto um declínio no fluxo de N_2O com valores de WFPS a partir de 70-80%. No entanto, em outros estudos como o de Veldkamp et al. (1998) foram medidas perdas de N_2O com WFPS acima de 75%, em vários locais nos trópicos incluindo pastagens, cana-de-açúcar e em plantação de banana. Conforme o estudo de Aulakh et al. (1992), o processo de desnitrificação somente ocorre se WFPS for maior que 60%. No estudo de Neill et al. (no prelo), o maior fluxo de N_2O ($18,0 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ após adição de NH_4^+) foi verificado com o solo apresentando 35% de umidade, o que correspondeu a 100% de WFPS. Em estudo semelhante realizado por Khalil et al. (2002), os maiores picos de N_2O foram detectados com valores de WFPS entre 60 e 80% sendo as concentrações de $N-N_2O$ $39,0 \pm 20,0$ e $37,0 \pm 7,0 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Contudo, é preciso considerar que em solos incubados a saturação do solo ocorre de forma diferente ao que é medido no campo. Estudos feitos no campo são influenciados por extrema variabilidade temporal e espacial que resulta em distribuição não homogênea do conteúdo de água no solo, C e NO_3^- disponível (Luo et al., 2000).

Os resultados indicam forte limitação de N para a produção de N_2O nos solos sob pastagens na Amazônia e que não sofreram nenhuma prática de manejo. Isto é consistente com os relatos de baixos fluxos de N_2O a partir de solos sob pastagens em diversos locais nesta região (Garcia-Montiel et al., 2003). As pastagens da Amazônia apresentam concentrações tipicamente baixas de $N-NO_3^-$ no solo, bem como baixas taxas de mineralização e nitrificação líquida do N. Gramíneas como as braquiárias apresentam altas taxas de crescimento e são eficientes na absorção de nitrogênio (Neill et al., 1997). Alguns autores, tais como Neill et al. (1995), Neill et al. (1997) e Verchot et al. (1999), mostraram que a quantidade de N que cicla nas pastagens é bem menor quando comparadas com valores observados nas florestas. A mesma pastagem do presente estudo revelou em trabalhos anteriores, baixas taxas de emissão de N_2O medidos no campo (Verchot et al., 1999; Garcia-Montiel et al., 2001, Melillo et al., 2001). Resultados semelhantes, tanto no declínio da disponibilidade de N ou decréscimo nas emissões de N_2O em pastagens mais velhas comparadas com florestas, têm sido repetidamente relatados (Keller et al., 1993; Reiners et al., 1994; Neill et al., 1997). O menor efeito relativo da adição de dextrose na produção de N_2O no solo da pastagem controle é pertinente à respostas da adição de glicose observadas em incubações laboratoriais de solos de pastagens da Costa Rica (Parsons et al., 1993). Este resultado permite sugerir que existe um suprimento adequado de carbono lábil da matéria orgânica do solo e/ou proveniente dos exudados das raízes das gramíneas, nos solos com pastagens. Na pastagem que recebeu aplicação de herbicida (Figura 6), os fluxos foram maiores quando a dextrose foi adicionada, porque nesse caso havia suprimento adequado de N aos microrganismos desnitrificadores (Tabela 1). Isto também pode ser um indício de que tanto a disponibilidade de carbono como a de $N-NO_3^-$ podem estar limitando a produção de N_2O por desnitrificação. De acordo com Aulakh et al. (1992), o processo de desnitrificação depende da concentração de NO_3^- e de C-orgânico do solo e D'Haene et al. (2003) encontrou uma grande correlação entre o potencial de desnitrificação do solo e o suprimento de N e C em condições laboratoriais.

Muitos são os trabalhos que utilizam C-lábil (glicose e dextrose) como fonte de energia para microrganismos (Khalil et al., 2002 e D'Haene et al., 2003). Contudo, o

enriquecimento do solo com essas formas de C podem promover uma condição de anaerobiose do meio, devido às altas taxas de respiração dos microrganismos, promovidas pela adição do substrato extremamente lábil (Khalil et al., 2002). Isso poderia esuperestimar a quantidade de N_2O e desencadear processos fermentativos no solo (Moreira & Siqueira, 2002).

O acréscimo nas emissões de N_2O nos tratamentos com acetileno mostram que grande parte dos gases nitrogenados são perdidos na forma de N_2 e a disponibilidade de $N-NO_3^-$ é um dos fatores mais relevantes para o processo de desnitrificação. No entanto, é preciso considerar que diferentes sistemas podem apresentar limitações variáveis dependendo do manejo adotado. Por exemplo, Neill et al. (no prelo), estudando o efeito da gradagem nas emissões de N_2O , encontraram que a adição de carbono juntamente com acetileno incrementou a produção de N_2O no tratamento controle, comparado com o tratamento que recebeu apenas o carbono, indicando que 98% do total dos gases foi disponibilizado na forma de N_2 , o que concorda com os resultados aqui apresentados. Por outro lado, ainda no mesmo estudo os autores também observaram que a adição de carbono e acetileno no solo gradeado também aumentou o fluxo de N_2O , mas a proporção total de N_2 foi menor porque a produção de N_2O no solo gradeado e enriquecido apenas com C foi maior. Provavelmente, isto ocorreu devido ao fato da gradagem promover melhores condições para que predomine no solo o processo de nitrificação e não o de desnitrificação. Ainda do estudo de Neill et al. (no prelo), promoveu-se a adição de $N-NO_3^-$ e acetileno, tanto no solo gradeado como no solo controle, sendo que o fluxo de N_2O aumentou brevemente em ambos os casos, quando comparado com o fluxo obtido somente com a adição de $N-NO_3^-$, permitindo aos autores concluir que o N_2O , foi produzido a partir do $N-NO_3^-$ adicionado.

Experimentos em condições de campo nas pastagens da Fazenda Nova Vida também suportam que as emissões de N_2O das pastagens são limitadas pela disponibilidade de N e que o N_2O somente é produzido quando o solo está sob condições de umidade suficiente para permitir desnitrificação. A aplicação de $N-NO_3^-$ em uma quantidade de 33 kg ha^{-1} de N em uma pastagem de 11 anos de idade, localizada perto da pastagem utilizada no presente trabalho, promoveu emissões de N_2O 100 vezes

superior ao medido no controle, um dia após a fertilização (Stuedler et al., 2002). Emissões de N_2O nesta pastagem e em outras pastagens estabelecidas na Nova Vida são menores que $20 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N (Garcia-Montiel et al., 2001; Melillo et al., 2001). Experimentos com solo úmido em duas diferentes pastagens da Nova Vida durante um período muito seco do ano produziram pequenos incrementos nas emissões de N_2O (máximo de $30 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N), após três horas do início das incubações (Garcia-Montiel et al., 2003). Estes resultados são consistentes com os aqui apresentados, cujos maiores fluxos de N_2O foram medidos quando o solo apresentava condição caracterizada por alta umidade e disponibilidade de $N\text{-NO}_3^-$.

Com relação ao potencial de nitrificação dos solos em questão, aparentemente os dados permitem afirmar que este potencial é realmente baixo em solos sob pastagem na Amazônia. Verchot et al. (1999) atribui este fato à existência de uma pequena comunidade microbiana nitrificadora presente nesse tipo de ambiente. Além disso, a falta de correlação com os fluxos de gases pode ser atribuída a outros fatores inerentes ao solo, tais como: temperatura, pH, estrutura dos agregados e, até mesmo, a falta de sincronismo entre o momento em que os processos de mineralização e nitrificação estão ocorrendo e o período em que os gases são emitidos do solo; tudo isso desconsiderando a absorção pelas plantas e a ciclagem dos nutrientes no solo.

5 Conclusões

- Práticas agrícolas que visam a recuperação e/ou reforma de pastagens na região amazônica alteram os fluxos de nitrogênio no solo.
- A umidade do solo e a disponibilidade de nitrato são essenciais para que ocorram as perdas de N na forma de N_2O .
- O processo de desnitrificação é predominante na emissão de N_2O destas pastagens.
- Grande parte do N perdido através da emissão dos gases está na forma de N_2 .
- O nitrogênio, principalmente na forma de nitrato, é mais limitante nas pastagens mais velhas do que o carbono em formas facilmente assimiláveis.

5 CONCLUSÕES GERAIS

A recuperação de pastagens na Amazônia usando gradagem ou práticas de fertilização tem o potencial de aumentar as emissões de NO e N₂O do solo. O uso de herbicida teve um efeito secundário na dinâmica do N no solo e nas emissões de NO e N₂O comparando com o tratamento Controle. As gradagens seguidas de fertilização com N aumentaram as emissões de óxido de N totais em 19 vezes comparadas com o controle e o plantio direto com arroz aumentou as emissões de óxido de N totais em 13 vezes comparado com o Controle. Os índices de disponibilidade de N no solo não foram bons indicadores para a previsão das emissões de óxido de N e indicaram que o conhecimento atual para prever os fluxos de gases nitrogenados em curtos períodos de tempo, durante o manejo agrícola, é bastante limitado. As seqüências de práticas para a recuperação de pastagem envolvendo gradagem e fertilização tendem a incrementar as emissões de óxidos de N, mas é provável que a magnitude do aumento seja diferente dependendo do tempo relativo de uso do fertilizante e demanda de N pelas plantas, este último aspecto relacionado com presença ou não das plantas na área e estágio de desenvolvimento das mesmas. No entanto, a área cultivada na Amazônia vem crescendo rapidamente e incrementos no uso de fertilizantes nitrogenados são previstos, acarretando em alterações nos fluxos dos gases NO e N₂O e na dinâmica de ciclagem desse nutriente no solo. Para melhor avaliar as consequências dessas mudanças é preciso conhecer profundamente sobre os fatores que controlam a dinâmica do N no solo. Neste sentido, incubações laboratoriais podem ser consideradas boas opções para melhor elucidar esses fatores controladores, uma vez que a manipulação de determinadas situações (umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes) são previstas para este tipo de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBRITTON, D.; DERWENT, R.; ISAKSEN, I.; LAL, M.; WUEBBLES, D. Radioactive forcing of climate change. In: HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; XIAOSU, D. (Ed.). **Climate change 1995**. The science of climate change. New York: Cambridge University Press, 1996. p.118-131.
- ALDRICH, S.R.; SCOTT, W.O.; LENG, E.R. Modern corn production. 2.ed. Champaign: A&L Publications, 1975, 269p.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. New York: John Wiley, 1961. 472p.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. New York: John Wiley, 1976. 46p.
- AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.; BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.189-197, 2001.
- AMATO, M.; LADD, J.N. Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.107-114, 1988.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.D. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1989, 326p.
- AULAKH, M.S.; DORAN, J.W.; MOSIER, A.R. Soil denitrification – significance, measurement, and effects of management. **Advance Soil science**, v.18, p.1-57, 1992.

- AZAM, K.; MÜLLER, C.; WEISKE, A.; BENCKISER, G. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide – role of oxidizable carbon and applied nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, v.35, p.54-61, 2002.
- BARCELLOS, A. de O. Recuperação de pastagens degradadas. In: CURSO DE FORMAÇÃO E MANEJO DE PASTAGENS, Planaltina, 1990. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1990. 1v. (Série Treinamento).
- BASTOS, T.X.; DINIZ, T.D. de A.S. **Avaliação de clima do Estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1982. 82p. (Boletim de Pesquisa, 44).
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN NETO, L.; FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.54, p.101-109, 2000.
- BEARE, M.H.; CABRERA, M.L.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C. Aggregate protected and unprotected organic matter pools in conventional-tillage and no-till soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.787-795, 1994.
- BIRD, J.A.; HORWATH, W.R.; EAGLE, A.J.; KESSEL, C.V. Immobilization of fertilizer nitrogen in rice: Effects of straw management practices. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.1143-1152, 2001.
- BODDEY, R.M.; RAO, I.M.; THOMAS, R.J. Nutrient cycling and environmental impact of *Brachiaria* pasture. In: MILES, J.W.; MAASS, B.L.; VALLE, C.B. **Brachiaria: biology, agronomy and, improvement**. Cali: CIAT; EMBRAPA, CNPGC, 1996. p.53-71.
- BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; ABER, J.D. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. **Journal of Geophysical Research**, v.95, p.997-1005, 1990.
- BRADY, N.C., WEIL, R.R. The nature and properties of soils. 11.ed. Prentice Hall: Upper Saddle River, 1996, 196p.
- BROCH, D. Integração agricultura e pecuária no Centro-Oeste do Brasil. In: WARL, C. (Ed.). Uberlândia: PL Freitas; UFU, 2000. p.53-60.

- BURGESS, M.S.; MEHUYS, G.R.; MADRAMOOTOO, C.A. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.1350-1358, 2002.
- CALDERÓN, F.J.; JACKSON, L.E.; SCOW, K.M.; ROLSTON, D.E. Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipid fatty acids after tillage. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.118-126, 2001.
- CAMPBELL, C.A. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: SCHNITZER, M.; KHAN, S.U. (Ed.). **Soil organic matter**. Amsterdam: Elsevier, 1978. p.173-272.
- CANTARUTTI, R.B. Dinâmica do nitrogênio em pastagens de *Brachiaria humidicola* em monocultivo e consorciada com *Desmodium ovalifolium* cv.Itabela no Sul da Bahia. Viçosa, 1996. 83p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa.
- CARPENTER-BOGGS, L.; PIKUL, J.R.J.L.; VIGIL, M.F.; RIEDELL, W.E. Soil nitrogen mineralization influenced by crop rotation and nitrogen fertilization. **Soil Science Society of American Journal**, v.64, p.2038-2045, 2000.
- CARVALHO, S.I.C.; VILELA, L.; SPAIN, J.M.; KARIA, C.T. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk na região de cerrados. **Pasturas Tropicales**, v.12, p.24-28, 1991.
- CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; CHAPLOT, V.; VOLKOFF, B.; VICTORIA, R.L.; MELLILO, J.M.; PAUSTIN, K.; CERRI, C.C. Assessment of soil property spatial variations in an Amazon pasture: basis for selection an agronomic experimental area. **Geoderma**, no prelo.
- CICERONE, R.J. Changes in stratospheric ozone. **Science**, v.237, p.35-42, 1987.
- COCHRANE, T.T. Avaliação dos ecossistemas de savana utilizados na América Tropical para produção de gado de corte. In: SÁNCHEZ, P.A. (Ed.). **Produção de pastagens em solos ácidos dos trópicos**. Brasília: CIAT; EMBRAPA, 1982. p.17-28.
- CONTI, M.E.; ARRIGO, N.M.; MARELLI, H.J. Relationship of soil carbon light fraction, microbial activity, humic acid production and nitrogen fertilization in the decaying process of corn stubble. **Biology and Fertility of Soils**, v.25, p.75-78, 1997.

- CRILL, P.M.; KELLER, M.; WEITZ, A.; GRAUEL, B.; VELDKAMP, E. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from a tropical agricultural soil. **Global Biogeochemical Cycles**, v.14, p.85-95, 2000.
- CRUTZEN, P.J. The role of NO and N₂O in the chemistry of the troposphere and the stratosphere. **Annual Review plant Science**, v. 7, p.443-472, 1979.
- DAVIDSON, E.A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J.E.; WHITMAN, W.B. (Ed.). **Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes**. Washington: American Society for Microbiology, 1991. p.219-235.
- DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soils emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, v.50, p.667-680, 2000.
- DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.A.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCIA-MENDEZ, G. et al. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry forest. **Ecology**, v.74, p.130-139, 1993.
- DAVIDSON, E.A.; VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A.; RILEY, R.; GARCIA-MENDEZ, G.; MAASS, J.M. Soil emissions of nitric oxide in a seasonally dry tropical forest of México. **Journal Geophysical Research**, v.96, p.439-445, 1991.
- D'HAENE, K.; MOREELS, E.; De NEVE, S.; DAGUILAR, B.C.; BOECKY, P.; HOFMAN, G.; CLEEMPUT, O.V. Soil properties influencing the denitrification potential of Flemish agricultural soils. **Biology and Fertility of Soils**, v.38, p. 358-366, 2003.
- De VOS, J.A.; HESTERBERG, D.; RAATS, P.A.C. Nitrate leaching in a tile-drained silt loam soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.517-527, 2000.
- DORAN, J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.765-771, 1980.
- DORAN, J.W. Tilling changes soil. **Crop and Soils**, v.34, p.10-12, 1982.

- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.F.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. 2 ed. Madison: Soil Science Society of America, cap.1, p.3-22, 1994.
- DOWDELL, R.J.; CREES, R.; CANNELL, R.Q. A field study of contrasting methods of cultivation on soil nitrate content during autumn, winter and spring. **Journal Soil science**, v.34, p.367-379, 1983.
- DOU, Z.; FOX, R.H.; TOTH, J.D. Seasonal soil nitrate dynamics in corn as affected by tillage and nitrogen source. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, p.858-864, 1995.
- EICHNER, M.J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. **Journal of Environmental Quality**, v.19, p.272-280, 1990.
- ELLIOTT, E.T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.50, p.627-633, 1986.
- ELMI, A.A.; MADRAMOOTOO, C.; HAMEL, C.; LIU, A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p.340-348, 2003.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1979. 328p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.
- ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Tropical and use change and soil emissions of nitrogen oxides. **Soil Use and Management**, v.13, p.278-287, 1997.
- EUCLIDES, V.P.B. **Alternativas para intensificação da produção de carne bovina em pastagem**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 65p.
- FAHAD, A.A.; MIEELKE, L.N.; FLOWERDAY, A.D.; SWATZENDRUBER, D. Soil physical properties as affected by soybean and other cropping sequences. **Soil Science Society of America Journal**, v.46, p.377-381, 1982.

- FALESI, I.C.; VEIGA, J.B. O solo da Amazônia e as pastagens cultivadas. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C.; FARIA, V.P. (Ed.) **Pastagens na Amazônia**. Piracicaba: FEALQ, 1986. p.1-26.
- FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v.80, p.213, 1996.
- FEARNSIDE, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v.28, p.23-38, 2001.
- FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbial bases of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989. p.7-21.
- FRANCO-VIZCAÍNO, E. Soil quality in central Michigan: Rotations with high and low diversity of crops and manure. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: SSSA, 1996. p.327-335. (Special Publication, 49).
- FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. Long-term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.1639-1645, 1994.
- GARCIA-MONTIEL, D. C.; STEUDLER, P.A.; PICCOLO, M., NEILL, C.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Nitrogen oxide emissions following wetting of dry soils in forest and pastures in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, v.64, p.319-336, 2003.
- GARCIA-MONTIEL, D.C.; NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; THOMAS, S.; STEUDLER, P.; CERRI, C. Soil phosphorus transformations following forest clearing for pasture in the Brazilian Amazon. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1792-1804, 2000.
- GARCIA-MONTIEL, D.C.; STEUDLER, P.A.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; NEILL, C.; CERRI, C. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pasture in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v.15, p.1021-1030, 2001.

- GLASSENER, K.M.; WAGGER, M.G.; MACKOWN, C.T.; VOLK, R.J. Contributions of shoot and roots nitrogen-15 labeled legume nitrogen source to a sequence of three-cereal crop. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.523-530, 2002.
- GROFFMAN, P.M. Nitrification and denitrification in conventional and no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.49, p.329-334, 1984.
- GUERIN, W.F.; BOYD, S.A. Bioavailability of sorbd naphthalene to bacteria: influence of contaminant aging and soil organic carbon content. In: LINN, D.M.; LUXMOORE, R.J.; PETERSON, G.A.; MICKELSON, S.H. (Ed.). **Sorption and degradation of pesticides and organic chemicals in soil**. Madison: ASA; SSSA, 1993. p.197-208.
- HALVORSON, A.D.; WIENHOLD, B.J.; BLACK, A.L. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.906-912, 2002.
- HANEY, R.L.; SENSEMAN, S.A.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. Effect of glyphosate on soil microbial activity and biomass. **Weed Science**, v.48, p.89-93, 2000.
- HART, M.R.; BROOKS, P.C. Soil microbial biomass and mineralization of soil organic matter after 19 years of cumulative field applications of pesticides. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, p.1641-1649, 1996.
- HART, S.C.; STARK, J.M.; DAVDSON, E.A.; FIRESTONE, M.K. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. In: WEAVER, R.W. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2, Microbial and biochemical properties. Madison: SSSA, 1994. p.985-1018.
- HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: GADISH, G.; GILLER, K.E. (Ed.). **Driven by nature, plant litter quality and decomposition**. Wallingford. CAB International, 1997. p.47-66.
- HERBERT, D.A.; FOWNERS, J.H. Phosphorus limitation of forest leaf area and net primary production on a highly weathered soil. **Biogeochemistry**, v.29, p.223-235, 1995.

- HYNES, R.K.; KNOWLES, R. Effects of acetylene on autotrophic and heterotrophic nitrification. **Canadian Journal Microbiology**, v.28, p.334-340, 1982.
- HUSSAIN, S.K.; MIELKE, L.N.; SKOPP, J. Detachment of soil as affected by fertility management and crop rotations. **Soil Science Society of America Journal**, v.52, p.1463-1468, 1988.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. 1998. **Deflorestamento na Amazônia**. São José dos Campos; INPE, 1995-1997. 313p.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. 2000. **Deflorestamento na Amazônia**. São José dos Campos; INPE, 1998-2000. 453p.
- JOERGENSEN, R.G.; BROOKES, P.C. Nitrification-nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, p.1023-1027, 1990.
- KARLEN, D.L.; VARVEL, G.E.; BULLOCK, D.G.; CRUSE, R.M. Crop rotation for the 21st century. **Advances in Agronomy**, v.54, p.1-45, 1994.
- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SHUMAN, G.E. Soil quality: A concept, definition, and framework for evolution (A guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p.4-10, 1997.
- KELLER, M.; WEITZ, A.M.; BRYAN, B.; RIVERA, M.M.; SILVER, W.L. Soil-atmosphere nitrogen oxide fluxes: effects of root disturbance. **Journal Geophysical Research**, v.105, p.693-698, 2000.
- KELLER, M.; VELDKAMP, E.; WEITZ, A.M.; REINERS, W.A. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. **Nature**, v.365, p.244-246, 1993.
- KHALIL, M.I.; ROSENANI, A.B.; VAN CLEEMPUT, O.; BOECKX, P.; SHAMAHUDDIN, J.; FAUZIAH, C.I. Nitrous oxide production from an Ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes. **Biology and Fertility of Soils**, v.36, p.59-65, 2002.
- KIM, K.R.; CRAIG, H. Nitrogen-15 and oxygen-18 characteristics of nitrous oxide: a global perspective. **Science**, v.262, p.1855-1857, 1993.

- KLUTHCOUSKI, J.; PACHECO, A.R.; TEIXEIRA, S.M.; OLIVEIRA, E.T. **Renovação de pastagens de cerrado com arroz. I- Sistema Barreirão.** Goiânia: EMBRAPA, CNPAF, 1991. 20p.
- KRISTENSEN, H.L.; McCARTY, G.W.; MEISINGER, J.J. Effects of soil structure disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.371-378, 2000.
- KROEZE, C.; MOSIER, A.; BOUWMAN, L. Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis 1500-1994. **Global biogeochemical Cycles**, v.13, p.1-8, 1999.
- LADD, J.M.; FOSTER, R.C.; SKJEMSTAD, J.O. Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. **Geoderma**, v.56, p.401-434, 1993.
- LAURANCE, W.F.; FEARNside, P.M.; LAURANCE, S.G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T.E. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v.118, p.127-138, 1999.
- LIANG, B.C.; MACKENZIE, A.F. Corn yield, nitrogen uptake and nitrogen use efficiency as influenced by nitrogen fertilization. **Canadian Journal Soil Science**, v.74, p.235-240, 1994.
- LI-COR Inc. **LI-670 flow control unit.** Lincoln, 1992. 128p. (Publication, 9204-67).
- LIEBIG, M.A.; VAEVEL, G.E.; DORAN, J.W.; WIENHOLD, B.J. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the western corn belt. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.596-601, 2002.
- LINDSAY, W.L.; NORWELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v.42, p.421-428, 1978.
- LUIZÃO, R.C.C.; BONDE, T.A.; ROSSWALL, T. Seasonal variation of soil microbial biomass-the effect of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. **Soil Biology and Biochemistry**, v.24, p.805-813, 1992.

- LUIZÃO, R.C.C.; COSTA, E.S.; LUIZÃO, F.J. Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma seqüência de idades de pastagens após derrubada e queima da floresta na Amazônia central. **Acta Amazônica**, v.29, p.43-56, 1999.
- LUIZÃO, F.; MATSON, P.; LIVINGSTON, G.; LUIZAO, R.; VITOUSEK, P. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. **Global Biogeochemical Cycles**, v.3, p.281-285, 1989.
- LUO, J.; TILLMAN, R.W, BALL, P.R. Nitrogen losses through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. **Soil Biology and biochemistry**, v. 32, p.897-903, 2000.
- MARTINELLI, L.A. Element interactions in Brazilian landscapes as influenced by human interventions. In: MELILLO, J.; FIELD, C.B.; MOLDAN, B. (Ed.). *Scope 60: Interactions of the major biogeochemical cycles: Global change and human impacts*. Island Press, 2003, p. 193-210.
- MARTINS, O.C. Causas da degradação de pastagens e rentabilidade econômica das pastagens corretamente adubadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DAS RAÇAS ZEBUÍNAS, 2., Uberaba, 1996. **Anais**. Uberaba: ABCZ, 1996. 326p.
- MARTINS, P.F.S.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; ANDREUX, F.; CHAVEL, A. Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural Amazonian ecosystem. **Forest ecology Manage**, v.38, p.273-282, 1991.
- MATSON, P.A.; BILLOW, C.; HALL, S. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. **Journal of Geophysical Research**, v.101, p.18533-18545, 1996.
- MATSON, P.A.; NAYLOR, R.; ORTIZ-MONASTERIO, I. Integration of environmental, agronomic and economic aspects of fertilizer management. **Science**, v.280, p.1-8, 1998.
- MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; LIVINGSTON, G.P.; SWANBERG, N.A. Sources of variation in nitrous oxide flux from Amazonian ecosystems. **Journal Geophysical Research**, v.95, p.789-798, 1990.

- MATSON, P.A.; PARTON, W.J.; POWER, A.G.; SWIFT, M.J. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v.277, p.504-509, 1997.
- MATTHEWS, E. Nitrogenous fertilizers: global distribution of consumption in associated emissions of nitrous oxide and ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.8, p.411-439, 1994.
- MATTHEWS, E.; ROHWEDER, M.; PAYNE, R.; MURRAY, S. Pilot analysis of global ecosystems: Forest ecosystems. Washington, DC: World Resources Institute, 2000. 286p.
- MEIRELLES, N.M.F. Degradação de pastagens – critérios de avaliação. In: PAULINO, V.T.; FERREIRA, L.G. **Recuperação de pastagens**. Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1999. p.15-22.
- MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; GARCIA, D.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.; TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forests and pasture of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v.106, p.179-188, 2001.
- MIDDLETON, O.K.R.; SMITH, G.S. The concept of a climax in relation to the fertilizer input of a pastoral ecosystem. **Plant and Soil**, v.50, n.3, p.595-614, 1978.
- MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; SKOLE, D.L.; STEUDLER, P.A. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, p.244-247, 1995.
- MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p.63-81, 1996.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras. Editora UFLA, 2002. 626p.
- MYROLD, D.D. Transformation of nitrogen. In: SYLVA, D.M. (Ed.). **Principles and applications of soil microbiology**. Prentice Hall, Upper Saddle River, 1998.

- NABINGER, C.; MARASCHIN, G.E.; MORAES, A. Pasture related problems in beef cattle production in southern Brazil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL "GRASSLAND ECOPHYSIOLOGY AND GRAZING ECOLOGY", Curitiba, 1999. **Anais**. Curitiba: UFPR, 1999. p.23-48.
- NALDELHOFFER, K.J.; ABER, J.D.; MELILLO, J.M. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). **Canadian Journal of Forest Research**, v.13, p.12-21, 1983.
- NASCIMENTO JUNIOR, D.; QUEIROZ, D.S.; SANTOS, M.V.F. Degradação das pastagens e critérios para avaliação. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 11., Piracicaba, 1994. **Anais**. Piracicaba: FEALQ, 1994. p.107-151.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p.567-572, 1999.
- NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondônia. In: LAL, R.; KIMBLER, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, 1997a. p.9-28.
- NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BRITO, M. Net nitrogen mineralization rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin Landscape. **Oecologia**, v.110, p.243-252, 1997a.
- NEILL, C.; MELILLO, J.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, v.7, n.4, p.1216-1225, 1997b.
- NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C. Nitrogen dynamics in soils of forest and active pasture in the western Brazilian Amazon basin. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.1167-1175, 1995.

- NEILL, C.; STEUDLER, P.A.; PICCOLO, M.C. Control os N₂O and N₂ emissions from Amazon pasture: Availability of N, C and the effects of soil tillage. **Soil Biology and Biochemistry**, no prelo.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Recuperation of a degraded Amazonian Landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v.20, p.248-255, 1991.
- NEPSTAD, D.C; CARVALHO, G.; BARROS, A.C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J.P.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEFEBVRE, P.; SILVA, U.L.; PRINS, E. Road paving, fire regime feedbacks and the future of Amazon forests. **Forest Ecology & Management**, v.154, p.395-407, 2001.
- NOBRE, A. D.; KELLER, M.; CRILL, P.M.; HARRISS, R.C. Short-term nitrous oxide profile dynamics and emissions response to water, nitrogen and carbon additions in two tropical soils. **Biology and Fertility of Soils**. v. 34, p. 363-373, 2001.
- OLSON, B.M.; LINDWALL, C.W. Soil microbial activity under chemical fallow conditions: Effects of 2,4-D and glyphosate. **Soil Biology and Biochemistry**, v.23, p.1071-1075, 1991.
- PANEK, J.A.; MATSON, P.A.; ORTÍZ-MONASTERIO, BOOKS, P. Distinguishing nitrification and denitrification sources of N₂O in a Mexican wheat system using ¹⁵N. **Ecological Application**, v.10, p.506-514, 2000.
- PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; CARMO, J.B.; MELILLO, J.M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soil**, v.38, p.200-208, 2003.
- PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; CARMO, J.B. Influence of soil temperature on nitric oxide emissions from conventional tillage and pasture sites in the amazon basin. **Plant and Soil**, no prelo.
- PARSONS, W.F.J.; MITRE, M.E.; KELLER, M.; REINERS, W.A. Nitrate limitation of N₂O production and denitrification from tropical pasture and rainforest soils. **Biogeochemistry**, v. 22, p.179-193, 1993.

- PASTOR, J.; ABER, J.D.; McCLAUGHERTY, C.A.; MELILLO, J.M. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. **Ecology**, v.65, p.256-268, 1984.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soils microbiology and biochemistry**. Toronto: Academic Press, 1989. 432p.
- PAUSTIN, K.; AGREN, G.I.; BOSATTA, E. Modelling litter quality effects on decomposition and soil organic matter dynamics. In: GADISH, G.; GILLER, K.E. (Ed.). **Driven by nature**. Modelling litter quality effects on decomposition and soil organic matter dynamics. Wallingford: CAB International, 1997.
- PAYNE, W.J. **Denitrification**. New York: Wiley, 1981. 241p.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, v.162, p.61-70, 1994.
- PICCOLO, M.C. Comportamento do nitrogênio do solo em cronosseqüências de floresta-pastagem em Rondônia. Piracicaba, 1994. 69p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronossequence. **Plant and Soil**, v.28, n.2, p.61-70, 1994.
- POWER, J.F.; PETERSON, G.A. Nitrogen transformations, utilization, and conservation as affected by fallow tillage method. **Soil Tillage Research**, v.49, p.37-47, 1998.
- PRATHER, M.; EHHALT, D.; DENTENER, F.; DERWENT, R.; DLUGOKENCKY, E.; HOLLAND, E.; ISAKSEN, I.; KATIMA, J.; KIRCHOFF, V.; MATSON, P.; MIDGELY, P.; WANG, M. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; XIAOSU, D. (Ed.). **Climate change 2001: The Scientific Basis**. New York: Cambridge University Press, 2001. p.239-287.

- PRINN, R.; CUNNOLD, D.; RASMUSSEN, R.; SIMMONDS, P.; ALYEA, F.; CRAWFORD, A.; FRASER, P.; ROSEN, R. Atmospheric emissions and trends of atmospheric nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. **Journal of Geophysical Research**, v.95, p.369-385, 1990.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARRELA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 170p.
- RAIMBAULT, B.A.; VYN, T.J. Crop rotation and tillage on corn growth and soil structural stability. **Agronomy Journal**, v.83, p.979-985, 1991.
- REICOSKY, D.C.; DUGAS, W.A.; TORBET, H.A. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v.41, p.105-118, 1997.
- REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, v.4, p.363-377, 1994.
- REMBON, F.S.; MACKENZIE, A.F. Soybean nitrogen contribution to corn and residual nitrate under conventional tillage and no-till. **Canadian Journal of Soil Science**, v.77, p.543-551, 1997.
- RESCK, D.V.S.; VASCONCELLOS, C.A.; VILELA, L.; MACEDO, M.C.M. Impact of conversion of Brazilian cerrados to cropland and pastureland on soil carbon pool and dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; STEWART, B.A. **Global change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p.169-196.
- RICE, C.W.; SMITH, M.S. Nitrification of fertilizer and mineralized ammonium in no-till and plowed soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.47, p.1125-1129, 1983.
- RICE, C.W.; SMITH, M.S. Short-term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no-till and plowed soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.295-297, 1984.

- ROBERTSON, G. P. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystem: potential controls on nitrogen retention. In: PROCTOR, J. (Ed.). **Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems**. Black well Scientific, Boston. 1989. p. 55-69.
- RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395p.
- SÁ, J.C.M. de; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.1486-1499, 2001.
- SANCHES, P.A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: John Wiley, 1976. 618p.
- SANCHES, P.A.; VILLACHICA, J.H.; BANDY, D.E. Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru. **Soil Science Society of America Journal**, v.47, p.1171-1178, 1983.
- SAS INSTITUTE INC. **SAS/STAT guide for personal computers - Version 6**. 12.ed. Cary, 1999 1028p.
- SCHIMMEL, J.P.; FIRESTONE, M.K.; KILLHAM, K.S. Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran Forest soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v.48, p.802-806, 1984.
- SERRÃO, E.A.S.; HOMMA, A.K.O. **Recuperação e melhoramento de pastagens cultivadas em áreas de floresta Amazônica**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1982. 22p. (Documentos, 17).
- SERRÃO, E.A.S.; HOMMA, A. Brazil. In: **Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics**. Washington: National Academic Press, 1993. p.265-351.
- SERRÃO, E.A.S.; FALESI, I.C.; VEIGA, J.B. da. Productivity of cultivated pasture on low fertility soil of the Amazon for Brazil. In: SANCHES, P.A.; TERGAS, L.E. (Ed.). **Pasture production in acid soils of the tropics**. Cali: CIAT, 1979. p.274-291.

- SERRÃO, E.A.S.; FALESI, I.C.; VEIGA, J.B.; TEIXEIRA NETO, J.F. **Produtividade de pastagens cultivadas em solos de baixa fertilidade das áreas de floresta do trópico úmido brasileiro**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1978. 73p.
- SKOLE, D.S.; CHOMENTOWSKI, W.H.; SALAS, W.A.; NOBRE, A.D. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. **BioScience**, v.44, p.314-328, 1994.
- SMOLANDER, A.; KURKA, A.; KITUNEN, V.; MALKONEN, E. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. **Soil Biology Biochemistry**, v.26, p.957-962, 1994.
- SOARES FILHO, C.V. Tratamentos físico-mecânicos correção e adubação para recuperação de pastagens. In: PAULINO, V.T.; FERREIRA, L.G. **Recuperação de pastagens**. Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1999. p.37-60.
- SOARES FILHO, C.V.; MONTEIRO, F.A.; CORSI, M. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens*. 1. Efeito de diferentes tratamentos de fertilização e manejo. **Pasturas Tropicalis**, v.14, p.2-6, 1992.
- SMITH, N.J.H.; SERRÃO, E.A.S.; ALVIM, P.T.; FALESI, I.C. *Amazônia: Resiliency, dynamism of the land and its people*. United Nations University Press, NY, 1995, 136p.
- SPAIN, J.M.; AYARZA, M.A.; VILELA, L. Crop pasture rotations in the Brazilian cerrados. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 8.; INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TROPICAL SAVANNAS, 1., Planatina, 1996. **Anais**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1996. p.39-45.
- SPAIN, J.M.; GUALDRÓN, R. Degradación y rehabilitación de pasturas. In: REUNIÓN DEL COMITÉ ASESOR DE LA RIEPT. Memórias. Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales. Veracruz, México: 1988. CIAT. p.269-283.
- STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. Consequence of forest-to-pasture conversion on the CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal Geophysical Research**, v.101, p.547-554, 1996.

- STEUDLER, P.A.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Trace gas responses of tropical forest and pasture soils to N and P fertilization. **Global Biogeochemical Cycles**, v.16, p.1029-1033, 2002.
- STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.D.; CASTRO, M.S.; LUGO, E.A. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropical**, v. 23, p.313-521, 1991.
- STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. New York: John Wiley, 1994. 496p.
- STOUTHAMER, A.H. Dissimilatory reduction of oxidized nitrogen compounds. In: ALEXANDER, J.B.Z. (Ed.). **Biology of anaerobic organisms**. New York: John Wiley, 1988. p.245-302.
- STOUTHAMER, A.H.; VAN'T RIET, J.A.; OLTMANN, L.F. Respiration of nitrate as acceptor. In: KNOWLES, C.J. (Ed.). **Diversity in bacterial respiratory systems**. Boca Raton: CRC Press, 1980. v.2, p.19-48.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRIA, H.E. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. **Soil Science Society of American Journal**, v.64, p.1496-1503, 2000.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. In: ANDERSON, D.J. (Ed.). Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1979. p. 347(Studies in ecology, 5).
- TAINTON, N.M.; MORRIS, C.D.; HARDY, M.B. Complexity and stability in grazing system. In: HODGSON, J.; ILLIUS, A.W. (Ed.). **The ecology and management of grazing systems**. Oxon: CAB INTERNATIONAL, 1996. p.275-299.
- TEDESCO, J.M.; WOLKWEISS, S.J.; BOHNEN, H. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, UFRGS, 1985. 156p. (Boletim Técnico, 5).
- TIEDJE, J.M. Denitrification. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: ASA, 1982. p.1011-1026.

- TIEDJE, J.M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: ALEXANDER, J.B.Z. (Ed.). **Biology of anaerobic organisms**. New York: John Wiley, 1988. p.179-244.
- TOLEDO, J.M.; SERRÃO, E.A.S. Pasture and animal production in Amazonia. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON AMAZONIA AGRICULTURE AND LAND USE RESEARCH, 1., Cali, 1980. **Amazonia: Agriculture and land use research; proceedings**. Cali: CIAT, 1982. p.281-309.
- TOLEDO, J.M.; NAVAS, J. Land clearing for pasture in the Amazon. In: LAL, R.; SANCHEZ, P.A.; CUMMINGS, R.W. (Ed.). **Land clearing and development in the Tropics**. Balkema: Editora, 1986. p.97-116.
- TRINSOUTROT, I.; RÉCOUS, S.; BENTZ, B.; LINÈRES, M.; CHÈNEBY, D.; NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.918-926, 2000.
- UNISEARCH ASSOCIATES INC. **LMA-4 operator`s manual**. Concord, 1996. p.211.
- URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. **Caracterização de degradação de pastagens e avaliação técnica de recuperação usando-se leguminosas forrageiras**. Seropédica: EMBRAPA, CNPAB, 1998. 21p. (Documentos, 52).
- VARNER, R.K.; KELLER, M.; ROBERTSON, J.R.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; CRILL, P.M.; MCGRODDY, M.; SILVER, W.L. Experimentally induced root mortality increased nitrous oxide emission from tropical forest soil. **Geophysical Research letters**, v.29, p.1-7, 2002.
- VARVEL, G.E. Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen. **Agronomy Journal**, v.86, p.319-325, 1994.
- VEIGA, J.B. Reabilitação de áreas de pastagens degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E REABILITAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA AMAZÔNIA, Santarém, 1995. **Anais**. Rio Piedras: IITF; USDA, 1995. p.191-200.

- VEIGA, J.B.; SERRÃO, E.E. Recuperação de pasturas en la región este de la Amazônia Brasileira. **Pasturaras Tropicalis**, v.9, p.40-43, 1987.
- VELDKAMP, E.; KELLER, M. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. **Journal of Geophysical Research**, v.102, p.889-898, 1997.
- VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N₂O e NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v.12, p.71-79, 1998.
- VELDKAMP, E.; DAVIDSON, E.A.; ERICKSON, H.; KELLER, M.; WEITZ, A. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. **Soil Biology and Biogeochemistry**, v.31, p.387-394, 1999.
- VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTÂNIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen emissions from soil in eastern Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v.13, p.31-46, 1999.
- VICTÓRIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.) **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. p.105-120.
- VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cyclin, and nutrient limitation in tropical forest. **Ecology**, v.65, p.285-298, 1984.
- WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. Effects of three herbicides on soil microbial biomass and activity. **Plant and Soil**, v.122, p.21-28, 1990.
- WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. Influence of the herbicides 2,4-D and glyphosate on soil microbial biomass and activity: a field experiment. **Soil Biology Biochemistry**, v.24, p.185-186, 1992.
- WATERS, A.G.; OADES, J.M. Organic matter in water-stable aggregates. In: ADVANCES IN SOIL ORGANIC MATTER RESEARCH: THE IMPACT ON AGRICULTURE AND THE ENVIRONMENT, Essex, 1990. **Proceedings**. Essex: The Royal Society. of Chemistry, 1991. p.163-174. (Special Publication, 90).

- WEBER, J.B.; BEST, J.A.; GONESE, J.U. Bioavailability and bioactivity of sorbed organic chemicals. In: LINN, D.M.; LUXMOORE, R.J.; PETERSON, G.A.; MICKELSON, S.H. (Ed.). **Sorption and degradation of pesticides and organic chemicals in soil**. Madison: ASA; SSSA, 1993, p.153-196.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.1077-1093, 2001.
- WILLIAM, B.M.; TURNER, B.L. **Changes in land use and land cover: a global perspective**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 313p.
- YOSHINARI, T.; KNOWLES, R. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. **Biophysical Research Communications**, v.69, p.705-710, 1976.
- YOSHINARI, T.; HYNES, R.; KNOWLES, R. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.9, p.177-183, 1977.