

Fontes e Sumidouros de Gases Traço na Amazônia e Cerrado

M. M. C. Bustamante

Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil

M. Keller¹

*Internacional Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service,
Rio Piedras, Porto Rico*

D. A. Silva

Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil

Dados de fluxos de gases traço (NO_x , N_2O e CH_4) da Amazônia e Cerrado são apresentados com foco nos processos de produção e consumo desses gases traço nos solos e no modo como podem ser alterados em razão de mudanças no uso da terra em ambas as regiões. Os fluxos são controlados pela sazonalidade, umidade e textura do solo, topografia e dinâmica de raízes finas. Comparadas com as florestas amazônicas, onde a rápida ciclagem de nitrogênio suporta grandes emissões de N_2O , as taxas de nitrificação e as emissões de gases de óxido de N do solo na região do Cerrado são muito baixas. Vários estudos relatam consumo de CH_4 durante ambas as estações, úmida e seca, nos solos das florestas mas, ocasionalmente, há uma produção líquida de CH_4 durante a estação úmida. Alguns estudos sugerem uma fonte desconhecida de CH_4 em florestas de terra firme. Assim como nas emissões de óxidos de N, há poucos dados sobre emissões de CH_4 de solos do cerrado, mas o consumo de CH_4 ocorre em ambas as estações, seca e úmida. A derrubada da vegetação natural, queimada, fertilização de terras agrícolas, criação intensiva de gado e o crescente predomínio de espécies leguminosas em áreas de sucessão secundária após a conversão da terra têm sido identificados como causas do aumento das emissões de N_2O e NO nas regiões tropicais. Grandes incertezas sobre as estimativas regionais de fluxos de gases traço permanecem. Melhorias dos modelos de fluxos de óxidos de N e de CH_4 para a Amazônia e cerrado ainda dependem da coleta de mais dados em sítios distribuídos mais amplamente ao longo dos dois vastos biomas e, principalmente, de teoria básica sobre os controles de emissões do ecossistema para a atmosfera.

¹Também na NEON Inc., Boulder, Colorado, EUA

1. INTRODUÇÃO

As regiões de floresta tropical e de savana são fontes naturais significativas de gases traço de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4). A região amazônica contém a maior extensão de floresta tropical da Terra e uma grande área de savana, conhecida no Brasil como Cerrado. O Cerrado do

Brasil, que cobre dois milhões de km², é a maior savana da América do Sul e uma área de desenvolvimento agrícola extremamente rápido [Klink e Machado, 2005]. As florestas tropicais da Amazônia também estão sofrendo rápidas mudanças. O desmatamento no Brasil abrangeu uma média de aproximadamente 20.000 km² por ano nas últimas duas décadas [ver Alves et al., neste volume] e a extração seletiva de madeira abrange uma área similar [ver Asner et al., neste volume]. A conversão de formações de vegetação nativa em áreas de pastagem e cultivo causa mudanças substanciais nos processos biogeoquímicos, incluindo a troca de N₂O, óxido nítrico (NO) e CH₄ entre o ecossistema e a atmosfera.

O óxido nitroso é um gás de efeito estufa estável na troposfera que absorve fortemente a radiação infravermelha e possui um longo tempo de permanência na atmosfera, cerca de 120 anos. Como resultado, o seu potencial de aquecimento global por 100 anos é 298 vezes o do CO₂ [Forster et al., 2007]. Na estratosfera, o N₂O é destruído por fotólise e reação com o oxigênio excitado, que é uma fonte de óxido nitroso que contribui para a diminuição do ozônio [Crutzen, 1970]. Portanto, o aumento da sua razão da mistura atmosférica, que era de 270 ppbv no período pré-industrial para 319 ppbv (em 2005), tem potencial para causar impacto no clima global no próximo século [Lashof e Ahuja, 1990; Prather e Ehhalt, 2001; Foster et al., 2007]. O balanço global de N₂O está seriamente perturbado pelas fontes antropogênicas representando um aumento de quase 50% sobre as fontes naturais de ecossistemas terrestres e oceanos [Hirsch et al., 2006]. O N₂O atmosférico é produzido principalmente como resultado de processos microbianos nos solos, especialmente pela desnitrificação e nitrificação quando as tensões de oxigênio são baixas. Os solos das florestas tropicais são as fontes naturais mais importantes de N₂O [Matson e Vitouseki, 1990].

O óxido nítrico (NO) é um gás reativo de vida curta que influencia o balanço oxidativo da troposfera e a produção de ozônio, um componente da *smog* (mistura de fumaça com neblina) fotoquímica, além de um gás de efeito estufa. Embora grande parte do NO atmosférico seja produzida ou pela combustão de combustível fóssil ou por descargas elétricas, a nitrificação e desnitrificação biológicas, assim como a quimiodesnitrificação, nos solos são também

importantes [Davidson e Kinglerlee, 1997]. A estimativa global de emissões de NO dos solos é menos precisa do que a de N₂O, mas é cerca de 21 Tg N ano⁻¹ [Davidson e Kinglerlee, 1997].

Nos solos, a produção e emissão de N₂O e NO são reguladas principalmente pelos mesmos processos. Eles foram resumidos em um modelo conceitual conhecido como “*the hole-in-the-pipe*” (HIP) [Firestone e Davidson, 1989; Davidson et al., 2000]. De acordo com esse modelo, as emissões totais de N₂O e NO são proporcionais ao nitrogênio inorgânico (amônio e íons nitrato) que fluem pelos tubos (*pipes*) da nitrificação e desnitrificação. Os gases vazam pelos orifícios que são regulados pelas condições do solo, tais como umidade e concentrações de oxigênio. Condições anaeróbicas são encontradas nos solos quando a taxa de difusão de O₂ é mais lenta do que a sua taxa de consumo. No ambiente do solo, o processo anaeróbico de nitrificação (predominante quando o espaço poroso preenchido por água (WFPS) é < 60%) é mantido principalmente por bactérias autotróficas e arqueas [Leininger et al., 2006], resultando em conversão de amônio (NH₄⁺) em nitrato (NO₃⁻) via nitrito (NO₂⁻). Há dois grupos funcionais de nitrificadores: os nitrificadores que oxidam o amônio, os quais convertem NH₄⁺ via hidroxilamina em NO₂⁻, e os nitrificadores que oxidam o nitrito, que oxidam NO₂⁻ em NO₃⁻. A desnitrificação, por outro lado, é um processo anaeróbico (predominante quando o WFPS é > 60%) no qual os desnitrificantes reduzem o NO₃⁻ (via NO₂⁻), NO e óxido nitroso (N₂O) a nitrogênio molecular (N₂). A trajetória completa da desnitrificação resulta na redução de NO₃⁻ a N₂, mas quantidades significativas de NO e N₂O podem ser emitidas antes da completa redução a N₂. O pH do solo, composição de íons metálicos e matéria orgânica do solo (MOS) controlam o processo abiótico de quimiodesnitrificação, por meio do qual o NO₂⁻ produzido por atividade microbiana é decomposto em NO e NO₂ [Davidson, 1992]. O modelo conceitual *hole-in-the-pipe* foi formalizado em modelos de simulação, tais como o Carnegie-Ames-Stanford approach (CASA) da NASA [Potter et al., 1998] e o Modelo de Ecossistemas Terrestres [Melillo et al., 2001].

O metano (CH₄) é um importante gás de efeito estufa e sua concentração atmosférica aumentou mais do que o dobro desde a era pré-industrial, de aproximadamente 0,7 a cerca de 1,8 ppm no presente [Spahni et al., 2005; Bosquet et al., 2006;

Foster et al., 2007]. A maior parte de CH₄ atmosférico é produzida por degradação anaeróbica de matéria orgânica em condições sob as quais a respiração anaeróbica de micro-organismos é limitada pela escassez de aceptores alternativos de elétrons [Fenchel et al., 1998]. Áreas inundadas naturais são as fontes globais mais importantes de CH₄, produzindo cerca de 200 Tg CH₄ ano⁻¹ (até 40% do total estimado da produção de CH₄) [Reeburgh, 2003]. A fonte de CH₄ das áreas inundadas da Bacia Amazônica foi estimada em 29 Tg CH₄ ano⁻¹ [Melack et al., 2004]. Essa importante fonte é discutida por Melack et al. [neste volume], juntamente com outros aspectos do ciclo de carbono das áreas inundadas. A produção microbiana de CH₄ em intestinos de cupins é uma outra fonte natural de CH₄ que pode ser importante nos ecossistemas tropicais. Embora essa fonte em geral seja considerada em menor grau de importância no balanço global, ela é extremamente difícil de ser quantificada e altamente incerta [Martius et al., 1993]. Reação com radicais OH e o transporte para a estratosfera são os principais sumidouros do CH₄ troposférico. Em solos sob condições aeróbicas, o CH₄ tende a ser consumido pela atmosfera em um processo mediado principalmente por bactérias especializadas em compostos com um carbono, coletivamente conhecidas como metilotróficas [Hanson e Hanson, 1996]. O consumo de CH₄ pelo solo é responsável por menos de 10% da destruição anual de CH₄ atmosférico [Reeburgh, 2003].

2. FLUXOS DE N₂O E DE NO DE ECOSSISTEMAS NATURAIS PARA A ATMOSFERA

2.1. Fluxos de N₂O e NO de Solos da Floresta Amazônica

A ciclagem rápida de nitrogênio nas florestas amazônicas suporta grandes emissões de N₂O. Um resumo das médias de fluxos anuais de NO e N₂O relatadas em florestas na região amazônica está apresentado na Tabela 1. Os dados indicam variação nas emissões anuais de N₂O de solos em florestas amazônicas maduras de 1,1 [Davidson e Kinglerlee, 1997] a 6,9 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ [Keller et al., 2005]. Estimativas de emissões anuais de NO em florestas amazônicas variaram entre 0,9 [Davidson et al., 2004] a 2,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ [Garcia-Montiel et al.,

2003]. Os controles de fluxos de NO e N₂O incluindo sazonalidade, umidade do solo, textura do solo, topografia e dinâmica de raízes finas estão discutidos nesta seção.

A variabilidade da precipitação é um controle mais importante do que a pequena variação da temperatura do solo para as emissões de óxidos de N de solos em florestas da região amazônica [Verchot et al., 2000; Keller et al., 2005] (Figura 1). As emissões de óxido nitroso são controladas pela disponibilidade de carbono e nitrogênio e aeração do solo em relação à saturação de água. Tanto as bactérias nitrificadoras quanto as desnitrificadoras produzem N₂O, mas as maiores emissões resultam de desnitrificação sob condições anaeróbicas. Por exemplo, os fluxos de N₂O foram em geral mais altos durante a estação úmida (janeiro – junho) do que na estação seca [Davidson et al., 2004] no Pará. O aumento significativo de emissão de N₂O na estação úmida pode ser atribuído a um efeito combinado do aumento do conteúdo hídrico do solo e mineralização de nitrogênio. As razões dos fluxos de N₂O:NO estavam positivamente correlacionadas com o conteúdo volumétrico de água em solos do Pará [Davidson et al., 2004]. Em trabalho com solos arenosos em Rondônia (Brasil), Garcia-Montiel et al. [2003] também encontraram mais de 84% dos fluxos de N₂O foram emitidos durante a estação úmida.

Tabela 1. Resumo das Médias de Fluxos Anuais de NO, N₂O e CH₄ relatadas em Ecossistemas Naturais e Manejados na Região Amazônica

Figura 1. (a) Fluxos de N₂O e (b) CH₄ versus WFPS (espaço poroso preenchido por água) de Ultissolos argilosos (círculos) e solos argilo-arenosos (triângulos) de sítios não perturbados na Floresta Nacional do Tapajós. Reimpressão de Keller et al. [2005].

De modo similar, durante a estação úmida, os fluxos de N₂O do solo em sítios de floresta e pastagem próximos à Santarém, Pará, Brasil, foram correlacionados positivamente à razão C/N em folha de serapilheira, NH₄⁺-N, e à razão NO₃⁻-N/(NO₃⁻-N + NH₄⁺-N), mas foram correlacionados negativamente ao consumo de CH₄ e densidade aparente do solo, indicadores da aeração do solo [Wick et al., 2005]. Diferentemente do N₂O, as emissões de NO foram distribuídas mais uniformemente ao longo das estações úmida e seca em Rondônia [Garcia-Montiel et al., 2003; Vasconcelos et al., 2004].

Em experimentos laboratoriais com amostras de solos de florestas, coletadas ao longo da Amazônia brasileira, *van Dijk e Meixner* [2001] mediram a produção de NO e a constante da taxa de consumo de NO sob condições variáveis de temperatura e umidade. A produção de NO aumentou exponencialmente com a temperatura do solo. Sob condições muito secas e muito úmidas do solo, a resposta da produção de NO à mudança de temperatura foi menos pronunciada do que sob condições intermediárias de umidade do solo. A produção de NO atingiu o ponto máximo, independentemente da temperatura do solo, com umidade do solo a $0,10 \text{ g g}^{-1}$ ($0,27$ e $0,38$ WFPS, em solos de floresta e pastagem, respectivamente). Por outro lado, o consumo de NO foi mais eficiente em altas temperaturas do solo ($>25^\circ\text{C}$) e sob condições secas do solo ($<0,20 \text{ g g}^{-1}$ ou $0,53$ WFPS em solos de floresta). As constantes das taxas de consumo de NO ficaram dentro de 5% do NO liberado com valores comparáveis em solos de floresta e pastagens.

Florestas tropicais úmidas em geral têm altas taxas de mineralização e nitrificação líquidas que podem resultar no acúmulo de NH_4^+ e NO_3^- durante períodos secos [*Neill et al.*, 1995]. O acúmulo de NH_4^+ e NO_3^- em solos secos, seguido de umidificação, cria condições mais favoráveis para a atividade microbiana e o desenvolvimento da anoxia do solo, que estimulam a produção de N_2O e de NO [*Davidson*, 1991; *Garcia-Mendez et al.*, 1991]. A acumulação no solo de NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- pode ocorrer em finas lâminas de água em microssítios próximos a sítios em oxidação. Na umidificação do solo, os micro-organismos do solo usam rapidamente esses reservatórios e produzem pulsos de gases de óxido de N. Os efeitos da disponibilidade de água e substrato sobre os fluxos de NO e N_2O do solo em uma floresta secundária amazônica foram quantificados por *Vasconcelos et al.* [2004] por meio de irrigação durante a estação seca e remoção da liteira sobre o solo. Os fluxos de N_2O e NO aumentaram durante a irrigação na estação seca, enquanto que a remoção da liteira não mostrou impacto significativo nas emissões de óxido de N. A nitrificação líquida do solo não respondeu à irrigação na estação seca, mas, de certa forma, foi reduzida pela remoção da liteira. Por outro lado, as liberações de pulso posteriores aos eventos de umidificação contribuíram relativamente pouco para o total de emissões

anuais de N_2O e NO na floresta e pastagens nos estudos realizados em Rondônia [*Neill et al.*, 2005]. Curiosamente, um experimento que investigou os efeitos de seca simulando a mudança climática prevista na região amazônica não mostrou efeito sobre as emissões de NO e N_2O [*Davidson et al.*, 2004].

Luizão et al. [2004] mostraram uma diferenciação significativa na mineralização de N e na concentração de N inorgânico ao longo de um gradiente topográfico próximo a Manaus, Amazonas, Brasil, sendo a taxa de mineralização líquida de N positiva no platô e nas encostas e a imobilização líquida de N negativa no vale em solos arenosos [*Luizão et al.*, 2004]. A diminuição das concentrações de N total seguiram o conteúdo de argila no gradiente topográfico, com maiores concentrações em Oxissolos argilosos e concentrações muito mais baixas em solos Podzólicos arenosos. Esse resultado explica observações iniciais que identificaram emissões consideravelmente maiores de NO em solos argilosos de platôs comparados a solos arenosos de vales na região de Manaus [*Bakwin et al.*, 1990]. Diferenças consistentes nos fluxos solo-atmosfera de N_2O e NO relacionadas a textura do solo foram determinadas por *Keller et al.*, [2005] em um estudo de mais de dois anos em floresta não perturbada próxima a Santarém, Pará. Fluxos anuais solo-atmosfera de N_2O (média \pm erro padrão) foram de $7,9 \pm 0,7$ e $7,0 \pm 0,6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para Oxissolo com textura argilosa comparados com $1,7 \pm 0,1$ e $1,6 \pm 0,3 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para Ultissolo com textura argilo-arenosa em 2000 e 2001, respectivamente (Figura 1). Os fluxos anuais de NO em solo de floresta não perturbada em 2001 foram de $9,0 \pm 2,8 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em Oxissolo e $8,8 \pm 5,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para Ultissolo [*Keller et al.*, 2005]. Esses resultados são consistentes com estudos iniciais na mesma região que mostraram mineralização líquida de nitrogênio, nitrificação líquida, e atividade enzimática de desnitrificação significativamente maiores em solos argilosos comparados com argilo-arenosos [*Silver et al.*, 2000].

Juntamente com a textura do solo, a dinâmica da raízes finas pode afetar a produção e emissão de gases traço, especialmente em florestas tropicais chuvosas caracterizadas por alta densidade de biomassa radicular e o rápido *turnover* de raízes finas. Em trabalho desenvolvido na região de Santarém, *Varner et al.* [2003] e *Silver et al.* [2005]

examinaram padrões na dinâmica da raízes finas em solos argilosos e argilo-arenosos em floresta úmida de baixos e seu efeito nas taxas de C e fluxos de gases traço de N. A produção de raízes não difere significativamente com a textura do solo. Entretanto, a decomposição das raízes foi mais rápida em solos argilosos do que em argilo-arenoso, resultando em maiores estoques de raízes mortas nos solos argilo-arenosos. As taxas de emissões de N₂O foram significativamente mais altas em solo argiloso ($13 \pm 1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do que no argilo-arenoso ($1,4 \pm 0,2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). A mortalidade radicular e a decomposição após o entrincheiramento duplicaram as taxas de emissões de N₂O no solo argiloso e triplicaram no argilo-arenoso em um período de um ano. O entrincheiramento também aumentou os fluxos de NO, com maiores fluxos nos solos argilo-arenosos do que em argilosos. Os autores concluíram que a mortalidade de raízes finas e a decomposição associada com distúrbio e mudança no uso da terra podem contribuir significativamente para o aumento das taxas de emissões de óxido de N.

2.2. Interações de NO e NO₂ com o Dossel de Floresta Amazônica

Nas camadas superiores do solo, o NO é simultaneamente produzido e consumido por processos microbiológicos que geralmente resultam em uma emissão líquida [Conrad, 1996]. Entretanto, quando o solo é coberto por vegetação alta, nem todo o NO emitido do solo deixa o dossel. Uma porção substancial de NO emitido biogenicamente pode reagir com ozônio (O₃) misturado na parte superior do dossel para formar dióxido de nitrogênio (NO₂) na atmosfera do subdossel. O NO₂ pode ser depositado, subsequentemente, nos elementos de vegetação [Jacob e Wofsy, 1990; Jacob e Bakwin, 1991; Meixner, 1994; Ammann et al., 1999].

Em uma floresta em Rondônia, Rummel et al. [2002] compararam a quantidade de NO emitida do solo e os fluxos acima do dossel da floresta medidos por vórtices turbulentos e verificaram que 92% do NO emitido pelo solo foi consumido no dossel durante o dia. À noite, quando as taxas de mistura vertical de O₃ no dossel da floresta eram mais lentas, cerca de 8% do NO foi consumido, resultando em uma redução diária de 52% no fluxo

de NO do solo para a atmosfera. Outros estudos sugeriram o consumo do dossel numa amplitude entre 60 – 81% [Bakwin et al., 1990; Jacob e Wofsy, 1990]. Com base nesses resultados e em uma emissão anual do solo de $1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de uma floresta em Rondônia, Neill et al. [2005] estimaram que o fluxo líquido de NO da floresta para a atmosfera seria de $0,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Tabela 2. Resumo das Médias de Fluxos Diários Relatados nas Estações Seca e Chuvosa e Estimativas de Fluxos Anuais de NO e N₂O de Ecossistemas Naturais e Manejados na Região do Cerrado^a

^a As médias de fluxos diários são dadas em $\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. As estimativas anuais dos fluxos são dadas em $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. As abreviaturas são DS (dry season) para estação seca; RS (rainy season) para estação chuvosa; e US (under detection limit) para abaixo do limite de detecção.

^b Fluxo está integrado à estação chuvosa.

^c Fluxo está integrado a um ciclo de cultivo. Algumas culturas são cultivadas duas vezes ao ano.

2.3. Fluxos de N₂O e NO de Solos do Cerrado Sob Vegetação Nativa

Grande parte da vegetação do cerrado ocorre em solos distróficos e argilosos, mas bem drenados. A drenagem de água é muito rápida mesmo durante a estação chuvosa por causa da formação de microagregados do solo. O conteúdo de matéria orgânica é baixo e concentrado em uma fina camada superficial. Em razão de os solos do cerrado serem principalmente bem drenados e aerados, a nitrificação é o caminho mais importante para a produção de óxido de N, e as condições favoráveis para a desnitrificação são raras [Pinto et al., 2002; Varella et al., 2004; Pinto et al., 2006].

O fogo frequente na região do cerrado provoca perdas de N do ecossistema e isso se reflete na disponibilidade baixa de N do solo [Pivello e Coutinho, 1992; Bustamante et al., 2006]. As taxas de nitrificação de solos do cerrado são muito baixas [Nardoto e Bustamante, 2003], e apenas raramente a produção de NO₃⁻ excede a demanda de micro-organismos e de raízes de plantas. A combinação de taxas baixas de nitrificação e a predominância de NH₄⁺ nos reservatórios de N inorgânico contribuem

para as baixas emissões de gases de óxido de N do solo da região do cerrado.

O fogo tem um impacto na emissão de gases traço não apenas como consequência da combustão de biomassa, mas como resultado de emissões pelos solos após o fogo. *Pinto et al.* [2002] mediram os fluxos de NO e N₂O do solo em dois tipos de vegetação do cerrado em sítios próximos à Brasília, caracterizados pelas diferentes quantidades de cobertura dos dosséis de plantas lenhosas que foram ou queimadas a cada dois anos ou protegidas do fogo. Os dois tipos de vegetação foram o cerrado *stricto sensu* (20 – 50% de cobertura do dossel de planta lenhosa) e campo sujo (aberto e dominado por grama). Fluxos de NO variaram de acordo com a proporção de cobertura lenhosa e regime de fogo. Os fluxos anuais de NO das áreas protegidas do fogo foram 0,1 kg N ha⁻¹ no campo sujo e 0,4 kg N ha⁻¹ no cerrado *stricto sensu*. Um aumento por fogo do fluxo anual de solo-atmosfera de NO foi observado somente no campo sujo (0,5 kg N ha⁻¹) [*Pinto*, 2003] (Tabela 2). As emissões de NO aumentaram após a queima (1,0 ng N cm⁻² h⁻¹), mas o fluxo diminuiu rapidamente a níveis até mais baixos do que os níveis do pré-fogo. O período de ocorrência da queimada (no início da estação seca, meio da estação seca ou no final da queimada da estação seca) teve pouca influência nas emissões de NO do solo.

No mesmo experimento, a umidade do solo foi o controle crítico sobre os fluxos solo-atmosfera de NO. Grandes fluxos de NO foram observados imediatamente após eventos de precipitação que interromperam longas secas. As emissões de NO aumentaram para 1,0 ng N cm⁻² h⁻¹ com as primeiras chuvas no cerrado *stricto sensu* não queimado e para 1,9 ng N cm⁻² h⁻¹ no cerrado *stricto sensu* queimado. A umidificação do solo seco no cerrado causa aumento de dez vezes ou mais das emissões de NO, mas o pulso tem vida curta. Os fluxos caíram a valores anteriores à umidificação em três dias [*Pinto et al.*, 2002; *Varella et al.*, 2004].

No cerrado, a produção de N₂O é limitada tanto pela baixa disponibilidade de N quanto pelas condições secas, e os fluxos de N₂O em geral são muito baixos (<0,6 ng N cm⁻² h⁻¹) [*Pinto et al.*, 2002; *Varella et al.*, 2004], independentemente do tipo de vegetação ou regime de fogo. Mesmo o aumento do conteúdo de água no solo na estação chuvosa não é suficiente para estimular uma alta produção de N₂O.

3. EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA NAS EMISSÕES DE N₂O E NO DO SOLO PARA A ATMOSFERA

O desmatamento causa mudanças ambientais resultando em mudanças nas emissões de gases traço. Logo após o desmatamento, a eliminação dos drenos vegetais de nutrientes resulta em um pulso de disponibilidade de nutrientes, inclusive de N, nos solos e em cursos d'água. As emissões dependem da fertilidade anterior do sítio e da taxa de regeneração vegetal após o distúrbio. A derrubada da vegetação natural [*Luizão et al.*, 1989; *Keller et al.*, 1993; *Davidson e Kinglerlee*, 1997], queima [*Levine et al.* 1996; *Neff et al.*, 1995; *Serça et al.*, 1998], fertilização de terras agrícolas [*Matson et al.*, 1996; *Mosier e Delgado*, 1997; *Veldkamp e Keller*, 1997], pecuária intensiva [*Lima et al.*, 2001; *Primavesi et al.*, 2004], e a predominância crescente de espécies leguminosas em áreas de sucessão secundária após a conversão [*Erickson et al.*, 2002; *Davidson et al.* 2007] têm sido identificadas como causas do aumento de emissões de N₂O e NO de regiões tropicais.

3.1. Efeitos da Atividade Madeireira nas Emissões de N₂O e NO dos Solos

Na região da Amazônia brasileira, a extração seletiva remove um volume de madeira em uma amplitude entre 20 – 60 m³ ha⁻¹ (cerca de 3 a 9 árvores ha⁻¹); entretanto, as práticas correntes resultam em altos níveis de danos colaterais aos dosséis e solos da floresta [*Veríssimo et al.*, 1992; *Pereira et al.*, 2002; ver *Asner et al.*, neste volume]. A queda de uma árvore transfere os nutrientes da folha fresca e das raízes para o solo, causando pulsos de decomposição [*Lodge et al.*, 1991; *Scatena et al.*, 1996]. A perda da captação de nutrientes e água pelas raízes depositadas sobre o solo da floresta favorecem a umidificação das áreas e uma maior lixiviação de nutrientes [*Parker*, 1985; *Brouwer*, 1996]. Na Guiana, perdas de nitrato pela extração seletiva variaram na proporção da área de solo perturbado [*Brouwer*, 1996].

As mudanças nos ciclos de nutrientes e água provocadas pela extração madeireira afetam a troca de gases traço entre o solo e a atmosfera. Um estudo do Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia abordou esse tópico por meio de medições de fluxos solo-

atmosfera de N_2O e NO em dois tipos de solo (Oxissolo argiloso e Ultissolo areno-argiloso) durante dois anos (2000 – 2001) em floresta não perturbada (conforme discutido na seção 2.1) e em floresta recentemente derrubada. Os estudos foram conduzidos na Floresta Nacional do Tapajós, próxima a Santarém, Pará, Brasil, onde um projeto de demonstração da atividade madeireira utilizou técnicas de manejo de impacto reduzido [Keller et al., 2005]. Keller et al. mediram os fluxos em áreas derrubadas e compararam os excessos de fluxos subtraindo-os dos fluxos basais da floresta não perturbada. A atividade madeireira aumentou as emissões de N_2O e NO de 30 a 350%, dependendo das condições do solo. Juntamente com os efeitos hipotéticos de mudanças nos ciclos de nutrientes e água discutidos acima, os autores verificaram que a compactação dos solos por maquinaria pesada nas trilhas de arraste e pátios de estoque de madeira tende a aumentar as emissões de N_2O e NO . Embora os efeitos significativos tenham sido mensurados localmente, Keller et al. advertiram que é improvável que os fluxos induzidos por extração madeireira aumentem as emissões regionais de N_2O mais do que aproximadamente 6%.

3.2. Emissões de Óxidos de N com Sucessão de Floresta Secundária

Na Bacia Amazônica, cerca de 30 – 50% da terra desmatada está em algum estágio de sucessão de floresta secundária após o abandono da atividade agrícola [Hirsch et al., 2004]. Davidson et al. [2007] demonstraram por comparação de cronossequências de florestas (parcelas com variação etária de 3 a 70 anos e florestas maduras remanescentes no leste da Amazônia, Pará) que as florestas sucessionais jovens que crescem após o abandono da área agrícola em solos tropicais altamente intemperizados de planícies mostraram propriedades conservativas de ciclagem de N muito parecidas com florestas limitadas por N em solos mais jovens em latitudes temperadas. À medida que a sucessão progredia, as propriedades da ciclagem de N se recuperavam com o aumento da disponibilidade de nitrato do solo e a diminuição concomitante da concentração de amônio. A predominância do ciclo de P conservativo, típico de florestas tropicais maduras de planície, resurgiu. Por causa das mudanças sucessionais na ciclagem das razões N:P com a idade da floresta, as emissões

de N_2O do solo foram baixas no início e depois aumentaram gradativamente. As emissões de N_2O aumentaram com a idade da floresta em solos argilosos e arenosos, embora os sítios mais ricos em argila tenham apresentado emissões mais altas. Esses resultados mostraram que as emissões crescentes de N_2O à medida que as florestas sucessionais envelhecem podem ser atribuídas à recuperação gradativa dos processos de ciclagem de N.

3.3. Conversão de Floresta em Pastagem e Cultivos

Após um distúrbio tal como o desmatamento, a disponibilidade de N no solo em geral aumenta temporariamente, causando aumentos significativos das emissões de NO e N_2O . O fogo é a principal ferramenta para desmatar a floresta na Amazônia [Setzer et al., 1998; Kauffman et al., 1992]. Em média, 19.000 km^2 de florestas são derrubados e queimados a cada ano na região, principalmente com a implementação de pastagens e cultivos [Nepstad et al., 1999]. As emissões de NO do solo são especialmente altas imediatamente após o fogo. De acordo com Neff et al. [1995], a nitrificação microbiana é um processo crítico, responsável pelas emissões de NO por todo o período de derruba e queima. Além disso, a desnitrificação química do nitrito depositado nas cinzas suportou um grande pico de fluxos de NO por alguns dias depois da queima.

Quando as florestas tropicais úmidas são convertidas em pastagens, a disponibilidade de N no solo diminui com o tempo [Neill et al., 1995; Van Gestel et al., 1993; Wick et al., 2005]. Emissões progressivamente menores de óxido de N são medidas em pastagens quando comparadas com florestas secundárias antigas em razão do declínio progressivo da disponibilidade de N com a idade da pastagem [Keller e Reiners, 1994; Van Gestel et al., 1993; Garcia-Montiel et al., 2001; Melillo et al., 2001; Wick et al., 2005]. As emissões de N_2O de pastagens recentemente criadas em Rondônia foram duas vezes e meio maiores do que as emissões de floresta durante os dois primeiros anos (5,0 $kg N ha^{-1} ano^{-1}$ vs. 1,9 $kg N ha^{-1} ano^{-1}$), mas em pastagens com idade acima de 3 anos os fluxos de N_2O foram, em média, cerca de um terço mais baixos do que os fluxos da floresta não perturbada (1,4 $kg N ha^{-1} a^{-1}$ vs. 1,9 $kg N ha^{-1} a^{-1}$) [Melillo et al.,

2001] (Figura 2). De acordo com *Melillo et al.* [2001], a magnitude do reservatório de NO_3^- até 10 cm de profundidade do solo foi o melhor indicador de N_2O ao longo da cronossequência floresta-pastagem.

As emissões de NO que ocorrem após a derrubada, queima, estabelecimento de pastagem e degradação de pastagem seguem um padrão similar ao descrito acima relativo às emissões de N_2O , exceto que o NO é relativamente mais importante onde há uma estação seca mais pronunciada ao longo dos flancos ao sul e leste da Bacia Amazônica [*Davidson et al.*, 2001]. Emissões de óxido nítrico não variaram com a idade da pastagem em um estudo em Rondônia e a média anual de emissão de NO de pastagens foi de $0,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, comparada com $1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em florestas próximas [*Neill et al.*, 2005]. Esse estudo não mediu fluxos de NO de pastagens com menos de 9 anos, e Neill et al. reconheceram que pastagens mais jovens podem ter emissões maiores de NO, pressupondo-se um comportamento similar ao de N_2O . *Kirkman et al.* [2002] compararam solos de floresta e pastagens antigas em Rondônia durante dois períodos de transição de estações (úmida para seca e seca para úmida) e observaram fluxos solo-atmosfera de NO em pastagens nove vezes mais baixos do que de florestas maduras sob condições similares de umidade e temperatura do solo. Esse padrão foi atribuído à combinação de uma velocidade diminuída do ciclo de N do solo e taxas mais baixas de difusão efetiva de NO em solos de pastagem.

Nos últimos 40 anos, grandes áreas de pastagem de gado na Amazônia têm sofrido declínio de produtividade como resultado de perdas de nutrientes. As práticas adotadas por fazendeiros para recuperar a produtividade de pastagens degradadas têm potencial para produzir alterações na disponibilidade de N do solo e nas perdas de N gasoso dos solos. Essas práticas envolvem quantidades variáveis de revolvimento do solo combinados com aplicações de fertilizantes e herbicidas, e o plantio de cultivos comerciais antes do plantio de gramíneas forrageiras. *Passianoto et al.* [2003] relataram as emissões de N_2O e NO dos primeiros seis meses de três tratamentos de regeneração de pastagens na região central de Rondônia. Os tratamentos foram (1) pastagem controle; (2) plantio convencional seguido de plantio de gramínea forrageira (*Brachiaria*

brizantha) e adição de fertilizante (42 kg N ha^{-1}); (3) plantio direto com tratamento herbicida seguido por dois cultivos, o primeiro de arroz, fertilizado com $33 \text{ kg de N ha}^{-1}$, seguido por gramínea forrageira. O N_2O cumulativo e as emissões de NO durante os primeiros dois meses do regime de plantio convencional ($0,94 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ e $0,98 \text{ kg N-NO ha}^{-1}$) foi muito mais alto do que as liberações do regime de plantio direto/herbicida ($0,64 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ e $0,72 \text{ kg N-NO ha}^{-1}$) ou do tratamento controle da pastagem ($0,04 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ e $0,12 \text{ kg N-NO ha}^{-1}$). O cultivo convencional aumentou os reservatórios de NH_4^+ e de NO_3^- do solo, enquanto esses reservatórios permaneceram relativamente constantes nos tratamentos controle e plantio direto. As taxas cumulativas de mineralização líquida de N e nitrificação líquida durante os primeiros seis meses após o tratamento variaram grandemente, mas foram mais altas no tratamento do cultivo convencional [*do Carmo et al.*, 2005].

Figura 2. Emissões de N_2O (erro padrão) da floresta de referência (círculos vazados) e uma nova pastagem de 3 ha (círculos sólidos), estabelecida para o estudo em 1994. As barras de erro das medições da floresta estão dentro dos símbolos. As medições que geraram os dados indicados com “a” foram obtidos dois dias antes da queimada, e as medições que geraram os dados indicados com “b” foram obtidos três dias após a queimada. Reimpressão de *Melillo et al.* [2001].

Nesse experimento, enquanto as emissões de NO e N_2O aumentaram com o revolvimento do solo e fertilização de N, não houve relações claras entre as taxas de aplicação de fertilizante N, mineralização líquida, nitrificação líquida, NO, N_2O e emissões de óxido de N total. A magnitude do aumento dos fluxos de óxido de N diferiu com base no momento da aplicação do fertilizante relativamente à presença de plantas e à magnitude da demanda de N pelas plantas. As emissões de óxidos de N diminuíram com o uso de sequências de recuperação que minimizaram as reduções da cobertura de gramínea das pastagens [*do Carmo et al.*, 2005].

Alguns autores tentaram estimar os efeitos regionais das mudanças no uso da terra sobre os fluxos de óxidos de N. *Potter et al.* [1998], utilizando o modelo ecossistêmico NASA-CASA estimaram um fluxo total de $0,5 \text{ Tg N}_2\text{O-N ano}^{-1}$ para a Amazônia brasileira. Em estudo subsequente [*Potter et al.*, 2001], uma versão desse modelo foi aplicada a dois

sítios de floresta localizados nos estados brasileiros de Rondônia e Pará, os quais diferem em termos de sazonalidade da chuva, duração do período de seca anual e propriedades do solo. Os fluxos de N₂O do solo medidos em florestas foram quase os mesmos daqueles propostos nos modelos para a floresta no Pará, mas não para a de Rondônia. Esse resultado sugeriu que os algoritmos que controlam os fluxos de gases traço de nitrogênio, particularmente em solos tropicais relativamente arenosos, requerem mais avanços.

Melillo *et al.* [2001] utilizaram um valor constante de 1,4% de mineralização de N modelada para estimar emissões de N₂O. Com essa aproximação, as emissões da grande Bacia Amazônica (área de 6,9 x 10⁶ km²) de 1978 a 1995 foram, em média, de 1,3 Tg N₂O-N ano⁻¹ com 0,8 Tg N₂O-N ano⁻¹ na porção brasileira da Bacia.

3.4. Conversão do Cerrado em Pastagem e Cultivos

Pastagens plantadas (principalmente *Brachiaria* spp.) são o uso mais extensivo de terra no cerrado, ocupando quase um quarto do bioma e com uma área de aproximadamente 50 milhões de hectares [Sano *et al.*, 2000]. Em pastagens bem manejadas sobre solos argilosos na região do cerrado, a produtividade e os estoques de C do solo a longo prazo podem superar os níveis da vegetação nativa [Corazza *et al.*, 1999; Bustamante *et al.*, 2006]. Por outro lado, práticas inadequadas de manejo, especialmente o pastejo excessivo, leva a pastagem à degradação após alguns anos. De acordo com Oliveira *et al.* [2004], as pastagens degradadas na região tropical do Brasil ocupam 25 milhões de hectares.

Embora poucos estudos tenham focalizado as emissões de óxido de N em solos de pastagens na região do cerrado (Tabela 2), eles sugerem uma diminuição das emissões com a idade da pastagem, conforme apresentado na seção 3.3 referente à região amazônica. Varella *et al.* [2004] mediram os fluxos de NO em uma pastagem de *B. brizantha* de 20 anos no Brasil central e encontraram emissões de NO de apenas 0,1 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Emissões de N₂O do solo ficaram abaixo do limite de detecção (<0,6 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹ = 0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹). Saminêz [1999] mediu a emissão anual de N₂O do solo de 0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ no cerrado nativo e em

pastagem de *Andropogon gayannus* com cinco anos de idade.

Em razão de as pastagens plantadas no cerrado tenderam a perder produtividade com o tempo, os fazendeiros utilizam uma variedade de práticas agronômicas, inclusive o revolvimento do solo e fertilização, para recuperar suas pastagens. Pinto *et al.* [2006] estudaram os efeitos da reforma da pastagem na dinâmica de N (mineralização líquida de N, nitrificação líquida, N inorgânico disponível e fluxos de gases de NO e N₂O). O estudo focalizou três áreas de cerradão (vegetação arbórea fechada de savana) convertida em *B. brizantha* em 1991 que exibia características de degradação após 9 anos. Em 1999, diferentes tratamentos de regeneração foram testados: (1) fertilização (60 kg N ha⁻¹ e 12 kg P ha⁻¹); (2) associação de gramíneas e leguminosas (*B. brizantha* e *Stylosanthes guianensis*) com adição de 12 kg P ha⁻¹, e (3) uma pastagem tradicional sem manejo. Esses tratamentos foram também comparados com uma quarta área de cerradão convertida em pastagem de *B. brizantha* em 1999 (pastagem jovem). As medições foram realizadas durante a estação chuvosa de 2001–2002. O amônio foi a forma predominante de N inorgânico nos solos. Todas as áreas mostraram alta variabilidade de emissões de gases de N do solo. Os picos de emissões de NO (3,6 ng N-NO cm⁻² h⁻¹) e de N₂O (6,7 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹) provavelmente tenham sido causados pela urina e defecação de gado que produzem uma distribuição irregular de resíduos inorgânicos. Apesar desses picos de emissões de gases de N, as emissões de óxido de nitrogênio, no seu todo, foram baixas e corresponderam apenas a 0,03 kg N ha⁻¹ durante a estação de crescimento (janeiro a abril). Um experimento de adição de água durante a estação seca (setembro de 2002) indicou que a transição da estação seca para a úmida pode ser um período importante para a produção de NO em pastagens jovens, com fluxos que variam de 6,8 ng N-NO cm⁻² h⁻¹ no período de uma hora após a irrigação e 3,0 ng N-NO cm⁻² h⁻¹ dois dias após o tratamento.

Em 2006, aproximadamente 14 milhões de hectares de cerrado foram cultivados com soja, milho, algodão, feijão comum e arroz (ver o website da Companhia Nacional de Abastecimento em: <http://www.conab.gov.br>). A produção de soja catalisou a expansão agrícola no cerrado durante as últimas duas décadas. Esse cultivo ocupa mais de 6 milhões de hectares nas regiões do platô do

cerrado. Entretanto, a monocultura contínua de soja, juntamente com práticas de cultivo convencional inadequadas, tem causado severa erosão e degradação do solo [Resck *et al.*, 1991]. Devido os problemas associados aos sistemas convencionais, introduziu-se a agricultura de baixo impacto. Em 1989 – 1990, a agricultura de baixo impacto no Brasil ocupou uma área de 1×10^6 ha e, em 2004, ela havia expandido para $23,6 \times 10^6$ ha (ver o website da Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha: <http://www.febrapdp.org.br>). Desse total de área de plantio de baixo impacto, cerca de 8×10^6 ha ficavam na região do cerrado [Duarte *et al.*, 2007].

Poucos estudos acompanham os efeitos da conversão do cerrado em rotação de cultivos nas emissões de óxido de nitrogênio. O trabalho desenvolvido até o momento mostra que as emissões de N_2O não são altas. Os resultados de uma rotação de cultivo de soja-milho mostraram que o fluxo de N_2O aumentou modestamente, de $0,8 \text{ ng } N_2O-N \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para $2,5 \text{ ng } N_2O-N \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, em área de cultivo de soja [Saminêz, 1999] comparada com outras estimativas publicadas que mostraram altas emissões em solos tropicais agrícolas. As baixas emissões podem ser explicadas pelo clima relativamente seco do cerrado que não favorece grandes emissões de N_2O . Metay *et al.* [2007] estudaram dois sistemas de 5 anos durante um ciclo de cultivo em Goiânia, Goiás: cultivo convencional com disco nos primeiros 15 cm e plantio direto com cobertura vegetal. As emissões de N_2O foram muito baixas e não foi observada nenhuma diferença significativa entre os tratamentos. As médias mensais de emissões de N_2O aumentaram exponencialmente com média mensal de WFPS na camada de 0 a 10 cm.

As emissões de NO podem ser mais importantes quantitativamente na ciclagem de N do que as emissões de N_2O em áreas de cultivo na região do cerrado. Carvalho *et al.* [2006] compararam os fluxos de NO de um campo de cultivo de milho nos sistemas de plantio direto e convencional fertilizados com ureia. Foi feita uma irrigação imediatamente após a fertilização. Não foram encontradas diferenças significativas nos fluxos de óxido de nitrogênio entre os sítios em sistema convencional e plantio direto. A resposta à fertilização foi rápida. Após a aplicação do fertilizante foram observados altos fluxos de NO nos primeiros 15 min ($5,4 \text{ ng } N \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e três dias após

a fertilização com N ($4,8 \text{ ng } N \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), mas os fluxos diminuíram a $1,2 \text{ ng } N \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após cinco dias.

Infelizmente, o banco de dados relacionado às emissões de óxido de N no cerrado é ainda mais restrito do que o da Amazônia. A maior parte dos dados refere-se à região central do cerrado (Estado de Goiás e Distrito Federal) e esses estudos focalizaram os tipos de solo mais comuns da região do cerrado (Latosolos Vermelho-Escuro e Vermelho-Amarelo, de acordo com o sistema taxonômico de solos brasileiro e Acrustox segundo o sistema do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos). A diversidade dos sistemas de práticas de cultivo e manejo na região limita a extrapolação.

4. FLUXO DE METANO ENTRE ECOSSISTEMAS DE TERRA FIRME DE FLORESTA AMAZÔNICA E CERRADO E A ATMOSFERA

4.1. Troca de CH_4 Entre Solos de Terra Firme e a Atmosfera nas Florestas Amazônicas e no Cerrado

Em geral, os solos bem drenados consomem CH_4 atmosférico e, via de regra, esses fluxos são mostrados como negativos. Os primeiros estudos de solos bem drenados de floresta de terra firme na Amazônia correspondem às tendências globais [Keller *et al.*, 1983, 1986; Steudler *et al.*, 1996]. Com base nos resultados de 22 estudos de florestas tropicais úmidas, Potter *et al.* [1996] relataram um fluxo médio de CH_4 da atmosfera para o solo de $-3,8 \pm 0,6 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Vários estudos identificaram o consumo de CH_4 durante as estações úmida e seca em solos de floresta nos municípios de Santarém e Belterra (Pará), embora todos tenham observado uma produção líquida ocasional de CH_4 durante a estação úmida [Davidson *et al.*, 2004; Wick *et al.*, 2005; Keller *et al.*, 2005]. Keller *et al.* [2005] compararam os efeitos da textura do solo nos fluxos de CH_4 e verificaram uma média anual (\pm erro padrão) de $-0,3 \pm 0,2$ e $-0,1 \pm 0,9 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ em Oxissolo com textura argilosa e $-1,0 \pm 0,2$ e $-0,9 \pm 0,3 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ em um Ultissolo argilo-arenoso nos dois anos subsequentes (2000 e 2001) com maior variabilidade de fluxos de CH_4 no Oxissolo do que no Ultissolo, especialmente durante a estação úmida. O tamanho do dreno

regional de CH₄ foi calculado por *Davidson e Artaxo* [2004], que estimaram um sequestro líquido de CH₄ no solo de 1 a 3 Tg CH₄ ano⁻¹.

Em geral, os estudos de CH₄ do solo de florestas amazônicas demonstram que o consumo de CH₄ é limitado pela difusividade do gás [*Verchot et al.*, 2000]. A produção líquida de CH₄ foi também associada à respiração do solo, possivelmente porque altas taxas de respiração do solo criam microssítios anaeróbicos, resultando na produção de CH₄. Manipulações de umidade do solo confirmaram que a umidade controla os fluxos de CH₄. Em um experimento que investigou os efeitos da seca na floresta amazônica o consumo de CH₄ atmosférico pelo solo aumentou nos solos afetados pela seca por um fator >4 [*Davidson et al.*, 2004]. *Vasconcelos et al.* [2004] relataram que os fluxos de CH₄ foram significativamente mais baixos na estação seca (-0,3 ± 0,1 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹) do que na estação úmida (0,1 ± 0,1 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹) em uma floresta secundária e que a irrigação durante a estação seca aumentou o efluxo de CH₄ em relação aos sítios controle (0,2 ± 0,4 e -0,5 ± 0,2 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, respectivamente).

4.2. Efeitos das Mudanças do Uso da Terra na Troca de CH₄ entre Solo-Atmosfera

A aeração do solo é o controle principal do fluxo de CH₄. Conforme observado na Costa Rica [*Keller et al.*, 1993; *Keller e Reiners*, 1994], a compactação do solo resultante da conversão da floresta em pastagem restringe a troca de gás entre o solo e a atmosfera e causa a diminuição do consumo de CH₄. Juntamente com a compactação, outros fatores que favorecem a emissão de CH₄ de solos de pastagem na região amazônica incluem valores de pH, menor disponibilidade de aceptores de elétron alternativos, tais como o N-NO₃⁻ e, possivelmente, maior disponibilidade de matéria orgânica [*Feigl et al.*, 2001].

Fluxos de metano entre os solos e a atmosfera foram medidos em duas cronossequências de conversão de floresta tropical em pastagem no Estado de Rondônia, Brasil [*Stuedler et al.*, 1996]. Os solos de floresta sempre mostraram um consumo líquido de CH₄ atmosférico com taxas máximas de sequestro na estação seca. Os solos de pastagem consumiram CH₄ atmosférico durante a estação seca, mas em taxas mais baixas do que aquelas das

florestas. Quando a umidade do solo aumentou nos solos de pastagem, eles se tornaram uma fonte de CH₄ para a atmosfera.

Integrados ao longo de um ano, os solos de floresta foram um sumidouro de aproximadamente -1,7 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, enquanto as pastagens foram fonte líquida de cerca de +1,0 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹. Portanto, a conversão de floresta em pastagem resultou em uma mudança líquida do fluxo de CH₄ do solo de quase 2,7 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹.

A atividade madeireira na Amazônia brasileira afeta a cada ano uma área quase tão grande quanto a área derrubada para conversão em agricultura e pastagem [*Asner et al.*, 2005]. As operações de extração madeireira dependem de maquinaria pesada que causa a compactação dos solos florestais, que passam de consumidores a produtores de CH₄ [*Keller et al.*, 2005]. O dano ao solo é limitado somente à porção da área de extração que depende da intensidade da extração e da qualidade do manejo [*Pereira et al.*, 2002]. De modo crítico, a produção de CH₄ é dominada por pequenas áreas conhecidas como pátios, usados para a estocagem de toras para o transporte às serrarias. Esses pátios ocupam aproximadamente de 1% a 2% da área derrubada, dependendo do manejo, e tornam-se encharcados na estação chuvosa porque a compactação do solo não permite a drenagem imediata. Pátios encharcados emitem CH₄ a taxas similares a dos pântanos tropicais, o que corresponde a >80% do CH₄ emitido pelas áreas de extração madeireira.

Assim como demonstrado para as emissões de óxido de N, há poucos dados sobre emissões de CH₄ de solos do cerrado (Tabela 3). Nas primeiras medições do fluxo de CH₄ feitas em solos do cerrado, [*Anderson e Poth*, 1998] áreas queimadas recentemente tinham um fluxo de CH₄ de -4,4 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, que aumentaram para -20,4 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ nos locais queimados 30 dias antes. Entretanto, em uma área queimada um ano antes, o sequestro de CH₄ pelo solo tinha desaparecido. Os fluxos de CH₄ não foram correlacionados com quaisquer parâmetros químicos do solo medidos [*Poth et al.*, 1995]. *Poth et al.* levantaram a hipótese de que a ausência de sequestro pelos solos não queimados seria indicativa de um equilíbrio entre a fonte de CH₄ do solo, possivelmente a comunidade de cupim que cobre o solo, e o sumidouro de CH₄, a oxidação pela microbiota do solo [*Seiler et al.*, 1984]. *Sanhueza* [2007] apresentou medições

limitadas que indicaram que as gramíneas das savanas dos *llanos* venezuelanos produziram pequenas quantidades de CH₄. *Saminêz* [1999] comparou os fluxos de CH₄ de Oxisolos sob vegetação nativa do cerrado, pastagem de 5 anos de idade, rotação de soja-milho, e plantações de eucalipto e pinheiro. O consumo de CH₄ ocorreu em todos os usos da terra durante as estações seca e chuvosa, embora os valores durante a estação chuvosa fossem menores (Tabela 3). Fluxos de CH₄ positivos, embora baixos, foram medidos por *Metay et al.* [2007] em uma área do cerrado cultivada com plantio de baixo impacto (0,33 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹) e com plantio convencional 0,53 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹).

Tabela 3. Resumo das Médias de Fluxos Diários Relatados nas Estações Seca e Chuvosa e Estimativas Anuais de Fluxo de CH₄ de Ecossistemas Naturais e Manejados na Região do Cerrado.

4.3. Produção de Metano pela Criação de Ruminantes

O Brasil tem o maior rebanho bovino comercial do mundo e é o segundo, perdendo apenas para a Índia, no total de cabeças de gado [*Lerner et al.*, 1988]. A população de gado de corte do Brasil está aumentando rapidamente, com 207 milhões de cabeças registradas em 2005, com a concentração de animais no centro oeste (principalmente no cerrado, 72 x 10⁶ de cabeças) e região norte (Amazônia, 42 x 10⁶ de cabeças) (ver website do Banco de Dados Agregados em <http://www.sidra.ibge.gov.br>).

Uma consequência do aumento da população bovina é que as emissões produzidas pelo gado tornaram-se uma fonte significativa de CH₄ atmosférico. Ruminantes geram CH₄ como subproduto da digestão anaeróbia do alimento no rúmen. O CH₄ é liberado principalmente por exalação ou eructação. A taxa de produção de CH₄ é afetada por fatores tais como a quantidade e qualidade do alimento, peso corpóreo, idade e exercícios, e varia entre as espécies animais bem como entre indivíduos da mesma espécie [*Mosier et al.*, 1998]. A emissão de CH₄ produzida por gado leiteiro alimentado com gramíneas tropicais (entre 121 e 147 kg CH₄ ano⁻¹ por animal) é maior do que as emissões do gado leiteiro de clima temperado (entre 100 e 118 kg CH₄ ano⁻¹ por animal), provavelmente devido às diferenças na qualidade

da forragem [*Primavesi et al.*, 2004]. As emissões estimadas de CH₄ de todo o rebanho criado no Brasil (que inclui gado de corte e leiteiro) referentes a 1994 foram de 9,77 Tg CH₄ ano⁻¹ (96% por fermentação entérica e 4% por resíduos animais), com o gado de corte contribuindo com 81% desse total. Dentro desse total, a região centro-oeste (maior parte no cerrado) tem a maior contribuição (3,09 Tg CH₄ ano⁻¹), representando 30% do total [*Lima et al.*, 2001].

4.4. Medições de CH₄ Atmosférico e Fontes de CH₄

Evidências mostradas por sensores de satélite e amostragens por medições à superfície e aviões instrumentados sugerem que as emissões de CH₄ da região amazônica têm sido subestimadas. *Frankenberg et al.* [2005] compararam as concentrações totais da coluna de CH₄ obtidas por um Espectrômetro de Absorção de Imagens Digitalizadas para Cartografia Atmosférica a bordo do satélite europeu ENVISAT com um modelo global de química atmosférica e transporte. Com base em vários meses de observações a partir de 2003, os autores concluíram que as emissões de CH₄ derivadas de floresta tropical foram subestimadas em pelo menos 30 Tg CH₄ ano⁻¹, o que representa mais de 5% das emissões anuais globais. Em uma compilação de dados subsequente referente a 2003 e 2004, *Frankenberg et al.* [2006] confirmaram abundâncias anômalas de coluna de CH₄ sobre a Amazônia, comparativamente a inventários aceitos de emissões. Essas anomalias podem ser acomodadas, em parte, com um aumento de fontes de áreas inundadas na Amazônia de 41 Tg CH₄ ano⁻¹, conforme sugerido por uma análise de modelo inverso [*Bergamaschi et al.*, 2007]. Entretanto, essa fonte de áreas inundadas é substancialmente maior do que a mais completa estimativa ascendentes das emissões de CH₄ da Bacia Amazônica (29 Tg CH₄ ano⁻¹) [*Melack et al.*, 2004].

Medições de razões de mistura de CH₄ na camada do dossel de três sítios de floresta na Amazônia brasileira (Floresta Nacional de Caxiuanã no Pará, Reserva de Cuieiras no Amazonas, e Sinop em Mato Grosso) realizadas em ambas as estações, seca e úmida, mostraram emissões líquidas de CH₄ com amplitude entre 2 a 21 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ [*do Carmo et al.*, 2006]. Embora esparsas, essas

medições sugerem uma fonte desconhecida de CH₄ nas florestas de terra firme (ao contrário das áreas alagadas) entre 4 a 38 Tg CH₄ ano⁻¹, se extrapoladas para toda a área da floresta amazônica. Estimativas de emissões de CH₄ baseadas em amostragens pontuais por aeronave de 2001 até 2006 por *Miller et al.* [2007] mostraram uma média de 35 ± 23 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ e 20 ± 17 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ entre a costa brasileira e as cidades de Santarém e Manaus, no interior da Amazônia, respectivamente. Essas são maiores do que as estimativas de emissões médias de CH₄ para as áreas alagadas da região (16 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹) [*Miller et al.*, 2007]).

Quais fontes poderiam responder por emissões maiores de CH₄ na Amazônia em comparação com os inventários ascendentes? Embora recentes experimentos laboratoriais tenham indicado que a produção aeróbia de CH₄ por plantas possa desempenhar um papel importante no balanço atmosférico de CH₄ [*Kepler et al.*, 2006], as estimativas iniciais podem ter exagerado a magnitude da fonte. Evidência limitada de estudos de campo em savanas venezuelanas sustenta a planta como fonte, embora em menor magnitude [*Sanhueza*, 2007]. A extrapolação do estudo de laboratório tem sido controversa, e várias análises indicam que mesmo se os resultados de laboratório sejam confiáveis, a importância global das plantas como fonte de CH₄ foi exagerada [*Kirschbaum et al.*, 2006; *Howeling et al.*, 2006; *Ferretti et al.*, 2007]. Um estudo recente de laboratório usando plantas marcadas com ¹³C não encontrou evidência de emissão de CH₄ pela planta acima de níveis traços, considerados insignificantes globalmente [*Dueck et al.*, 2007]. Continua difícil justificar que as plantas possam ser fonte de CH₄, respondendo pelo excesso de CH₄ observado na Amazônia. Outras fontes desconhecidas que podem estar sendo subestimadas nos inventários atuais incluem a queima de biomassa (especialmente a fabricação de carvão vegetal) e o CH₄ derivado de cupim [*Christian et al.* 2007].

5. CONCLUSÕES

As emissões de N₂O e NO de solos de florestas amazônicas maduras apresentam uma variação de cerca de 1 a 7 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e de 1 a 3 N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Os controles ambientais são, principalmente, a variabilidade da precipitação e da

textura do solo, as quais influenciam a umidade do solo, com fluxos mais elevados nos solos argilosos. Além disso, a dinâmica de raízes finas afeta a produção e emissão de gases traço, especialmente em florestas tropicais chuvosas que são caracterizadas por grande biomassa e rápido *turnover* de raízes finas. A proporção de óxidos de N emitidos do solo para a atmosfera é também dependente da interação com o dossel da vegetação. Estudos indicaram uma redução diária do fluxo de NO do solo para a atmosfera de cerca de 50%.

A mudança no uso da terra não necessariamente leva a uma maior emissão de gases de efeito estufa. A extração madeireira causou o aumento das emissões de N₂O e NO de 30 para 350%, dependendo das condições do solo, mas não é provável que os fluxos induzidos pela extração madeireira aumentem as emissões regionais de N₂O em mais de 6%. Conversões de florestas tropicais em pastagens para a atividade pecuária não causam aumentos de longo prazo em termos da contribuição de emissões de N₂O e NO do solo para a atmosfera. Emissões mais baixas de óxido de N medidas em pastagens em comparação com florestas antigas estão relacionadas com um declínio progressivo da disponibilidade de N com a idade da pastagem, combinado com condições fortemente anaeróbias em algumas pastagens durante a estação úmida. Em comparação com a floresta primária, as mudanças previstas na ciclagem de nitrogênio do solo levam à duplicação das emissões anuais de gás N₂O durante o primeiro ano após o desmatamento, com emissões subsequentes mais baixas (Figura 3). Após o abandono da pastagem e com a regeneração da floresta as emissões de N₂O do solo foram inicialmente mais baixas e aumentaram gradativamente. Comparações de emissões de óxido de N em áreas agrícolas indicaram que a preparação do solo afeta os fluxos, sendo maiores sob a prática convencional de manejo. Estudos sobre a agricultura com manejo intensivo na Amazônia são ainda raros, mas as evidências acumuladas até agora indicam que os ecossistemas naturais, em geral, são maiores emissores de óxido de nitrogênio do que os agroecossistemas.

No caso do cerrado, a combinação de baixas taxas de nitrificação e o predomínio de NH₄⁺ nos reservatórios inorgânicos de N contribuem para as baixas emissões de gases de óxido de N do solo. Grandes fluxos de NO foram observados

imediatamente após os eventos de precipitação que interromperam grandes períodos de seca, mas esses pulsos são de curta duração e contribuem apenas um pouco para as emissões anuais. As emissões de NO aumentaram durante a queima, mas o fluxo retornou rapidamente aos níveis anteriores ao evento de fogo ou até a níveis mais baixos. A umidade do solo e o tipo de vegetação mostraram-se mais importantes para o controle de fluxos de NO do que o regime de fogo. No cerrado, a produção de N₂O é limitada tanto pela baixa disponibilidade de N quanto pelas condições secas; os fluxos de N₂O em geral são muito baixos, independentemente do tipo de vegetação ou regime de fogo. Embora poucos estudos tenham sido desenvolvidos sobre emissões de óxido de N de solos de pastagens na região do cerrado, os dados existentes sugerem uma diminuição das emissões com a idade da pastagem, conforme observado na Amazônia. A conversão do cerrado em rotação de cultivos não contribui significativamente para as emissões de N₂O, porém as emissões de NO parecem ser mais importantes. Entretanto, a associação da fertilização de N com irrigação pode produzir emissões mais altas de N₂O (Figura 3).

Figura 3. Fluxos de nitrogênio inorgânico da (a) floresta úmida e (b) ambientes do cerrado esquematicamente representados pelo modelo *hole-in-the-pipe*. As larguras relativas das setas horizontais à esquerda das caixas representam processos de nitrificação e desnitrificação de N e N mineralizado ou N fertilizante entrando no sistema do solo. Setas horizontais na extrema direita representam perdas presumidas de N₂ através da desnitrificação. Essas perdas não foram quantificadas e são desprezíveis no cerrado, conforme indicado pelo ponto de interrogação. As larguras relativas das setas verticais representam perdas gasosas de NO e N₂O dos processos de nitrificação e de desnitrificação. Onde não há setas, as perdas estão abaixo do limite mensurável.

Em geral, os estudos de CH₄ do solo nas florestas amazônicas demonstram que o consumo de CH₄ é limitado pela difusividade do gás. Anualmente, os solos de floresta não perturbada têm sempre mostrado um consumo líquido de CH₄ atmosférico com taxas máximas de sequestro na estação seca. Solos de pastagem consomem CH₄ atmosférico durante a estação seca, mas com taxas menores do que as encontradas nas florestas. Quando a umidade do solo aumentou nos solos de pastagem, eles se tornaram uma fonte de CH₄ para a atmosfera e, conseqüentemente, a conversão de floresta em

pastagem resultou em uma mudança líquida na direção do fluxo de CH₄ do solo. Medições de razões de mistura de CH₄ na camada do dossel de três sítios de floresta através da Amazônia brasileira nas estações úmida e seca mostraram evidências de emissão líquida de CH₄ de florestas de terra firme. Isso indica a existência de uma fonte desconhecida de CH₄ em florestas de terra firme.

Conforme comentado sobre as emissões de óxido de N, há poucos dados sobre emissões de CH₄ dos solos do cerrado, mas eles indicaram uma predominância de consumo de CH₄ nas emissões de diferentes usos da terra durante as estações úmida e seca.

Davidson e Artaxo [2004] reuniram os potenciais de aquecimento global (GWP, *Global Warming Potencial*) de 100 anos das fontes e sumidouros anuais de CH₄, N₂O e CO₂, e demonstraram que o sistema amazônico floresta–rio atualmente parece estar quase equilibrado em termos do GWP líquido para esses gases atmosféricos biogênicos. Infelizmente, grandes incertezas permanecem sobre essas estimativas. Há ainda uma falta de bons modelos de previsão para a regionalização dos dados obtidos em sítios específicos. Os modelos atuais são deficientes em dados geográficos para parametrização e testes e, o mais importante, em teoria básica sobre os controles das emissões do ecossistema para a atmosfera. De uma perspectiva regional, a fonte desconhecida de CH₄ das florestas de terra firme é a maior incerteza. A melhoria de modelos para óxidos de N e fluxos de CH₄ para a Amazônia e cerrado ainda depende da coleta de mais dados em sítios com diferentes características edáficas e vegetacionais, mais amplamente distribuídos ao longo dos dois vastos biomas.

Agradecimento. Mercedes Bustamante e Dulce Alves Silva agradecem pelo apoio recebido do projeto LBA-ND-07.

REFERÊNCIAS

- Alves, D. S., D. C. Morton, M. Batistella, D. A. Roberts, and C. Souza Jr. (2009), The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia, *Geophys. Monogr. Ser.*, doi:10.1029/2008GM000722, this volume.
- Ammmann, M., R. Siegwolf, F. Pichlmayer, M. Suter, M. Saurer, and C. Brunold (1999), Estimating the

- uptake of traffic-derived from ^{15}N abundance in Norway spruce needles, *Oecologia*, 118, 124 – 131.
- Anderson, J. C., and M. A. Poth (1998), Controls on fluxes of trace gases from Brazilian cerrado soils, *Environ. Qual.*, 27, 1117-1124.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, M. Keller, and J. N. Silva (2005), Selective logging in the Brazilian Amazon, *Science*, 310, 480 - 482.
- Asner, G. P., M. Keller, M. Lentini, F. Merry, and C. Souza Jr. (2009), Selective logging and its relation to deforestation, *Geophys Monogr. Ser.*, doi:10.1029/2008GM000723, this volume.
- Bakwin, P. S., S. C. Wofsy, S.-M. Fan, M. Keller, S. E. Trumbore, and J. M. Da Costa (1990), Emission of nitric oxide (NO) from tropical forest soils and exchange of NO between the forest canopy and atmospheric boundary layers, *Geophys. Res.*, 95, 16.755-16.764.
- Bergamaschi, P., et al. (2007), Satellite cartography of atmospheric methane from SCIAMACHY on board ENVISAT: 2. Evaluation based on inverse model simulations, *J. Geophys. Res.*, 112, D02304, doi: 10.1029/2006JD007268.
- Bosquet, P., P. Ciais, and J. B. Miller (2006), Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability, *Nature*, 44, 439-443.
- Brouwer, L. C. (1996), *Nutrient Cycling in Pristine and Logged Tropical Rain Forest A Study in Guyana, Tropenbos Guyana Ser.*, vol. 1, Elinkwijk Press, Utrecht, Netherlands.
- Bustamante, M. M. C., M. Corbells, E. Scopel, and R. Roscoe (2006), Soil carbon storage and sequestration potential in the cerrado region of Brazil, in *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*, edited by R. Lal et al., pp. 285-304, Harworth, Binghamton, N. Y.
- Carvalho, A. M., M. M. C. Bustamante, A. R. Kozovits, L. N. Miranda, L. J. Vivaldi, and D. M. Sousa (2006), Emissões de óxidos de nitrogênio associadas à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto, *Pesqui. Agropecu. Bras.*, 41, 679-685.
- Christian, T. J., R. J. Yokelson, J. A. Carvalho Jr., D. W. T. Griffith, E. C. Alvarado, J. C. Santos, T. G. S. Neto, C. A. G. Veras, and W. M. Hao (2007), The tropical forest and fire emissions experiment: Trace gases emitted by smoldering logs and dung from deforestation and pasture fires in Brazil, *J. Geophys. Res.*, 112, D18308, doi:10.1029/2006JD008147.
- Conrad, R. (1996), Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2 , CO, CH_4 , OCS, N_2O , and NO), *Micro-biol. Rev.* 60-609440.
- Corazza, E. J., J. E. Silva, D. V. S. Resck, and A. C. Gomes (1999), Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado, *Rev. Bras. Cien. Solo*. 23- 425432.
- Crutzen, P. J. (1970), The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content, *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 96, 320-325.
- Davidson, E. A. (1991), Fluxes of nitrous and nitric oxide from terrestrial ecosystems, in *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*, edited by J. E. Rogers and W. B. Whitman, pp.219-235, Am. Soc. for Microbiol., Washington, D. C.
- Davidson, E. A. (1992), Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 95-102.
- Davidson, E. A., and P. Artaxo (2004), Globally significant changes in biological processes of the Amazon Basin: Results of large-scale biosphere-atmosphere experiment, *Global Change Biol.*, 10, 529-529.
- Davidson, E. A., and W. Kinglerlee (1997), A global inventory of nitric oxide emissions from soils, *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 48, 37-50.
- Davidson, E. A., M. Keller, H. W. Erickson, L. V. Verchot, and E. Veldkamp (2000), Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides, *BioScience*, 50, 667-680.
- Davidson, E. A., M. M. C. Bustamante, and A. S. Pinto (2001), Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and cerrado regions of Brazil, *Sci. World*, 1, 312-319.
- Davidson, E. A., F. Y. Ishida, and D. C. Nepstad (2004), Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest, *Global Change Biol.*, 10, 718-730.
- Davidson, E. A., et al. (2007), Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment, *Nature*, 44, 995-999.
- do Carmo, J. 8., C. Neill, D. C. Garcia-Montiel, M. de C. Piccolo, C. C. Cerri, P. A. Steudler, C. A. de

- Andrade, C. C. Passianoto, B. J. Feigl, and J. M. Melillo (2005), Nitrogen dynamics during till and no-till pasture restoration sequences in Rondônia, Brazil, *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, *71*, 213-225.
- do Carmo, J. B., M. Keller, J. D. Dias, P. B. de Camargo, and P. Crill (2006), A source of methane from upland forests in the Brazilian Amazon, *Geophys. Res. Lett.*, *33*, L04809, doi:10.1029/2005GL025436.
- Duarte, J. O., J. C. Garcia, and M. J. Matoso (2007), Area de plantio direto e área plantada com sorgo no Cerrado: Existe alguma correlação entre elas?, *Comun. Tic.* *151*, 8 pp., Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, Brazil.
- Dueck, T. A., et al. (2007), No evidence for substantial aerobic methane emission by terrestrial plants: A ^{13}C -labelling approach, *New Phytol.*, *175*, 29-35.
- Erickson, H., E. A. Davidson, and M. Keller (2002), Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest, *Oecologia*, *130*, 297-308.
- Feigl, B., M. Bemoux, C. C. Ceni, and M. C. Piccolo (2001), O efeito da sucessão floresta/pastagem sobre o estoque de carbono e o fluxo de gases em solos da Amazônia, in *Mudanças Climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira*, edited by M. A. Lima, O. M. R. Cabral, and J. D. G. Miguez, pp.257-271, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariçara, Brazil.
- Fenchel T., G. M. ing, and T. H. Blackburn (1998), *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*, Academic, San Diego, Calif.
- Fernandes, E. B. (2008), Emissões de CO₂, NO_x e N₂O de solos sob diferentes sistemas de cultivo no cerrado, Ph.D. thesis, 138 pp., Univ. of Brasília, Brasília, Brazil.
- Fenetti, D. F., J. B. Miller, J. W. C. White, K. R. Lassey, D. C. Lowe, and D. M. Etheridge (2007), Stable isotopes provide revised global limits of aerobic methane emissions from plants, *Atmos. Chem. Phys.*, *7*, 237 -241.
- Firestone, M., and E. A. Davidson (1989), Microbial basis of NO and N₂O production and consumption, in *Exchange of Trace Gases Between Ecosystems and the Atmosphere*, edited by M. O. Andreae and D. S. Schimel, pp.7-21, John Wiley, New York.
- Forster, P., et al. (2007), Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing, in *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Working Group 1 Contribution to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by S. Solomon et al., pp. 129-234, Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K.
- Frankenberg, C., J. F. Meirink, M. van Weele, U. Platt, and T. Wagner (2005), Assessing methane emissions from global space-borne observations, *Science*, *308*, 1010-1014.
- Frankenberg, C., J. F. Meirink, P. Bergamaschi, A. P. H. Goede, M. Heimann, S. Körner, U. Platt, M. vanWeele, and T. Wagner (2006), Satellite cartography of atmospheric methane from SCIAMACHY on board ENVISAT: Analysis of the years 2003 and 2004, *J. Geophys. Res.*, *111*, D07303, doi:10.1029/2005JD006235.
- García-Mendez, G., J. M. Mass, P. A. Matson, and P. M. Vitousek (1991), Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in Mexico, *Oecologia*, *88*, 362-366.
- García-Montiel, D. C., P. A. Steudler, M. C. Piccolo, J. Melillo, C. Neill, and C. C. Cerri (2001), Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon, *Global Biogeochem. Cycles*, *15*, 1021-1030.
- García-Montiel, D. C., P. A. Steudler, M. C. Piccolo, J. Melillo, C. Neill, and C. C. Cerri (2003), Nitrogen oxide emissions following wetting of dry soils in forest and pastures in Rondônia, *Biogeochemistry*, *64*, 319-336.
- Hanson, R. S., and T. E. Hanson (1996), Methanotrophic bacteria, *Microbiol. Rev.* *60*, 439-471.
- Hirsch, A., W. S. Little, R. A. Houghton, N. A. Scott, and J. D. White (2004), The net carbon flux due to deforestation and forest regrowth in the Brazilian Amazon: Analysis using a process-based model, *Global Change Biol.*, *10*, 908-924
- Hirsch, A. I., A. M. Michalak, L. M. Bruhwiler, W. Peters, E. J. Dlugokencky, and P. P. Tans (2006), Inverse modeling estimates of the global nitrous oxide surface flux from 1998-2001. *Global Biogeochem. Cycles*, *20*, GB 1008, doi: 10.1029/2004GB002443.
- Houweling, S., T. Rickmann, I. Aben, F. Keppler, M. Krol, J. F. Meirink, E. J. Dlugokencky, and C. Frankenberg (2006). Atmospheric constraints on global emissions of methane from plants. *Geophys. Res. Lett.*, *L15821*, doi:10.1029/2006GL026162.

- Jacob, D. J., and P. S. Bakwin (1991), Cycling of NO_x in tropical forest canopies, in *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*, edited by J. E. Roger and W. B. Whitman, pp. 237-253, Am. Soc. for Microbiol., Washington, D. C.
- Jacob, D. J., and S. C. Wofsy (1990), Budgets of reactive nitrogen, hydrocarbons, and ozone over the Amazon forest during the wet season, *J. Geophys. Res.*, *95*, 16,737-16,754.
- Kaplan, W. A., S. C. Wofsy, M. Keller, and J. M. Da Costa (1988), Emission of NO and deposition of O₃ in a tropical forest system, *J. Geophys. Res.*, *93*, 1 389-1 395.
- Kauffman, J. B., K. M. Till, and R. W. Shea (1992), Biogeochemistry of deforestation and biomass burning, in *The Impact of Human Activities on the Environment*, edited by D. A. Dunnette and R. J. O'Brien, *ACS Symp. Ser.*, *483*, 426 - 456.
- Keller, M., and W. A. Reiners (1994), Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica, *Global Biogeochem. Cycles*, *8*, 399 - 409.
- Keller, M., T. J. Goreau, S. C. Wofsy, W. A. Kaplan, and M. B. McElroy (1983), Production of nitrous oxide and consumption of methane by forest soils, *Geophys Res Lett.*, *10*, 1156-1159.
- Keller, M., W. A. Kaplan, and S. C. Wofsy (1986), Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils, *J. Geophys. Res.*, *91*, 11, 791- 11, 802.
- Keller, M., E. Veldkamp, A. M. Weitz, and W. A. Reiners (1993), Pasture age affects on soil-atmosphere trace gas exchange in a deforested area of Costa Rica, *Nature*, *365*, 244-246.
- Keller, M., R. Varner, J. D. Dias, H. Silva. P. Crill, R. C. de Oliveira Jr., and G. P. Asner (2005), Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil, *Earth Interact*, *9*(23), E1125, doi: 10.1175/E1125.1. |
- Keppler, F., J. T. G. Hamilton, M. BraB, and T. Röckmann (2006), Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature.*, *439*, 187-191.
- Kirkman, G. A., A. Gut, C. Ammann, L. V. Gatti, A. M. Cordova, M. A. L. Moura, M. O. Andreae, and F. X. Meixner (2002), Surface exchange of nitric oxide, nitrogen dioxide, and ozone at a cattle pasture in Rondônia, Brazil, *J. Geophys. Res.*, *107*(D20), 8083, doi: 10.1029/2001JD000523.
- Kirschbaum, M. U. F., D. Bruhn, D. M. Etheridge, J. R. Evans, G. D. Farquhar, R. M. Gifford, K. I. Paul, and A. J. Winters (2006), A comment on the quantitative significance of aerobic methane release by plants, *Funct. Plant Biol.*, *33*, 521 - 530.
- Klink, C. A, and R. B. Machado (2005), Conservation of the Brazilian cerrado, *Conserv. Biol.*, *19*, 707-713.
- Lashof, D. A., and D. R. Ahuja (1990), Relative global warming potentials of greenhouse gas emissions, *Nature*, *344*, 529-531.
- Leininger, S , T. Urich, M. Schlöter, L. Schwark, J. Qi, G. W. Nicol, J. I. Prosser, S. C. Schuster, and C. Schleper (2006), Archaea predominate among ammonia oxidizing prokaryotes in soils, *Nature*, *442*, 806-809.
- Lerner, J., E. Matthews, and I. Fung (1988), Methane emission from animals: A global high resolution data base, *Global Bio-geochem. Cycles*, *2*, 139 - 156.
- Levine, J. S., E. L. Winstead, D. A. B. Parsons, M. C. Scholes, R. J. Scholes, W. R. Cofer III, D. R. Cahoon Jr., and D. L. Sebacher (1996), Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) from savannas in South Africa: The impact of wetting and burning, *J. Geophys. Res.*, *101*, 23, 689-23,697.
- Lima, M. A., R. C. Boeira, V. L. S. Castro, M. A. V. Ligo, O. M. R. Cabral, R. F. Vieira, and A. J. B. Luiz (2001), Estimativa das emissões de gases de efeito estufa provenientes de atividades agrícolas no Brasil, in *Mudanças climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira*, edited by M. A. Lima, O. M. R. Cabral, and J. D. G. Miguez, pp. 169-189, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, Brazil.
- Lodge. D. J. F. N. Scatena, C. E. Asbury, and M. J. Sanchez (1991). Fine litterfall and related nutrient inputs resulting from hurricane Hugo in subtropical wet and lower montane rain forests of Puerto Rico, *Biotropica*, *23*, 336-342.
- Luizão, F., P. Matson, G. Livingston, R. Luizio, and P. Vitousek (1989), Nitrous oxide flux following tropical land clearing, *Global Biogeochem. Cycles*, *3*, 281-285.

- Luizão, R. C. C., F. J. Luizão, R. Q. Paiva, T. F. Monteiro, L. S. Sousa, and B. Kruijts (2004), Variation of carbon and nitrogen cycling process along a topographic gradient in a central Amazonian forest, *Global Change Biol*, *10*, 592-600.
- Martius, C., R. Wassmann, U. Thein, A. Bandeira, H. Rennenberg, W. Junk, and W. Seiler (1993), Methane emission from wood-feeding termites in Amazonia, *Chemosphere*, *26*, 623-632.
- Matson, P. A., C. Billow, S. Hall, and J. Zachaiassen (1996), Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane, *J. Geophys. Res.*, *101*,18, 533-18,545.
- Matson, P. A., and P. M. Vitousek (1990), Ecosystem approach for the development of a global nitrous oxide budget, *Bioscience*, *40*,667-672.
- Meixner, F. X. (1994), Surface exchange of odd nitrogen oxides, *Nova Acta Leopold.*,*288*, 299-348.
- Melack, J. M., L. L. Hess, M. Gastil, B. R. Forsberg, S. K. Hamilton, I. B. T. Lima, and M. L. M. Novo (2004), Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing, *Global Change Biol.*, *10*,530-544.
- Melack, J. M., E. M. L. M. Novo, B. R. Forsberg, M. T. F. Piedade, and L. Maurice (2009), Floodplain ecosystem processes, *Geophys. Monogr. Ser.*, doi: 1029/1029/2008GM000721, this volume.
- Melillo, J. M., P. A. Steudler, B. J. Feigl, C. Neill, D. Garcia, M.C. Piccolo, C. C. Cerri, and H. Tian (2001), Nitrous oxide emissions from forests and pastures of various ages in the Brazilian Amazon, *J. Geophys Res.*, *106*,34,179-34,188.
- Metay, A., R. Oliver, E. Scopel, J. M. Douzet, J. A. A. Moreira, F. Maraux, B. J. Feigl, and C. Feller (2007), N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (cerrados, Brazil), *Geoderma*, *114*,78-88.
- Miller, J. B., L. V. Gatti, M. T. S. d'Amelio, A. M. Crotwell, E. J. Dlugokencky, P. Bakwin, P. Artaxo, and P. P. Tans (2007), Airborne measurements indicate large methane emissions from the eastern Amazon basin, *Geophys. Res. Lett.*, *34*, L10809, doi:10.1029/2006GL029213.
- Mosier, A. R., and J. A. Delgado (1997), Methane and nitrous oxide fluxes in grass lands in western Puerto Rico, *Chemosphere*, *35*,2059-2082.
- Mosier, A. R., J. M. Duxbury, J. R. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, and D. W. Johnson (1998), Mitigation agricultural emissions of methane, *Clim. Change*, *40*,39-80.
- Nardoto, G. B., and M. M. C. Bustamante (2003), Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of central Brazil, *Pesqui. Agropecu Bras*, *38*,955-962.
- Neff, J. C., M. Keller, E. A. Holland, A. W. Weitz, and E. Veldkamp (1995), Fluxes of nitric oxide from soils following the clearing and burning of a secondary tropical rain forest, *J. Geophys Res.*,*100*, 25,913-25,922.
- Neill, C., M. C. Piccolo, P. A. Steudler, J. M. Melillo, B. J. Feigl, and C. C. Cerri (1995), Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin, *Soil Biol. Biochem.*, *27*, 1167- 1175.
- Neill, C., P. A. Steudler, D. C. Garcia-Montiel, J. M. Melillo, B. J. Feigl, M. C. Piccolo, and C. C. Cerri (2005), Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia, *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, *71*, 1 - 15
- Nepstad, D. C., et al. (1999), Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, *398*, 505 - 508.
- Nepstad, D. C., et al. (2002), The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and bio-geochemistry of an Amazon forest, *J. Geophys Res.*, *107*(D20), 8085, doi: 10.1029/2001JGD000360.
- Oliveira, O. C., I. P. Oliveira, S. Urquiaga, B. J. R. Alves, and R. M. Boddey (2004), Chemical and biological indicator of decline/degradation of Brachiaria pastures in the Brazilian cerrado, *Agric. Ecosyst. Environ.*, *103*, 289-300.
- Parker, G. G. (1985), The effect of disturbance on water and so-ute budgets of hill slope tropical rainforest in northeastern Costa Rica, Ph.D. thesis, Univ. of Ga., Athens.
- Passianoto, C. C., T. Ahrens, B. J. Feighl, P. A. Steudler, J. B. do Carmo, and J. M. Melillo (2003), Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil, *Biol. Fertil. Soils*,*38*,200-208
- Pereira. R., J. C. Zweede. G. P. Asner, and M. Keller (2002), Forest canopy damage and recovery in reduced impact and conventional logging in eastern Para, Brazil, *For. Ecol. Manage*, *168*, 77 - 89.

- Pinto, A. de S. (2003), Contribuição dos solos de cerrado do Brasil Central para as emissões de gases traço (CO₂, N₂O e NO): Sazonalidade, queimadas prescritas e manejo de pastagens degradadas, Ph.D. thesis, 114 pp.. Univ. de Brasília, Brasília.
- Pinto, A. de S., M. M. C. Bustamante, K. Kisselle, R. Burke, R. Zepp, L. T. Viana, R. F. Varella, and M. Molina (2002), Soil emissions of N₂O, NO, and CO₂ in Brazilian savannas: Effects of vegetation type, seasonality, and prescribed fires, *J. Geophys Res.*, 107(D20), 8089, doi: 10.1029/2001JD000342
- Pinto, A. de S., M. M. C. Bustamante, M. R. S. S. da Silva, K. W. Kisselle, M. Brossard, R. Kruger, R. G. Zepp, and R. A. Burke (2006), Effects of different treatments of pasture restoration on soil trace gas emissions in the cerrados of central Brazil, *Earth Interact.*, 10(1), E1146, doi:10.1175/EI1146.1.
- Pivello, V. R., and L. M. Coutinho (1992), Transfer of macronutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna), *J. Trop. Ecol.*, 8, 487-497.
- Poth, M., I. C. Anderson, H. S. Miranda, A. C. Miranda, and P. J. Riggan (1995), The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil, *Global Biogeochem. Cycles*, 9, 503-513.
- Potter, C., E. Davidson, D. Nepstad, and C. R. de Carvalho (2001), Ecosystem modeling and dynamic effects of deforestation on trace gas fluxes in Amazon tropical forests, *For. Ecol. Manage.*, 152, 97 - 17.
- Potter, C. S., E. A. Davidson, and L. V. Verchot (1996), Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption, *Chemosphere*, 32, 2219-2246
- Potter, C. S., E. A. Davidson, S. A. Klooster, D. C. Nepstad, G. H. De Negreiros, and V. Brooks (1998). Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in Brazilian Amazonia, *Global Change Biol.*, 4, 315-331
- Prather, M., and D. Ehhalt (2001), Atmospheric chemistry and greenhouse gases, in *Climate Change 2001. The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by T. Houghton et al., pp. 239-288, Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K.
- Primavesi, O., R. T. S. Frighetto, M. S. Pedreira, M. A. Lima, T. T. Berchielli, and P. F. Barbosa (2004), Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiros, *Pesqui. Agropecu. Bras.*, 39, 277-283.
- Reeburgh, W. S. (2003), Global methane biogeochemistry, in *Treatise on Geochemistry*, vol. 4, *The Atmosphere*, edited by R. F. Keeling, pp. 65-89, Elsevier, New York.
- Resck, D. V. S., J. Pereira, and J. E. da Silva (1991), Dinâmica da matéria orgânica na Região dos Cerrados, *Doc. 36*, Empresa Bras. de Pesqui. Agropecu., Planaltina, Brazil.
- Rummel, U., C. Ammann, A. Gut, F. X. Meixner, and M. O. Andreae (2002), Eddy covariance measurements of nitric oxide flux within an Amazonian rain forest, *J. Geophys Res.*, 107(D20), 8050, doi: 10.1029/2001JD000520.
- Saminêz, T. C. O. (1999), Efeito do sistema de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de cerrados, MSc. thesis, 99 pp., Univ. de Brasília, Brasília
- Sanhueza, E. (2007), Methane soil-vegetation-atmosphere fluxes in tropical ecosystems, *Interciencia*, 32, 30 - 31.
- Sano, E. E., A. O. Barcellos, and H. S. Bezerra (2000), Assessing the spatial distribution of cultivated pastures in the Brazilian Savanna, *Pasturas Trop.*, 22, 2-15.
- Scatena, F. N., S. Moya, C. Estrada, and J. D. Chinea (1996), The first five years in the reorganization of aboveground biomass and nutrient use following hurricane Hugo in Bisley Experimental watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, *Biotropica*, 28, 424 - 440.
- Seiler, W., R. Conrad, and D. Scharffe (1984), Field studies of methane emission from termite nests into the atmosphere and measurements of methane uptake by tropical soils, *J. Atmos. Chem.*, 1, 171 - 186.
- Serça, D., R. Delmas, X. L. Roux, A. B. Parsons, M. C. Scholes, L. Abbadie, R. Lensi, O. Ronce, and L. Labroue (1998), Comparison of nitrogen monoxide emissions from several African tropical ecosystems and influence of season and fire, *Global Biogeochem. Cycles*, 12, 637-651.
- Setzer, A. W., M. C. Pereira, A. C. P. Pereira, and S. O. Almeida (1998), Relatório de atividades do projeto IBDF-INPE "SEQE"-ano 1987, *Publ. INPE*

- 4534-RPE/565. INPE, Inst. Nac. de Pesqui. Espaciais, São José dos Campos, Brazil.
- Silver, W. L., J. Neff, M. McGroddy, E. Veldkamp, M. Keller, and R. Cosme (2000), Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem, *Ecosystems*, 3, 193-209.
- Silver, W. L., A. W. Thompson, M. E. McGroddy, R. K. Varner, J. D. Dias, H. Silva, P. M. Crill, and M. Keller (2005), Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils, *Global Change Biol.*, 11, 290-306.
- Spahni, R., et al. (2005), Atmospheric methane and nitrous oxide of the late Pleistocene from Antarctic ice cores, *Science*, 310, 1317-1321
- Stuedler P. A., R. D. Jones, M. S. Castro, J. M. Melillo, and D. L. Lewis (1996), Microbial controls of CH₄ oxidation in temperate forest and agricultural soils, in *Microbiology of Atmospheric Trace Gases*, edited by J. C. Murrell and D. P. Kelly, NATO ASI Ser., Ser. 1, vol. 39, pp. 69-85, Springer, Berlin.
- van Dijk, S. M., and F. X. Meixner (2001), Production and consumption of NO in forest and pasture soils from the Amazon Basin, *Water Air Soil Pollut. Focus*, 11, 119-130.
- Van Gestel, M., R. Merckx, and K. Vlassak (1993), Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: The fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates, *Soil Biol Biochem.*, 25, 109-123.
- Varella, R. F., M. M. C. Bustamante, A. S. Pinto, K. W. Kisselle, R. V. Santos, R. A. Burke, R. G. Zeep, and L. T. Viana (2004), Soil fluxes of CO₂, CO, NO and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil, *Ecol. Appl.*, 14 (sp4), 221-231.
- Varner, R. K., M. Keller, J. R. Robertson, J. D. Dias, H. Silva, P. M. Crill, M. McGroddy, and W. L. Silver (2003), Experimentally induced root mortality increased nitrous oxide emission from tropical forest soils, *Geophys. Res., Lett.*, 30(3), 1144, doi: 10.1029/2002GL016164.
- Vasconcelos, S. S., et al. (2004), Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest, *Global Biogeochem Cycles*, 18, GB2009, 10.1029/2003G002210.
- Veldkamp, E., and M. Keller (1997), Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics, *J. Geophys. Res.*, 102, 15, 89-15, 898.
- Verchot, L. V., E. A. Davidson, H. Cattânio, I. L. Ackerman, H. E. Erickson, and M. Keller (1999), Land use change and bio-geochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia, *Global Biogeochem. Cycles*, 13, 31-46
- Verchot, L. V., E. A. Davidson, J. H. Cattânio and L. L. Ackerman (2000), Land use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of eastern Amazonia, *Ecosystems*, 3, 41-56.
- Verchot, L. V., Z. Holmes, L. Mulon, P. M. Groffman, and G. M. Lovett (2001), Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of functional differences between forest types, *Soil Biol Biochem*, 33, 1889-1901.
- Verissimo, A., P. Barreto, M. Mattos, R. Tarifa, and C. Uhl (1992), Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas, *For. Ecol. Manage.*, 55, 169-199.
- Wick, B., E. Veldkamp, W.Z. de Mello, M. Keller, and P. Crill (2005), Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in central Amazonia, Brazil, *Biogeosci. Discuss.*, 2- 499 - 535.

M. M. C. Bustamante e D. A. Silva, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Asa Norte ICC Sul, Brasília, DF CEP 70910-900, Brasil. (mercedes@unb.br)

M. Keller, NEON Inc., 5340 Airport Boulevard, Boulder, CO 80301, USA.

Tradução: Ivani Pereira

Revisão: Alexandre de Siqueira Pinto, UnB.

Copyright © 2010 American Geophysical Union, Washington, D.C., USA. All rights reserved.

These materials are protected by the United States Copyright Law, International Copyright Laws and International Treaty Provisions.

Estes materiais são protegidos pela Lei de Direitos Autorais dos Estados Unidos, por Leis Internacionais de Direitos Autorais e Disposições de Tratados Internacionais.

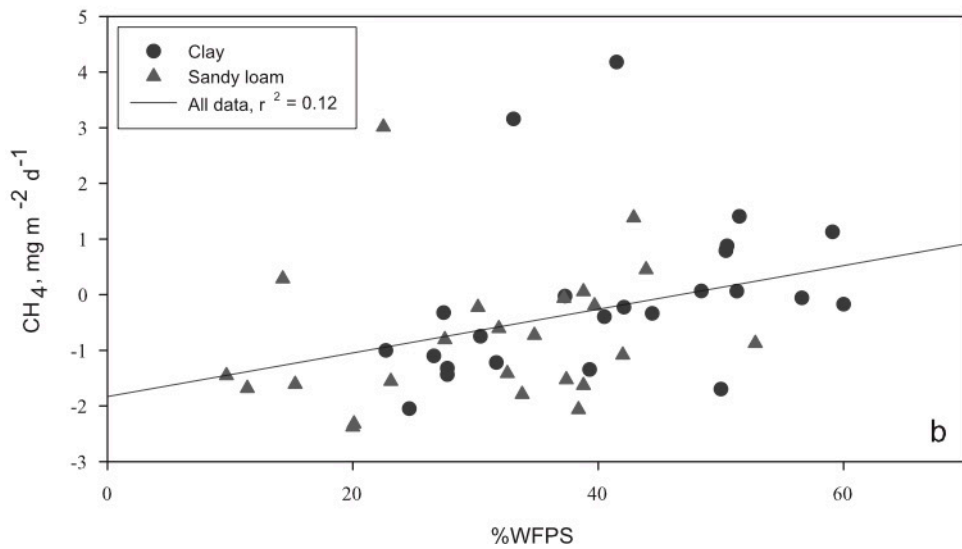
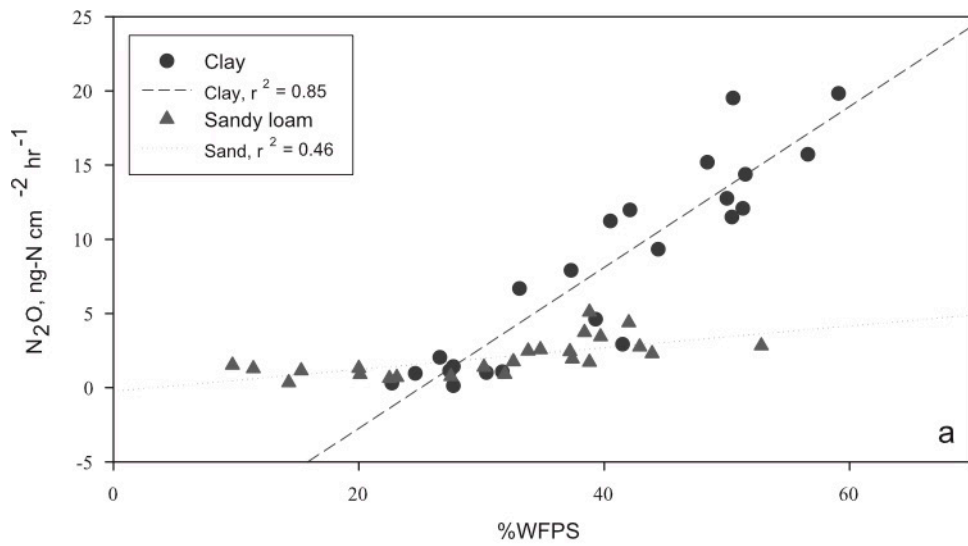


Figure 1

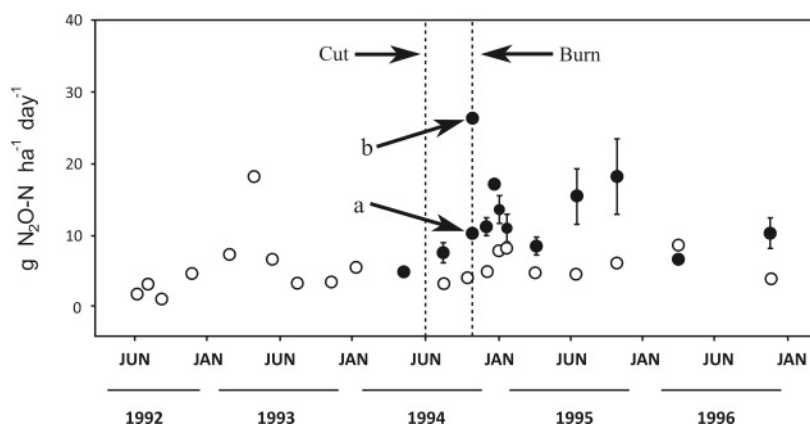


Figure 2

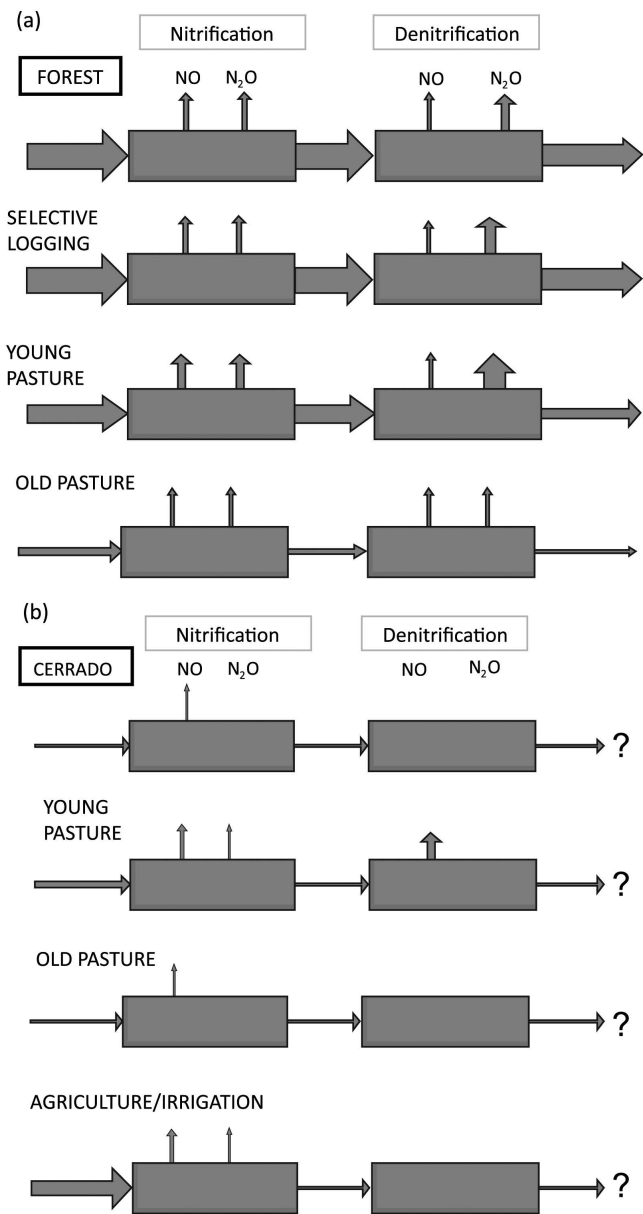


Figure 3