**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Mineralização e disponibilidade de nitrogênio em solos cultivados
com cana-de-açúcar**

Eduardo Mariano

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas**

**Piracicaba
2010**

Eduardo Mariano
Engenheiro Agrônomo

Mineralização e disponibilidade de nitrogênio em solos cultivados com cana-de-açúcar

Orientador:
Prof. Dr. **PAULO CESAR OCHEUZE TRIVELIN**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas**

Piracicaba
2010

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

Mariano, Eduardo

Mineralização e disponibilidade de nitrogênio em solos cultivados com cana-de-açúcar /
Eduardo Mariano. - - Piracicaba, 2010.
92 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.
Bibliografia.

1. Amônia 2. Cana-de-açúcar 3. Fertilidade do solo 4. Fertilizantes nitrogenados
5. Matéria orgânica do solo 6. Nitrogênio I. Título

CDD 633.61
M333m

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

À minha mãe,

Ivete Maria Galina Mariano, pelo carinho, dedicação e amor incondicional. Sempre batalhou para que meus sonhos se tornassem realidade.

Ao meu pai,

Valentim Donizetti Mariano (*in memoriam*), pelo caráter, sabedoria e determinação. Suas palavras de incentivo sempre ecoarão em minha mente.

Ao meu irmão,

Leandro Mariano, que me ensina diariamente que os gestos mais simples, são, ao mesmo tempo, os mais belos.

DEDICO

Ao meu avô,

Geraldo Galina (*in memoriam*), pessoa humilde, porém de conhecimentos inestimáveis. Nunca me esquecerei de seus sábios ensinamentos.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS, pelo dom da vida e amparo em momentos difíceis.

Ao Prof. Dr. Paulo Cesar Ocheuze Trivelin, pela inestimável orientação, amizade, incentivo e disponibilidade; levarei seus ensinamentos por toda a vida.

À Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - FEIS/UNESP, pela sólida formação acadêmica.

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ/USP, pelo ensino e infra-estrutura de excelência.

Ao Departamento de Ciência do Solo e Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, pela oportunidade concedida.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP, em especial ao Laboratório de Isótopos Estáveis - LIE, pelo suporte técnico, laboratorial e pessoal.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, pela concessão da bolsa de estudos (Processo nº 2009/04691-2) durante o período de setembro de 2009 a janeiro de 2011.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa de estudos durante os meses de março a agosto de 2009.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e Yara International ASA, pelo financiamento do projeto de pesquisa do qual este trabalho integra.

À Raudi Indústria e Comércio LTDA, pelo fornecimento do fertilizante cloreto de amônio.

Aos colegas de Pós-Graduação: Henrique Coutinho Junqueira Franco, Rafael Otto, Michele Xavier Vieira, José Marcos Leite, Emídio Cantídio Almeida de Oliveira, Raul Henrique Sartori, Murilo Impulcetto Monteiro de Moraes, Oriel Tiago Kölln, Danilo

Alves Ferreira e Caio Fortes, pela grande amizade, ensinamentos e colaboração contínua. Meus sinceros agradecimentos a todos vocês.

Aos estagiários: Guilherme Arf Torres, Maria Stefânia Cruanhes D'Andréa, Cynthia Cristina Bonassi, Luiz Renato Marques Tarifa, Rafael Teixeira Ascoli, Thiago Aurélio Bonassi, Lucas Peres Miachon e Adriano Claudino da Silva, pelo grandioso auxílio prestado durante este projeto de pesquisa.

A toda equipe do LIE - CENA/USP: Professores José Albertino Bendassolli, Helder de Oliveira e Jefferson Mortatti; aos funcionários José Aurélio Bonassi, Magda de Mello Gesualdo Bartolamei, Miguel Luiz Baldessin, Susy Eli Marques Gouveia, Juliana Graciela Giovannini, Bento Moçambique de Moraes Neto, Clélber Vieira Prestes e Glauco Arnold Tavares, pelo excelente ambiente de trabalho e laços de amizade construídos. Em especial ao Hugo Henrique Batagello, pela irrestrita disponibilidade, amizade e ensinamentos.

Aos demais pós-graduandos e estagiários do LIE - CENA/USP, pelo ótimo convívio e momentos de descontração compartilhados.

Às Usinas Iracema – Grupo São Martinho e São Luiz - Abengoa Bionergia, pela concessão de áreas para pesquisa, bem como pelo apoio logístico, vital para a realização dos estudos.

Ao Renato Shinkai Gentil, João Luiz Nunes Carvalho, José Eduardo Holler Branco e José Thiago das Neves Neto, pela estadia na república em vários momentos deste projeto.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, participaram de mais esta etapa da minha vida.

MUITO OBRIGADO!

“NA NATUREZA, NADA SE PERDE, NADA SE CRIA, TUDO SE TRANSFORMA”
ANTOINE LAURENT LAVOISIER (1743-1794), QUÍMICO FRANCÊS

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
Referências	18
2 NITROGÊNIO MINERALIZÁVEL EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR	21
Resumo	21
Abstract	21
2.1 Introdução	22
2.2 Material e métodos	23
2.3 Resultados e discussão.....	27
2.4 Conclusões.....	37
Referências	38
3 VARIAÇÃO TEMPORAL DO N INORGÂNICO EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR	43
Resumo	43
Abstract	43
3.1 Introdução	44
3.2 Material e métodos	45
3.3 Resultados e discussão.....	50
3.4 Conclusões.....	62
Referências	63
4 EFICIÊNCIA DE UM COLETOR ABERTO NA QUANTIFICAÇÃO DE N-NH ₃ VOLATILIZADO DA URÉIA APLICADA SOBRE PALHADA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM CONDIÇÕES DE CAMPO.....	69
Resumo	69

Abstract.....	69
4.1 Introdução	70
4.2 Material e métodos	72
4.3 Resultados e discussão	75
4.4 Conclusões	84
Referências.....	84
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
Referências.....	91

RESUMO

Mineralização e disponibilidade de nitrogênio em solos cultivados com cana-de-açúcar

A colheita sem queima da cana-de-açúcar favorece o acúmulo de resíduos na superfície, aumentando os teores de C e N no solo. A quantificação do N mineralizado é de grande interesse, pois a matéria orgânica do solo (MOS) é o principal reservatório de N para as plantas. Embora a mineralização da MOS forneça quantidades apreciáveis de N mineral, a fertilização nitrogenada se faz necessária para a manutenção de produtividades elevadas na cultura. Devido à espessa camada de palha, a aplicação dos fertilizantes nitrogenados é realizada geralmente sobre o solo, intensificando o processo de volatilização de NH_3 quando a uréia é utilizada. A primeira parte deste estudo avaliou e comparou métodos biológicos para estimativa do N mineralizável em solos cultivados com cana-de-açúcar. Foram utilizadas amostras de cinco solos, coletadas nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. As amostras de solo foram incubadas aerobiamente a 35°C, durante 32 semanas, e anaerobiamente (*waterlogged*) a 40°C, por 7 dias. Os teores de areia, silte e argila foram os melhores índices para estimar o N mineralizável do solo. Na incubação aeróbia de longa duração, o N mineralizado acumulado apresentou maior sensibilidade em relação N potencialmente mineralizável para a predição da mineralização líquida de N. A incubação anaeróbia de curta duração pode ser utilizada em rotina de laboratórios. A manutenção do N-NH_4^+ pré-existente nas amostras proporcionou melhores estimativas do N mineralizável do solo com o método da incubação anaeróbia. O segundo experimento avaliou a variação temporal do N inorgânico em um LATOSSOLO VERMELHO distrófico (LVd) e LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico (LVAe) relacionada à fertilização nitrogenada em soqueiras de cana-de-açúcar. Os tratamentos constaram das fontes: Ajifer[®], cloreto de amônio, nitrato de amônio, uréia e YaraBela NitromagTM, na dose de 100 kg ha⁻¹ de N; uréia nas doses: 50, 100, 150 e 200 kg ha⁻¹ de N e uma testemunha. No LVd, o Ajifer[®] e YaraBela NitromagTM inicialmente aumentaram os teores de N-NH_4^+ na camada de 0-20 cm, enquanto que a aplicação de YaraBela NitromagTM, nitrato de amônio, Ajifer[®] e as doses de 150 e 200 kg ha⁻¹ de N-uréia incrementaram a quantidade de N-NO_3^- nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Após 44 dias, o N mineral do solo decresceu abruptamente devido à absorção pelas plantas e imobilização microbiana. A aplicação de N no LVAe não modificou a disponibilidade do nutriente no solo. O terceiro ensaio avaliou a eficiência de um coletor aberto na quantificação do N-NH_3 volatilizado da uréia aplicada sobre a palhada de cana-de-açúcar. As perdas de N-NH_3 foram estimadas pelo coletor semi-aberto estático (CSA) e coletor aberto com absorvedor envolto em película de politetrafluoroetileno (CA). A uréia foi aplicada superficialmente e em faixa, em tratamentos que corresponderam às doses de 50, 100, 150 e 200 kg ha⁻¹ de N. O CA não alterou a quantidade de N-NH_3 volatilizada em relação ao CSA. A eficiência do CA variou de forma não-linear, em função da taxa de N-NH_3 volatilizado, com valor médio de 58,4% na faixa de 100 a 200 kg ha⁻¹ de N-uréia.

Palavras-chave: *Saccharum* spp.; Matéria orgânica do solo; N mineralizável; N mineral; Volatilização de amônia

ABSTRACT

Nitrogen mineralization and availability in soils cropped with sugarcane

Harvesting sugarcane without burning favors the straw surface accumulation and C and N storage. Quantification of N mineralization is of great importance because soil organic matter (SOM) is the major N pool for plants. Although SOM mineralization provide appreciable amounts of mineral N, the fertilization is necessary for maintaining high yields. Due to the thick straw layer, the N fertilizer is applied normally above the residue, enhancing the NH_3 volatilization process when urea is used. The first part of this study evaluated and compared biological methods to estimate N mineralization in soils cropped with sugarcane. Five soils samples were collected at 0-20, 20-40 and 40-60 cm depths. The soil samples were incubated aerobically at 35°C for 32 weeks, and anaerobic (*waterlogged*) at 40°C for 7 days for determination of net soil N mineralization. The sand, silt and clay fractions were the best indices for estimating soil N mineralization. The mineralized N accumulated in the long-term aerobic incubation showed higher sensitivity towards N mineralization potential to predict net N mineralization. The short-term anaerobic incubation can be used in laboratories routine. Maintaining the pre-existing NH_4^+ -N of samples was advantageous to improve the mineralizable soil N estimation with the anaerobic incubation method. The second experiment evaluated the temporal inorganic N variation in a Typic Hapludox (TH) and Typic Eutruxox (TE), related to N fertilization of a sugarcane ratoon. The treatments were the sources: Ajifer[®], ammonium chloride, ammonium nitrate, urea and YaraBela Nitromag[™], at 100 kg ha⁻¹ N dose; urea rates: 50, 100, 150 and 200 kg ha⁻¹ N and a control. In TH, the Ajifer[®] and YaraBela Nitromag[™] initially increased the levels of NH_4^+ -N at the 0-20 cm depth, while Ajifer[®], ammonium nitrate, YaraBela Nitromag[™] and rates of 150 and 200 kg ha⁻¹ urea-N raised the amount of NO_3^- -N at 0-20 and 20-40 cm depths. After 44 days, mineral N decreased sharply due to the N uptake by plants and microbial immobilization. The N sources and N-urea rates in TE did not change the soil N availability. The third trial evaluated the effectiveness of an open collector for quantification of NH_3 -N volatilized from urea applied on sugarcane trash blankets. The NH_3 -N losses were estimated by semi-open static collector (SOC) and open collector absorber wrapped in polytetrafluoroethylene film (OC). Urea was applied in band on soil surface at rates of 50, 100, 150 and 200 kg ha⁻¹ N. The OC did not alter the amount of NH_3 -N in relation to SOC. The OC effectiveness ranged non-linearly with the NH_3 -N rate and showed an average of 58.4% on the range of 100 to 200 kg ha⁻¹ urea-N.

Keywords: *Saccharum* spp.; Soil organic matter; Mineralizable N; Mineral N; Ammonia volatilization

1 INTRODUÇÃO

A cana-de-açúcar é uma Poaceae cultivada mundialmente nas regiões tropicais e subtropicais. O Brasil é considerado o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e o país com maior potencial de expansão em área plantada com a cultura. Estima-se que na safra 2009/2010, a área brasileira cultivada com cana-de-açúcar irá superar 7,5 milhões de hectares, com a produção anual situando-se em torno de 650 milhões de toneladas. O Estado de São Paulo deve contribuir com 57% da produção canavieira nacional, com área total da cultura de cerca de 4,3 milhões de hectares (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB, 2010).

O etanol, bicomcombustível derivado da cana-de-açúcar, apresenta como vantagens aos combustíveis fósseis, redução média de 85% nas emissões dos gases do efeito estufa (BÖRJESSON, 2009), diminuição na dependência do país aos derivados de petróleo (OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009) e menor custo de produção por litro (LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009). O setor sucroalcooleiro contribui e possui condições de ampliar sua atuação como fornecedor de energia limpa e renovável, tanto em etanol como na co-geração de eletricidade proveniente da queima do bagaço e da palha (OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009). As usinas e destilarias brasileiras geram energia elétrica para uso próprio e ainda produzem excedentes, que são vendidos às concessionárias, para a complementação da demanda energética nacional.

A queima prévia da cana-de-açúcar favorece a colheita e as operações de corte, carregamento e transporte dos colmos, porém emite para a atmosfera grandes quantidades de C e N (MITCHELL; THORBURN; LARSEN, 2000). Nos últimos anos, por razões ambientais e econômicas, o corte manual precedido da queima das folhas e ponteiros da cana-de-açúcar, no Estado de São Paulo, tem sido progressivamente substituído pela colheita mecanizada sem despalha a fogo (SMEETS et al., 2008). Com isso, quantidades apreciáveis de resíduos culturais, denominadas de palhada, são depositadas na superfície do solo, promovendo, entre outras vantagens, melhorias na fertilidade, formação e estabilização de agregados, redução do escoamento superficial da água (*runoff*) e atividade microbiana (BAYER; MIELNICZUK, 2008).

Com a adição de material orgânico ao solo, o equilíbrio entre a mineralização e imobilização do N é afetada, já que ambos os processos ocorrem simultaneamente, e a relação C/N do material determinará qual deles será predominante (CASSMAN; MUNNS, 1980). Assim, a palhada de cana-de-açúcar, que possui relação C/N da ordem de 100, poderá acentuar a imobilização do N inorgânico disponível no solo para sustentar o crescimento da população de microrganismos, promovido pela abundância de C como fonte de energia. A metabolização do substrato reduz gradualmente a relação C/N, chegando a um ponto em que os microrganismos não necessitam do N inorgânico, ocorrendo dessa forma, a mineralização líquida e o consequente aumento na disponibilidade de N no solo (CANTARELLA, 2007).

A quantificação do N mineralizado a partir fração orgânica de N do solo é de grande interesse, visto que a matéria orgânica é o principal reservatório de N para as plantas. Desse modo, métodos biológicos, caracterizados por incubações de solos em condições aeróbias e anaeróbias em laboratório (KEENEY; BREMNER, 1966; STANFORD; SMITH, 1972) podem determinar o N potencialmente mineralizável, embora nem sempre extrapoláveis para condições de campo, dada as condições ótimas de temperatura e umidade em que as amostras são incubadas, além da prévia desagregação do solo. Os métodos químicos, por sua vez, envolvem o ataque da MOS com ácidos, bases ou agentes oxidantes fortes, extraindo grande quantidade de N orgânico, porém muitas vezes com resultados insatisfatórios (KEENEY, 1982).

Embora a mineralização da matéria orgânica forneça quantidades apreciáveis de N inorgânico ao solo, a obtenção de produtividades elevadas na cana-de-açúcar é conseguida por meio da suplementação com fertilizantes nitrogenados. Entretanto, a contribuição do N-fertilizante para o total de N assimilado pelas plantas de cana-de-açúcar é baixa, geralmente é inferior a 20% (TRIVELIN et al., 1995; AMBROSANO et al., 2005). O principal destino do N-fertilizante não absorvido pelas plantas possivelmente seja o solo (CHAPMAN; HAYSOM; SAFFIGNA, 1992), imobilizado pela biomassa microbiana, e posteriormente à matéria orgânica. A lixiviação NO_3^- também deve ser considerada, apesar das pequenas quantidades de N lixiviadas em solos cultivados com cana-de-açúcar no Brasil (TRIVELIN et al., 2002; GHIBERTO et al., 2009). Este processo pode ganhar importância no início do ciclo da cultura, em função

do sistema radicular incipiente, ocorrendo deslocamento vertical de NO_3^- proveniente da mineralização da MOS. Da mesma maneira, perdas de N_2 e N_2O por desnitrificação são variáveis, com pequenas perdas atribuídas ao N-fertilizante (WEIER et al., 1996).

A mudança da colheita para o sistema sem queima trouxe algumas complicações quanto ao manejo da adubação nitrogenada na cana-de-açúcar, dentre elas o modo de aplicação do fertilizante. A presença de resíduos da cultura recobrando o solo praticamente inviabiliza a incorporação mecânica da uréia, fonte de N mais utilizada globalmente, devido aos custos elevados e baixo rendimento operacional. Com isso, o fertilizante amídico é aplicado superficialmente, favorecendo as perdas de NH_3 por volatilização, que podem chegar a valores da ordem de 30% em muitos casos (PRAMMANNE et al., 1989; COSTA et al., 2003).

O processo de volatilização de NH_3 pode ser estimado por meio de sistemas coletores, que capturam a amônia volatilizada do solo em um meio ácido. Dentre os sistemas desenvolvidos, destaca-se o coletor semi-aberto estático. Entretanto, Lara Cabezas et al. (1999) observaram baixa eficiência desse coletor na captura do N- NH_3 volatilizado, devido à reduzida circulação de ar no interior da câmara. Este problema pode ser minimizado pelo uso de um sistema coletor aberto (ALVES, 2006), que possibilita o fluxo livre de ar, aumentando a retenção de NH_3 no sistema absorvedor do aparelho.

Diante do exposto, é possível formular as seguintes hipóteses:

1. O N mineralizável do solo é estimado adequadamente por meio da incubação aeróbia de longa duração e anaeróbia de curta duração;
2. A fertilização nitrogenada aumenta a disponibilidade inicial de N mineral no solo, com posterior decréscimo devido à absorção pelas plantas e imobilização microbiana;
3. A eficiência de um coletor aberto é superior ao sistema semi-aberto, devido à maior circulação de ar na região de captura do NH_3 volatilizado da uréia aplicada sobre a palha de cana-de-açúcar.

Com base nas hipóteses acima mencionadas, o objetivo do trabalho foi avaliar a mineralização e disponibilidade de N em solos do Estado de São Paulo, Brasil, cultivados com cana-de-açúcar no ciclo de soqueira, determinando: (i) métodos

biológicos para estimativa do N mineralizável; (ii) a variação temporal do N inorgânico relacionada à aplicação de fontes e doses de N e (iii) a eficiência de um coletor aberto na quantificação do N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada sobre a palhada de cana-de-açúcar.

Referências

ALVES, A.C. **Métodos para quantificar a volatilização de N-NH₃ em solo fertilizado com uréia**. 2006. 41 p. Dissertação (Mestrado em Qualidade e Produtividade Animal) - Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2006.

AMBROSANO, E.J.; TRIVELIN, P.C.O.; CANTARELLA, H.; AMBROSANO, G.M.B.; SCHAMMASS, E.A.; GUIRADO, N.; ROSSI, F.; MENDES, P.C.D.; MURAOKA, T. Utilization of nitrogen from a green manure and mineral fertilizer by sugarcane. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, p. 534-542, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7-18.

BÖRJESSON, P. Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective – What determines this? **Applied Energy**, London, v. 86, p. 589-594, 2009.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CASSMAN, K.G.; MUNNS, D.N. Nitrogen mineralization affected by soil moisture, temperature and depth. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 1233-1237, 1980.

CHAPMAN, L.S.; HAYSOM, M.B.C.; SAFFIGNA, P.G. N cycling in cane fields from ¹⁵N labeled trash and residual fertilizer. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Brisbane, v. 14, p. 84-89, 1992.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, safra 2010/2011 - segundo levantamento**. Brasília, 2010. 18 p.

COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 631-637, 2003.

GHIBERTO, P.J.; LIBARDI, P.L.; BRITO, A.S.; TRIVELIN, P.C.O. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 1443-1448, 2009.

KEENEY, D.R. Nitrogen – availability indices. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Chemical and microbiological properties**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1982. pt. 2, p. 711-733. (Agronomy Series, 9)

KEENEY, D.R.; BREMNER, J.M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, Madison, v. 58, p. 498-503, 1966.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLLI, J.A.; SANTANA, D.G.; GASCHO, G.J. Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 30, p. 389-406, 1999.

LUO, L.; VAN DER VOET, E.; HUPPES, G. Life cycles assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 13, p. 1613-1619, 2009.

MITCHELL, R.D.J.; THORBURN, P.J.; LARSEN, P. Quantifying the loss of nutrients from the immediate area when sugarcane residues are burnt. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Bundaberg, v. 22, p. 206-211, 2000.

OMETTO, A.R.; HAUSCHILD, M.Z.; ROMA, W.N.L. Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Berlin, v. 14, p. 236-247, 2009.

PRAMMANEE, P.; SAFFIGNA, P.G.; WOOD, A.W.; FRENEY, J.R. Loss of nitrogen from urea and ammonium sulphate applied to sugar cane crop residues. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Mackay, v. 11, p. 76-84, 1989.

ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, p. 13-23, 2007.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. II. Deslocamento vertical e horizontal de NO_3^- e NH_4^+ no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19, p. 1103-1108, 1984.

SMEETS, E.; JUNGINGER, M.; FAAIJ, A.; WALTER, A.; DOLZAN, P.; TURKENBURG, W. The sustainability of Brazilian ethanol: an assessment of the possibilities of certified production. **Biomass & Bioenergy**, Oxford, v. 32, p. 781-813, 2008.

STANFORD, F.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 465-472, 1972.

TRIVELIN, P.C.O.; VICTORIA, R.L.; RODRIGUES, J.C.S. Aproveitamento por soqueira de cana-de-açúcar de final de safra do nitrogênio da aquamônia-¹⁵N e uréia-¹⁵N aplicado ao solo em complemento à vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, p. 1375-1385, 1995.

TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, M.W.; VITTI, A.C.; GAVA, G.J.C.; BENDASSOLLI, J.A. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 193-201, 2002

WEIER, K.L.; McEWAN, C.W.; VALLIS, I.; CATCHPOOLE, V.R.; MYERS, R.J. Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 47, p. 67-79, 1996.

2 NITROGÊNIO MINERALIZÁVEL EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR

Resumo

Como a matéria orgânica do solo é o grande reservatório de nitrogênio para as plantas, há muito tempo têm-se buscado métodos que auxiliem a estimar quanto de N mineral o solo pode disponibilizar aos vegetais. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar a incubação aeróbia de longa duração e anaeróbia de curta duração, como métodos preditores do N mineralizável em solos cultivados com cana-de-açúcar. Foram utilizados cinco solos do Estado de São Paulo, Brasil, coletados nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, nas entrelinhas de soqueiras da cultura, em locais que não receberam fertilização prévia com N. As amostras de solo foram incubadas aerobiamente a 35°C, durante 32 semanas, e anaerobiamente (*waterlogged*) a 40°C, por 7 dias, para determinação da mineralização líquida de N no solo. Os teores de areia, silte e argila foram os melhores índices para estimar o N mineralizável. A fração do N passível de mineralização é mais bem estimada na profundidade de 0-40 cm, atribuída principalmente ao maior teor de N total do solo. Na incubação aeróbia de longa duração, o N mineralizado acumulado (N_{mac}) apresentou maior sensibilidade em relação N potencialmente mineralizável (N_0) para a predição da mineralização líquida de N. A incubação anaeróbia de curta duração pode ser utilizada em laboratórios de rotina, pois estimou adequadamente o N_{mac} e o N_0 do solo. A manutenção do N-NH_4^+ pré-existente nas amostras foi vantajosa, por proporcionar melhores estimativas do N mineralizável do solo e aumentar a operacionalidade da incubação anaeróbia.

Palavras-chave: *Saccharum* spp.; Mineralização de N; Incubação aeróbia; Incubação anaeróbia

Abstract

As the soil organic matter is the major pool of nitrogen for plants, methods to estimate the soil N supplying capacity for crops have long been studied. Thus, the objective was to evaluate and compare the long-term aerobic incubation and short-term anaerobic incubation methods as predictors of mineralizable N in five soils cropped with sugarcane in Sao Paulo State, Brazil. Soil samples were collected between the ratoon lines at 0-20, 20-40 and 40-60 cm depths, in places that have not received previous N fertilization. The soil samples were incubated aerobically at 35°C for 32 weeks, and anaerobic (*waterlogged*) at 40°C for 7 days for determination of net N mineralization. The sand, silt and clay fractions were the best indices for estimating soil N mineralization. Soil N mineralizable fraction was more accurately estimated at 0-40 cm depth, attributed mainly to higher total N concentration. In the long-term aerobic incubation, the mineralized N accumulated (N_{min}) showed higher sensitivity towards N mineralization potential (N_0) to predict net N mineralization. The short-term anaerobic incubation can be used in routine laboratories, since estimated well the N_{min} and soil N_0 . Maintaining the pre-existing $\text{NH}_4^+\text{-N}$ of samples was advantageous to improve the

mineralizable soil N estimation and to increase the operational capability of anaerobic incubation method.

Keywords: *Saccharum* spp.; N Mineralization; Aerobic incubation; Anaerobic incubation

2.1 Introdução

Os solos geralmente possuem elevado estoque de nitrogênio orgânico, porém apenas uma pequena fração (1 a 3%) é mineralizada durante o ciclo de cultivo (KEENEY, 1982). Este fato é explicado pela mistura heterogênea de compostos de variável estabilidade, incluindo resíduos culturais e animais, biomassa microbiana, metabólitos microbianos e materiais húmicos de alta recalcitrância (CURTIN; McCALLUM, 2004). Com a colheita mecanizada sem despalha a fogo da cana-de-açúcar, as folhas (verdes e secas), ponteiros e pedaços de colmos são cortados e lançados sobre a superfície do solo, formando uma cobertura vegetal denominada de palhada. Com a adição deste material orgânico ao solo, poderá ocorrer a mineralização do N, por meio da ação dos microrganismos, assim como a imobilização do nutriente pela biomassa microbiana (VITTI et al., 2008). Os processos de mineralização e imobilização ocorrem simultaneamente e a quantidade de N do material em decomposição determinará, em grande parte, qual deles será predominante (CASSMAN; MUNNS, 1980).

O processo de mineralização pode ser estimado de forma global por meio de modelos que buscam representar matematicamente a dinâmica do ciclo do N no solo (CAMARGO; GIANELLO; VIDOR, 1997). Estes modelos podem ser utilizados para estimar a mineralização do N orgânico por meio de ensaios de incubação-lixiviação do solo, com o objetivo principal de estimar o N potencialmente mineralizável (N_0), que pode ser entendido como a provável liberação de N mineral da reserva orgânica do solo para a solução em um determinado período de tempo (CAMARGO et al., 2008).

O modelo matemático mais comumente utilizado para determinar o potencial de mineralização do N do solo foi desenvolvido por Stanford e Smith (1972), em que amostras de solo são incubadas aerobicamente por um período de 32 semanas. Neste método, o N_0 é definido como a fração do compartimento do N do solo considerada suscetível à mineralização, em condições ótimas de temperatura e umidade solo

(WANG; SMITH; CHEN, 2003). Embora este procedimento seja reconhecido como um método referência, sua principal aplicação é como ferramenta de pesquisa, por ser laborioso e de alto consumo de tempo e custo para uso em rotina de laboratórios (CURTIN; CAMPBELL, 2007). A tentativa de reduzir o período de incubação aeróbia, realizado por Curtin e McCallum (2004), não apresentou resultados satisfatórios como preditor do N disponível no solo aos vegetais, possivelmente pela influência do pré-tratamento realizado nas amostras, bem como a presença de resíduos de plantas.

A metodologia de incubação anaeróbia (*waterlogged*) de curta duração, desenvolvida por Waring e Bremner (1964) e modificada por Keeney e Bremner (1966), consiste na determinação do NH_4^+ disponibilizado após a incubação de amostras de solo por um período de sete dias, a temperatura 40°C. Este método possui como vantagens à incubação aeróbia, a necessidade de determinação apenas do N-NH_4^+ disponibilizado; ausência de problemas na estabilidade da umidade adequada e perda de água durante a incubação; maior quantidade de N é mineralizada num mesmo período em relação às condições aeróbias; e temperaturas mais elevadas podem ser utilizadas, devido ao processo de nitrificação não ser contabilizado (KEENEY, 1982). As correlações proporcionadas pela incubação anaeróbia geralmente são satisfatórias (KEENEY; BREMNER, 1966; SOON; HAQ; ARSHAD, 2007; YAGI et al., 2009), possibilitando a adoção do método em rotina laboratorial para análise do N mineralizável no solo.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar e comparar a incubação aeróbia de longa duração e anaeróbia de curta duração como métodos preditores do N mineralizável de solos cultivados com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo.

2.2 Material e métodos

Foram utilizadas amostras de cinco solos do Estado de São Paulo, Brasil, com diferentes atributos físicos e químicos (Tabela 2.1), cultivados com cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) há muito anos e colhidos mecanicamente sem despalha a fogo a partir de 2006. As amostras compostas de solo foram coletadas em cinco municípios: Jaboticabal, Piracicaba, Pirassununga, Pradópolis e Santa Cruz das Palmeiras. As amostragens foram realizadas nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, nas

entrelinhas da soqueira da cultura, em áreas que não receberam fertilização prévia com N. Depois de secas ao ar, as amostras foram destorroadas, peneiradas (< 2 mm) e armazenadas em temperatura ambiente. O pH foi determinado em $0,01 \text{ mol L}^{-1} \text{ CaCl}_2$ (1:2,5 solo:solução - m/v) (RAIJ et al., 2001). A composição textural (areia, silte e argila) foi determinada pelo método do densímetro (GEE; BAUDER, 1986). O C total e o N total foram determinados em espectrômetro de massas contendo um analisador automático de N (modelo ANCA-GSL, 20-20, PDZ Europe, Crewe, GBR) (BARRIE; PROSSER, 1996). A determinação da matéria orgânica do solo (MOS) foi realizada com o método de Walkley-Black, com base no pressuposto de que o C orgânico representa 58% da MOS - fator de van Bemmelen: 1,724 (RAIJ et al., 2001).

Tabela 2.1 - Propriedades químicas e físicas de solos cultivados com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, de amostras coletadas nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm

Solo ⁽¹⁾	Município	Localização	Prof. cm	pH CaCl ₂	Areia	Silte	Argila g kg ⁻¹	C total	N total	C/N ⁽²⁾	MOS ⁽³⁾ g dm ⁻³
LVe (Rhodic Eustrtox)	Pradópolis	21° 15' S 48° 18' W	0-20	5,1	142	181	677	20,4	1,5	13,3	33
			20-40	5,2	137	185	678	15,2	1,2	12,5	24
			40-60	5,6	131	143	726	9,2	0,7	13,3	13
LVAe1 (Typic Eustrtox)	Santa Cruz das Palmeiras	21° 47' S 47° 11' W	0-20	5,5	320	50	630	17,3	1,1	15,9	29
			20-40	4,8	320	50	630	13,6	0,9	14,3	22
			40-60	4,6	320	40	640	9,8	0,6	16,4	17
LVd1 (Typic Hapludox)	Piracicaba	22° 35' S 47° 37' W	0-20	4,6	470	20	510	23,8	1,4	17,0	39
			20-40	4,6	450	20	530	19,8	1,0	20,4	33
			40-60	4,3	480	20	500	15,4	0,8	19,9	32
LVd2 (Arenic Kandistults)	Jaboticabal	21° 20' S 48° 03' W	0-20	5,4	637	37	326	10,4	0,5	19,0	17
			20-40	4,6	604	20	376	6,6	0,5	13,1	12
			40-60	4,2	546	27	427	6,4	0,4	17,4	9
LVAe2 (Typic Haplustox)	Pirassununga	21° 55' S 47° 10' W	0-20	6,0	696	28	276	9,3	0,6	16,3	16
			20-40	5,5	687	12	301	6,6	0,5	14,7	13
			40-60	4,9	675	24	301	4,9	0,3	16,1	9

⁽¹⁾ LVe: LATOSSOLO VERMELHO eutrófico, LVAe: LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico e LVd: LATOSSOLO VERMELHO distrófico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). Os solos entre parênteses referem à classificação da Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF, 2010). ⁽²⁾ C/N: relação C/N do solo. ⁽³⁾ MOS: matéria orgânica do solo.

A incubação aeróbia de longa duração foi realizada seguindo-se o procedimento descrito por Stanford e Smith (1972) com modificações. A mistura de solo (30 g) e areia lavada (30 g) foi colocada entre camadas de lã-de-vidro de 20 e 5 mm, inferior e superior, respectivamente, em funil de plástico com capacidade para 200 mL, utilizando-se quatro repetições. O N mineral nativo das amostras foi removido por meio da lixiviação com 200 mL de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, aplicado em frações de 100 mL, seguida pela aplicação de 50 mL uma solução nutritiva desprovida de N [$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0,002 \text{ mol L}^{-1}$, MgSO_4 $0,002 \text{ mol L}^{-1}$, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ e K_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$], sendo o excesso de umidade removido por bomba de vácuo (10 cm de Hg). Yagi et al. (2009) verificaram que a pressão de vácuo de $0,0131 \text{ MPa}$ (10 cm de Hg) reduziu a compactação da mistura solo+areia e se manteve no intervalo de pressão ótima para o método de mineralização aeróbia com lixiviação (WANG; SMITH; CHEN, 2003). Os funis foram fechados com Parafilm (Parafilm® ‘M’, American National Can™, Chicago, USA) na extremidade superior, e incubados em câmara do tipo “BOD” (modelo MA-415, Marconi Equipamentos para Laboratório LTDA, Piracicaba, BRA), calibrada a 35°C . Após os tempos de 2, 4, 6, 8, 10, 12, 16, 20, 24 e 32 semanas de incubação, fez-se a remoção das formas minerais de N dos solos com $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e solução nutritiva sem N, aplicando-se posteriormente a pressão de vácuo supracitada. Para a manutenção da umidade nas amostras incubadas, a reposição de água foi realizada a cada três dias, quando necessária. Os lixiviados foram analisados para determinação do N mineralizado ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) por meio da destilação das amostras com MgO e liga de Devarda (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001). A determinação do N mineralizado na 2ª semana foi desprezada, pois representa o fluxo inicial de N-NH_4^+ proporcionado pelo manuseio e preparo das amostras (STANFORD; SMITH, 1972; MATAR et al., 1991; SHARIFI et al., 2007). Os dados do N mineralizado acumulado (N_{mac}) em 32 semanas de incubação aeróbia foram ajustados ao seguinte modelo exponencial de primeira ordem (Eq. 2.1), descrito por Stanford e Smith (1972):

$$N_{\text{mac}} = N_0(1 - e^{-kt}) \quad (2.1)$$

Onde: N_{mac} = N mineralizado acumulado no tempo t ; N_0 = N potencialmente mineralizável; k = constante de mineralização.

A incubação anaeróbia de solos de curta duração, desenvolvida por Waring e Bremner (1964) e modificada por Keeney e Bremner (1966), constitui na determinação do N-NH_4^+ em suspensões de solo e água submetidas ou não à incubação a 40°C, por sete dias. Amostras de 5 g de solo foram adicionadas em tubos de ensaio (1,6 cm de diâmetro interno e 15 cm de comprimento) contendo 12,5 mL de água desionizada, vedados com película de Parafilm® e incubados em câmara tipo “BOD” a 40°C por sete dias. Ao fim do período, os tubos de ensaio foram agitados por cerca de 15 s, e o conteúdo transferido para um tubo de destilação com auxílio de 12,5 mL de solução de KCl 4 mol L⁻¹, divididos em três alíquotas (após diluição com a água na amostra, a concentração final do KCl foi de 2 mol L⁻¹). A determinação da quantidade de N mineralizado anaerobiamente foi obtida pelo teor de N-NH_4^+ das amostras incubadas, de acordo com a metodologia proposta por Cantarella e Trivelin (2001).

Para determinação do N potencialmente mineralizável (N_o), a equação exponencial de primeira ordem (STANFORD; SMITH, 1972) foi ajustada utilizando-se o programa científico de ajuste de curvas SigmaPlot (Versão 11.0, Systat Software Inc., San Jose, USA), que utiliza o algoritmo de Levenberg-Marquardt e um processo iterativo para estimar os parâmetros não-lineares, minimizando a soma dos quadrados dos resíduos da regressão. Foram calculados ainda os coeficientes de correlação de Pearson entre atributos físicos e químicos dos solos e os resultados da incubação aeróbia de longa duração e anaeróbia de curta duração.

2.3 Resultados e discussão

Verificou-se o aumento abrupto do N_m nos períodos iniciais da incubação aeróbia de longa duração, principalmente para as amostras de solo da camada 0-20 cm, comparativamente às profundidades subsuperficiais, ocorrendo posterior diminuição e relativa estabilização do N mineral a partir da sexta semana (Figura 2.1). Em média, 38, 45 e 48% do N_m foram obtidos até a sexta semana de incubação, respectivamente para as camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. Resultados semelhantes foram obtidos por Rhoden et al. (2006), que verificaram média de 52% do N mineralizado até a quarta semana de incubação, em 15 solos alagados do Rio Grande do Sul. Esta cinética de mineralização do N é típica em estudos de incubação de longa duração com amostras

deformadas de solo (PÖTTKER; TEDESCO, 1979; YAGI et al., 2009). A maior quantidade de N mineralizada nos períodos iniciais é atribuída às frações orgânicas de fácil mineralização, provenientes, possivelmente, da reciclagem da biomassa microbiana (BONDE; SCHNÜRER; ROSSWALL, 1988; MENGEL, 1996), estimulada pela aeração resultante do preparo e manuseio das amostras de solo que induz a um aumento da atividade microbiana (STANFORD; SMITH, 1972; CABRERA; KISSEL, 1988; YAGI et al., 2009).

O N_{mac} (Figura 2.1) na profundidade de 0-20 cm variou de 30 a 84,5 mg kg⁻¹, enquanto que na camada subsequente (20-40 cm) situou-se entre 23,2 e 52,5 mg kg⁻¹, variando entre 6,1 a 20,8 mg kg⁻¹ na profundidade de 40-60 cm. Em média, o N_{mac} na camada superficial (0-20 cm) foi aproximadamente 1,6 e 2,9 vezes superior às profundidades de 20-40 e 40-60 cm respectivamente. Assim como verificado por Salcedo, Sampaio e Alves (1985), as maiores diferenças nos valores de N_{mac} foram verificadas nas amostras de 0-20 cm, possivelmente explicada pelas variações no conteúdo e composição química da matéria orgânica e atividade microbiana nesta camada de solo (SILVA; MENDONÇA, 2007). Nas camadas subsuperficiais, em especial na profundidade de 40-60 cm, as diferenças nos resultados do N_{mac} são menos evidentes, possivelmente pela presença de MOS em frações relativamente estabilizadas (substâncias húmicas), não sendo facilmente atacadas pelos microrganismos do solo (QUALLS, 2004). A diminuição no teor de matéria orgânica no perfil do solo (Tabela 2.1) também deve ser levada em consideração.

Figura 2.1 - Nitrogênio mineralizado (N_m) e nitrogênio mineralizado acumulado (N_{mac}) de solos (em três profundidades) cultivados com cana-de-açúcar, em incubação aeróbia de longa duração

Em todas as profundidades, os valores de N_{mac} ao longo de 32 semanas de incubação foram superiores nos solos LVe e LVAe1, seguido pelo LVd1, com resultados intermediários, além dos solos LVd2 e LVAe2, com menores quantidades de N

mineralizadas. As diferenças no comportamento da mineralização acumulada do N entre os solos estudados podem ser explicadas pela composição textural dos mesmos. Os maiores valores de N_{mac} ocorreram em solos com elevado teor de argila e consequente teor reduzido de areia. Uma explicação plausível deve-se à formação de complexos organo-minerais estáveis entre a argila e a MOS (LADD; JACKSON, 1982; OADES et al., 1987; BAYER et al., 2002), promovendo a liberação gradual de N mineral para a solução do solo (CAMARGO; GIANELLO; VIDOR, 1997; RHODEN et al., 2006; YAGI et al., 2009). Contudo, em solos com elevada quantidade de areia, a possibilidade de formação destes complexos pode ser minimizada em função do menor teor de argila. Além disso, os teores de matéria orgânica podem alterar a estabilidade dos complexos organo-minerais em solos de carga variável (STEVENSON, 1994).

As quantidades mineralizadas de $N-NH_4^+$ (considerando o $N-NH_4^+$ presente inicialmente no solo) após a incubação anaeróbia de curta duração (N_{an}) para as amostras de solo na camada de 0-20 cm variaram de 21,8 a 42,6 $mg\ kg^{-1}$ (Tabela 2.2). Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Soon, Haq e Arshad (2007) (35,7 $mg\ kg^{-1}$) e Yagi et al. (2009) (29,1 $mg\ kg^{-1}$), porém abaixo do verificado por Narteh e Sahrawat (1997) (65,8 $mg\ kg^{-1}$) e acima do observado por Cantarella, Mattos Junior e Raij (1994) (8,1 $mg\ kg^{-1}$). Na profundidade de 20-40 cm, o N_{an} situou-se entre 9,8 e 21,3 $mg\ kg^{-1}$, enquanto que na camada de 40-60 cm, os resultados situaram-se entre 6,1 a 9,0 $mg\ kg^{-1}$. Assim como ocorrido para o N_{mac} , as maiores diferenças entre as quantidades de N_{an} foram identificadas na profundidade de 0-40 cm, atribuídas principalmente à composição granulométrica do solo.

Houve ajuste do N_{mac} ao modelo exponencial de primeira ordem proposto por Stanford e Smith (1972) em todos os solos e profundidades, com valores do coeficiente de determinação (R^2) que situaram entre 0,89** a 0,99** (Tabela 2.2). O R^2 dos resultados de N_{mac} ajustados à equação exponencial de crescimento foi superior nas amostras coletadas na camada de 0-20 cm, em relação às demais profundidades, explicado possivelmente pela maior taxa de mineralização da MOS durante o período de incubação. O N_0 das amostras superficiais de solo (0-20 cm) variou entre 34,5 e 90,3 $mg\ kg^{-1}$ (média de 61,7 $mg\ kg^{-1}$), enquanto que na camada de 20-40 cm os valores situaram-se entre 24,4 a 58,9 $mg\ kg^{-1}$ (média de 36,2 $mg\ kg^{-1}$). Com menores

quantidades, o N_0 da profundidade de 40-60 cm situou-se entre 17,3 e 22,7 mg kg⁻¹ (média de 18,6 mg kg⁻¹). De forma geral, é esperado existir um decréscimo no potencial de mineralização do N com o aumento da profundidade do solo (CAMPBELL; MYERS; WEIER, 1981; SALCEDO; SAMPAIO; ALVES, 1985; ALVES et al., 1999), atribuído talvez pela menor quantidade e labilidade da matéria orgânica nas camadas mais profundas.

Tabela 2.2 - Nitrogênio mineralizado em amostras de solo (três profundidades), submetidas à incubação anaeróbia e aeróbia, estimativa do potencial de mineralização do N, coeficiente de determinação do modelo exponencial simples, percentual do N total que pode ser mineralizado, constante de mineralização e tempo de meia-vida do N_0

Solo	$N_{an}^{(1)}$	$N_{mac}^{(2)}$	$N_0^{(3)}$	$R^{2(4)}$	N_0/N_{total}	$k^{(5)}$	$t_{1/2}^{(6)}$
		mg kg ⁻¹			%	semana ⁻¹	semanas
0-20 cm							
LVe	42,6	84,5	90,3	0,98**	5,9	0,073	9,5
LVAe1	34,0	64,9	80,9	0,99**	7,4	0,049	14,1
LVd1	25,6	53,2	60,0	0,96**	4,3	0,067	10,3
LVd2	24,8	31,0	42,8	0,99**	7,8	0,041	16,9
LVAe2	21,8	30,0	34,5	0,99**	6,0	0,057	12,2
Média	29,8	52,7	61,7		6,3	0,057	12,6
20-40 cm							
LVe	21,3	52,5	58,9	0,97**	4,8	0,064	10,8
LVAe1	13,4	36,7	39,3	0,97**	4,1	0,072	9,6
LVd1	13,3	31,5	31,8	0,92**	3,3	0,095	7,3
LVd2	11,1	26,2	26,7	0,98**	5,3	0,090	7,7
LVAe2	9,8	23,2	24,4	0,97**	5,4	0,074	9,4
Média	13,8	34,0	36,2		4,6	0,079	8,8
40-60 cm							
LVe	9,0	20,8	22,7	0,98**	3,3	0,066	10,5
LVAe1	8,1	21,6	21,1	0,93**	3,5	0,098	7,1
LVd1	7,4	17,7	17,4	0,89**	2,2	0,160	4,3
LVd2	3,5	14,6	14,6	0,94**	4,0	0,083	8,3
LVAe2	6,1	15,4	17,3	0,96**	5,7	0,062	11,2
Média	6,8	18,0	18,6		3,8	0,094	7,4

⁽¹⁾ N_{an} : N mineralizado em incubação anaeróbia de curta duração; ⁽²⁾ N_{mac} : N mineralizado acumulado em incubação aeróbia de longa duração; ⁽³⁾ N_0 : N potencialmente mineralizável; ⁽⁴⁾ R^2 : coeficiente de determinação do modelo exponencial simples de crescimento; ⁽⁵⁾ k: constante de mineralização; ⁽⁶⁾ $t_{1/2}$: tempo de meia-vida do N_0 . **: significativo a 1%.

O percentual do N_0 em relação ao N total dos solos (N_0/N_{total}) nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm foi, respectivamente, de 6, 5 e 4% (Tabela 2.2). Nas camadas subsuperficiais, verificou-se que os maiores valores da relação N_0/N_{total} foram obtidos nos solos com menores teores de argila (LVd2 e LVAe2). A principal hipótese, também levantada por Camargo, Gianello e Vidor (1997) e Rhoden et al. (2006), deve-se à baixa reserva de N orgânico nestes solos, que apresentaram elevada mineralização de N em relação ao conteúdo de N total nas camadas mais profundas. Devido ainda ao baixo teor de argila dos referidos solos, praticamente não existe proteção da MOS ao ataque microbiano. Assim, os principais fatores que influem na mineralização do N nesta profundidade (20-60 cm) referem-se ao grau de recalcitrância da MOS, atividade microbiana e manejo do solo (RHODEN et al., 2006).

O valor médio de k na camada superficial de solo (0-20 cm) foi de $0,057 \text{ semana}^{-1}$, enquanto que nas profundidades de 20-40 e 40-60 cm, a constante de mineralização foi de $0,079$ e $0,094 \text{ semana}^{-1}$, respectivamente (Tabela 2.2). Menores valores k na camada superficial podem ser explicados pela deposição superficial de folhas e ponteiros durante a colheita mecanizada da cana-de-açúcar. Devida à elevada relação C/N desta matéria orgânica fresca, pode ocorrer intensa imobilização do N pelos microrganismos heterotróficos, reduzindo consideravelmente a taxa de mineralização da MOS na camada superficial. Resultados semelhantes foram obtidos por Salcedo, Sampaio e Alves (1985), que avaliando o potencial de mineralização do N em solo cultivado com cana-de-açúcar, verificaram maiores valores de k nas camadas de 20-40 e 40-60 cm (ambos de $0,090 \text{ semana}^{-1}$) comparativamente às amostras superficiais (média de $0,075 \text{ semana}^{-1}$). Outros pesquisadores também observaram aumentos nos dados de k em amostras de solo coletadas na subsuperfície em relação à superfície (CASSMAN; MUNNS, 1980; CAMPBELL; MYERS; WEIER, 1981).

O $t_{1/2}$ representa a estimativa do tempo necessário para que 50% do N_0 presente no solo seja mineralizado. Assim, é possível estimar que metade do N_0 seria mineralizado em aproximadamente 13, 9 e 7 semanas, respectivamente para as profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm (Tabela 2.2). Por ser um parâmetro inversamente proporcional ao k , o $t_{1/2}$ apresentou maiores valores na profundidade de 0-20 cm, em relação às camadas profundas no solo, explicado talvez pela presença de

material vegetal de elevada relação C/N na camada superficial do solo. Os resultados obtidos no presente estudo, para a profundidade de 0-20 cm, são muito próximos dos observados por Stanford e Smith (1972), que avaliando o potencial de mineralização de N em 39 solos dos EUA, verificaram $t_{1/2}$ médio de 12,8 semanas.

Não foram verificadas correlações significativas entre os valores de pH e as quantidades de N_{mac} , N_0 e N_{an} , independente da profundidade de solo avaliada (Tabela 2.3). Apesar da ausência de correlações, sabe-se que valores baixos de pH reduzem a atividade microbiana e consequentemente a decomposição da MOS (PAUL; BLACK; CONYERS, 2001), enquanto que a mineralização do N orgânico pode diminuir sensivelmente em pH acima de 6 (ADAMS; MARTIN, 1984). Contudo, muitos trabalhos envolvendo a incubação aeróbia e anaeróbia de solos para estimativa do N mineralizável não apresentaram correlação significativa entre os índices de predição do N e o pH do solo (SAHRAWAT, 1983; DESSUREAULT-ROMPRÉ et al., 2010).

As frações granulométricas (areia, silte e argila) foram excelentes preditoras do N mineralizável no solo (Tabela 2.3). Existe uma alta correlação negativa e significativa entre a areia e o N mineralizável, que explica 99, 99 e 97% da variação das quantidades de N_{mac} , N_0 e N_{an} , respectivamente, para a camada de 0-20 cm. Na profundidade de 20-40 cm, o teor de areia consegue explicar 97, 93 e 93% da variabilidade nos valores de N_{mac} , N_0 e N_{an} , respectivamente. Da mesma forma, a argila apresentou elevada correlação positiva e significativa com as quantidades de N_{mac} , N_0 e N_{an} na profundidade de 0-20 cm, e com o N_{mac} nas camadas de 20-40 e 40-60 cm. O silte apresentou correlação positiva e significativa com o N_{an} na camada superficial, e com o N_{mac} , N_0 e N_{an} em 20-40 cm. As elevadas correlações positivas, de 0,99** e 0,97*, entre a argila e a MOS das amostras nas respectivas profundidades de 0-20 e 20-40 cm indicam que solos argilosos podem formar complexos organo-minerais (KAISER; GUGGENBERGER, 2000; BAYER et al., 2002), estocando o N orgânico (MENGEL, 1996), aumentando assim o potencial de mineralização. Por outro lado, solos arenosos tendem a exibir menores quantidades de N mineralizadas ao longo do tempo (YAGI et al., 2009), possivelmente pelos teores reduzidos de MOS, confirmada pela correlação negativa entre os teores de areia e MOS nas camadas de 0-20 e 20-40 cm ($R = -0,99^{**}$ e $-0,97^{*}$, respectivamente).

Tabela 2.3 - Coeficientes de correlação (R) entre as quantidades de N mineralizado acumulado em incubação aeróbia (N_{mac}), N potencialmente mineralizável (N_0) e N mineralizado em incubação anaeróbia (N_{an}), e os atributos (químicos e físicos) do solo

Variável ⁽¹⁾	0-20 cm			20-40 cm			40-60 cm		
	N_{mac}	N_0	N_{an}	N_{mac}	N_0	N_{an}	N_{mac}	N_0	N_{an}
	$R^{(2)}$								
pH	-0,47 ^{NS}	-0,44 ^{NS}	-0,28 ^{NS}	0,10 ^{NS}	0,29 ^{NS}	0,12 ^{NS}	0,49 ^{NS}	0,77 ^{NS}	-0,59 ^{NS}
Areia	-0,99 ^{**}	-0,99 ^{**}	-0,97 ^{**}	-0,97 ^{**}	-0,93 [*]	-0,93 [*]	-0,86 ^{NS}	-0,85 ^{NS}	-0,74 ^{NS}
Silte	0,80 ^{NS}	0,73 ^{NS}	0,90 [*]	0,96 [*]	0,97 ^{**}	0,97 ^{**}	0,58 ^{NS}	0,77 ^{NS}	0,60 ^{NS}
Argila	0,97 ^{**}	0,99 ^{**}	0,90 [*]	0,90 [*]	0,83 ^{NS}	0,83 ^{NS}	0,90 [*]	0,83 ^{NS}	0,73 ^{NS}
C total	0,74 ^{NS}	0,71 ^{NS}	0,52 ^{NS}	0,55 ^{NS}	0,42 ^{NS}	0,54 ^{NS}	0,42 ^{NS}	0,21 ^{NS}	0,49 ^{NS}
N total	0,88 [*]	0,82 ^{NS}	0,70 ^{NS}	0,89 [*]	0,81 ^{NS}	0,87 ^{NS}	0,65 ^{NS}	0,51 ^{NS}	0,68 ^{NS}
C/N	-0,83 ^{NS}	-0,74 ^{NS}	-0,81 ^{NS}	-0,30 ^{NS}	-0,41 ^{NS}	-0,26 ^{NS}	-0,41 ^{NS}	-0,66 ^{NS}	-0,38 ^{NS}
MOS	0,74 ^{NS}	0,70 ^{NS}	0,51 ^{NS}	0,46 ^{NS}	0,33 ^{NS}	0,47 ^{NS}	0,27 ^{NS}	0,06 ^{NS}	0,40 ^{NS}

⁽¹⁾ C total: C total do solo; N total; N total do solo; C/N: relação C/N do solo; MOS; matéria orgânica do solo. ⁽²⁾ **, * e ^{NS}: significativo a 1 e a 5% e não significativo, respectivamente.

O C total do solo não se correlacionou com nenhum parâmetro utilizado para estimar o N mineralizável do solo (N_{mac} , N_0 e N_{an}), nas três profundidades de estudo (Tabela 2.3). A ausência de correlação pode ser atribuída ao solo LVd1 (Piracicaba-SP), que apesar de possuir elevado teor de C total ao longo do perfil (porém de origem desconhecida), apresentou baixa mineralização líquida de N, possivelmente pela alta relação C/N do solo. Simultaneamente, o processo de (re)imobilização do N pela microbiota, passível de ocorrer em ensaios envolvendo a incubação aeróbia e anaeróbia de solos (WANG et al., 2001), pode ter atuado com grande intensidade neste solo. Com a exclusão deste ponto (LVd1) na profundidade de 0-20 cm, foi possível verificar a ocorrência de correlações altamente significativas entre o C total do solo e os índices de predição do N mineralizável, explicando 99% das variações nas quantidades de N_{mac} , N_0 e N_{an} . Nas demais camadas de solo, a exclusão do solo LVd1 não resultou em correlações significativas. Embora no presente trabalho tenha sido utilizado o C total do solo, muitos pesquisadores relataram a correlação positiva e significativa entre o C orgânico do solo e os índices para estimativa do N mineralizável (NARTEH; SAHRAWAT, 1997; SOON; HAQ; ARSHAD, 2007; DESSUREAULT-ROMPRÉ et al., 2010), e mais incomum, a ausência de correlação (CANTARELLA; MATTOS JUNIOR; RAIJ, 1994).

Foi verificada uma correlação positiva e altamente significativa entre o N total do solo e o N_{mac} , explicando 88 e 89% da variação nos resultados deste índice, respectivamente para as profundidades de 0-20 e 20-40 cm do solo. Com a remoção do solo LVd1 da análise de correlação entre o N total do solo e os índices de predição do N mineralizável, foram observados valores de R de 0,98*, 0,99** e 0,95*, respectivamente para o N_{mac} , N_0 e N_{an} na camada superficial do solo, e de 0,98* para o N_0 e N_{an} na profundidade subsequente (20-40 cm). Na camada mais profunda (40-60 cm), não foram verificadas correlações significativas, mesmo após a retirada do ponto mais discrepante (LVd1), explicado talvez pela baixa atividade microbiana e conteúdo de N total nesta camada de solo. Correlações positivas e significativas entre o N total e os parâmetros da incubação aeróbia e anaeróbia de solos, na camada superficial (0-20 cm), também foram obtidas por Rhoden et al. (2006), Soon, Haq e Arshad (2007) e Dessureault-Rompré et al. (2010).

Não foram verificadas correlações significativas entre a MOS e o N_{mac} , N_0 e N_{an} , em qualquer profundidade dos cinco solos avaliados. Descartando-se o solo LVd1 da análise desta correlação linear, foram observadas correlações positivas e altamente significativas. Os valores de R para as correlações da MOS com os parâmetros utilizados para prever o N mineralizável foram de 0,98*, 0,99** e 0,99** para as quantidades de N_{mac} , N_0 e N_{an} , respectivamente. Para as profundidades de 20-40 e 40-60 cm, todavia, a exclusão do LVd1 não promoveu a ocorrência de correlações significativas. Neste caso, pode-se inferir que em profundidades maiores, a MOS esteja associada principalmente às substâncias húmicas, caracterizadas pela elevada estabilidade e complexidade de suas moléculas, dificultando deste modo, a mineralização do N pelos microrganismos. Estes resultados confirmam que o N total do solo é um índice mais confiável para prever a mineralização líquida de N, como relatado por Yagi et al. (2009), em trabalho desenvolvido com 22 solos do Estado de São Paulo.

A relação C/N do solo não apresentou correlações significativas com os índices N_{mac} , N_0 e N_{an} , em qualquer profundidade do solo, mesmo após a retirada do solo LVd1 da análise. Apesar da relação C/N de materiais orgânicos ser uma característica muito usada em modelos matemáticos para prever a disponibilidade de N no solo

(NICOLARDOT; RECOUS; MARY, 2001), o percentual de C total do solo em relação ao N total do solo não se mostrou como um índice adequado, ao menos no presente estudo. Uma hipótese provável para o resultado encontrado se deve à evolução da MOS, passando pela incorporação da matéria orgânica fresca, até a formação de frações humificadas mais estáveis. Com isso, a mineralização do N no solo foi afetada, principalmente, pelo grau de decomposição da MOS e labilidade dos compostos orgânicos existentes. Contudo, os valores da relação C/N do solo situaram-se entre 13 e 20, próximos dos verificados por Graham, Haynes e Meyer (2002), de 15 a 19, em experimento de longa duração com cana-de-açúcar na África do Sul, e superior aos comumente reportados na literatura, de 10 a 12 (SCHLESINGER, 1995). A adição ao solo de resíduos da cultura com elevada relação C/N pode explicar o resultado obtido.

O N-NH_4^+ mineralizado durante a incubação anaeróbia de curta duração (N_{an}) apresentou correlação altamente significativa com os parâmetros de estimativa do N potencialmente mineralizável obtidos por meio da incubação aeróbia de longa duração (Tabela 2.4). O N_{an} correlacionou-se significativamente com os resultados de N_{mac} nas profundidades de solo amostradas a 0-20, 20-40 e 40-60 cm, com valores de R iguais a 0,95*, 0,98** e 0,89*, respectivamente. A mesma tendência foi verificada para a correlação entre o N_{an} e N_0 : $R = 0,94^*$, $0,98^{**}$ e $0,93^*$, respectivamente, para as camadas do solo de 0-20, 20-40 e 40-60 cm de solo. A maior parte dos trabalhos da literatura relacionando a incubação anaeróbia de curta duração com a incubação aeróbia de longa duração indicaram alta correlação entre os dois métodos (SOON; HAQ; ARSHAD, 2007; YAGI et al., 2009), embora que uma fraca correlação tenha ocorrido no trabalho de Curtin e McCallum (2004).

Tabela 2.4 - Coeficientes de correlação (R) entre as quantidades de N-NH_4^+ obtidas após incubação anaeróbia (contabilizando ou não o N-NH_4^+ pré-existente no solo), N mineralizado acumulado em incubação aeróbia (N_{mac}) e N potencialmente mineralizável (N_0)

Variável	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
	N_{mac}	N_0	N_{mac}	N_0	N_{mac}	N_0
	$R^{(1)}$					
Com N-NH_4^+ pré-existente	0,95*	0,94*	0,98**	0,98**	0,89*	0,93*
Sem N-NH_4^+ pré-existente	0,87 ^{NS}	0,91*	0,98**	0,98**	0,85 ^{NS}	0,81 ^{NS}

⁽¹⁾ **, * e ^{NS}: significativo a 1 e a 5% e não significativo, respectivamente.

De acordo com Keeney (1982), é possível desprezar a determinação do N-NH_4^+ pré-existente nas amostras de solo que seriam utilizadas posteriormente na subtração das quantidades de N-NH_4^+ mineralizadas após a incubação anaeróbia de curta duração. Seguindo esta premissa, foram estabelecidas correlações entre as quantidades de N-NH_4^+ mineralizadas no experimento de incubação anaeróbia incluindo ou não o N-NH_4^+ presente inicialmente no solo e os resultados da incubação aeróbia (Tabela 2.4). Nas profundidades de 0-20 e 40-60 cm, a não subtração do N-NH_4^+ pré-existente do solo resultou em correlação significativa e superior com os dados de N_{mac} e N_0 , enquanto que na camada intermediária (20-40 cm) este procedimento foi indiferente. Estes resultados concordaram com os de Yagi et al. (2009), em que a inclusão do N-NH_4^+ pré-existente nas quantidades de N mineralizadas aumentaram a representatividade do processo de mineralização e disponibilidade de N do solo para plantas de milho cultivadas em casa de vegetação.

É interessante destacar que a participação do N-NH_4^+ pré-existente no solo em relação ao N-NH_4^+ liberado após a incubação anaeróbia de sete dias aumentou de acordo com a profundidade. Na camada de solo situada a 0-20, 20-40 e 40-60 cm, o N-NH_4^+ pré-existente no solo representou, em média, de 25, 46 e 62% respectivamente, do N-NH_4^+ liberado após a incubação anaeróbia. Presumivelmente o N-NH_4^+ presente inicialmente no solo seja oriundo, em sua maioria, da hidrólise alcalina do N orgânico (relativamente estabilizado, na forma de complexos organo-minerais) ocorrida durante a destilação das amostras de solo (SAHRAWAT, PONNAMPERUMA, 1978). Estes resultados ajudam a confirmar que em camadas mais profundas do solo (20-60 cm), o N orgânico apresenta-se em avançado estágio de humificação, e sua ciclagem pode ser complexa, devido à presença de compostos com elevado peso molecular e diferentes solubilidades. Ainda assim, a inclusão deste N foi vantajosa, possivelmente, pelo mesmo ser parte integrante do reservatório de N mineralizável no solo (KEENEY, 1982).

2.4 Conclusões

As frações texturais do solo (areia, silte e areia) foram os melhores índices para estimar o N mineralizável de cinco solos diferentes cultivados com cana-de-açúcar. O N

mineralizável do solo foi melhor estimado na profundidade de 0-40 cm, devido principalmente ao maior teor de N total presente nesta camada. Na incubação aeróbia de longa duração, o N mineralizado acumulado apresentou maior sensibilidade em relação N potencialmente mineralizável para a predição da mineralização líquida de N, em todos os solos e profundidades avaliadas, não se fazendo necessário ajustar os dados do N mineralizado em 32 semanas à equação exponencial simples. A incubação anaeróbia de curta duração possui potencial de utilização em laboratórios analíticos de rotina, pois estimou adequadamente o N mineralizado acumulado e o N potencialmente mineralizável do solo, ambos obtidos por meio da incubação aeróbia. A manutenção do N-NH_4^+ pré-existente nas amostras é vantajosa, por proporcionar melhores estimativas do N mineralizável do solo e aumentar a operacionalidade da incubação em condições anaeróbias.

Referências

- ADAMS, F.; MARTIN, J.B. Liming effect on nitrogen use efficiency. In: HAUCK, R.D. (Ed.). **Nitrogen in crop production**. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 1984. p. 417-426.
- ALVES, G.D.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H.; SILVA, V.M. Potencial de mineralização de N e C em vinte solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 245-256, 1999.
- BARRIE, A.; PROSSER, S.J. Automated analysis of light-element stable isotopes by isotope ratio mass spectrometry. In: BOUTTON, T.W.; YAMASAKI, S. (Ed.). **Mass spectrometry of soils**. New York: Marcel Dekker, 1996. p. 1-46.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 238, p. 133-140, 2002.
- BONDE, T.A.; SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, p. 447-452, 1988.
- CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1027-1031, 1988.

CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 575-579, 1997.

CAMARGO, F.A.O.; SILVA, L.S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 87-99.

CAMPBELL, C.A.; MYERS, R.J.K.; WEIER, K.L. Potentially mineralizable nitrogen, decomposition rates and their relationship to temperature for five Queensland soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 19, p. 323-332, 1981.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. Determinação do nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. p. 271-276.

CANTARELLA, H.; MATTOS JÚNIOR, D.; RAIJ, B. van. Lime effect on soil N availability indexes as measured by plant uptake. **Communications on Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, p. 989-1006, 1994.

CASSMAN, K.G.; MUNNS, D.N. Nitrogen mineralization affected by soil moisture, temperature and depth. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 1233-1237, 1980.

CURTIN, D.; CAMPBELL, C.A. Mineralizable nitrogen. In: CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2007. chap. 46.

CURTIN, D.; McCALLUM, F.M. Biological and chemical assays to estimate nitrogen supplying power of soils with contrasting management histories. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 42, p. 737-746, 2004.

DESSUREAULT-ROMPRÉ, J.; ZEBARTH, B.J.; BURTON, D.L.; SHARIFI, M.; COOPER, J.; GRANT, C.A.; DRURY, C.F. Relationships among mineralizable soil nitrogen, soil properties, and climatic indices. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, p. 1218-12127, 2010.

EMBRPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306 p.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. pt. 1: Physical and mineralogical methods, p. 383-411. (Agronomy Series, 9).

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J.; MEYER, J.H. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 93-102, 2002.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 31, p. 711-725, 2000.

KEENEY, D.R. Nitrogen: availability indices. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Chemical and microbiological properties**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1982. pt. 2: p. 711-733. (Agronomy Series, 9).

KEENEY, D.R.; BREMNER, J.M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, Madison, v. 58, p. 498-503, 1966.

LADD, I.N.; JACKSON, R.B. Biochemistry of ammonification. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 1982. p. 173-228. (Agronomy Series, 22).

MATAR, A.E.; BECK, D.P.; PALA, M.; GARABET, S. Nitrogen mineralization potentials of selected mediterranean soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 22, p. 23-36, 1991.

MENGEL, K. Turnover of organic nitrogen in soil and its availability to crops. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 181, p. 83-93, 1996.

NARTEH, L.T.; SAHRAWAT, K.L. Potentially mineralizable nitrogen in West African lowland rice soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 76, p. 145-154, 1997.

NICOLARDOT, B.; RECOUS, S.; MARY, B. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C/N ratio of the residues. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 228, p. 83-103, 2001.

OADES, J.M.; VASSALLO, A.M.; WATERS, A.G.; WILSON, M.A. Characterization of organic matter in particle size and density fractions from a red-brown earth by solid state ¹³C N.M.R. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 25, p. 71-82, 1987.

PAUL, K.; BLACK, S.; CONYERS, M. Development of nitrogen mineralization gradients through surface soil depth and their influence on surface soil pH. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 234, p. 239-246, 2001.

PÖTTKER, D.; TEDESCO, M.J. Efeito do tipo e tempo de incubação sobre a mineralização matéria orgânica e nitrogênio total em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 3, p. 20-24, 1979.

QUALLS, R.G. Biodegradability of humic substances and other fractions of decomposing leaf litter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 1705-1712, 2004.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

RHODEN, A.C.; SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A.O.; BRITZKE, D.; BENEDETTI, E.L. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, p. 1780-1787, 2006.

SAHRAWAT, K.L. Mineralization of soil organic matter under waterlogged conditions in relation to other properties of tropical rice soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 21, p. 133-138, 1983.

SAHRAWAT, K.L.; PONNAMPERUMA, F.N. Measurement of exchangeable NH_4^+ in tropical rice soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 282-283, 1978.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ALVES, G.D. Mineralização do carbono e do nitrogênio em solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, p. 33-38, 1985.

SCHLESINGER, W.H. An overview of the carbon cycle. In: LAL, R.; KIBBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Ed.). **Advances in soil science: soils and global changes**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 9-25.

SHARIFI, M.; ZEBARTH, B.J.; BURTON, D.L.; GRANT, C.A.; COOPER, J.M. Evaluation of some indices of potentially mineralizable nitrogen in soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 1233-1239, 2007.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: UFV, 2007. p. 275-374.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 11th ed. Washington: USDA, Natural Resources Conservation Service, 2010. 344 p.

SOON, Y.K.; HAQ, A.; ARSHAD, M.A. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 38, p. 2029-2043, 2007.

STANFORD, F.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 465-472, 1972.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry:** genesis, composition and reactions. 2nd ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H.C.J.; FARONI, C.E.; OTTO, R.; TRIVELIN, M.O.; TOVAJAR, J.G. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 2757-2762, 2008.

WANG, W.J.; SMITH, C.J.; CHEN, D. Towards a standardized procedure for determining the potentially mineralizable nitrogen of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 37, p. 362-274, 2003.

WANG, W.J.; CHALK, P.M.; CHEN, D.; SMITH, C.J. Nitrogen mineralization, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1305-1315, 2001.

WARING, S.A.; BREMNER, J.M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. **Nature**, London, v. 201, p. 951-952, 1964.

YAGI, R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 385-394, 2009.

3 VARIAÇÃO TEMPORAL DO N INORGÂNICO EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR

Resumo

Como o nitrogênio possui grande capacidade para promover o crescimento das plantas, a suplementação com fertilizantes nitrogenados se faz necessária para aumentar a disponibilidade do nutriente no solo. Nesse contexto, o objeto deste estudo foi avaliar a variação temporal do N mineral em solos, em função da fertilização nitrogenada em soqueiras de cana-de-açúcar. O experimento foi realizado no Estado de São Paulo, Brasil, em dois solos: LATOSSOLO VERMELHO distrófico (LVd) e LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico (LVAe), ambos cultivados com cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. Os tratamentos constaram de fontes: Ajifer[®], cloreto de amônio, nitrato de amônio, YaraBela Nitromag[™] e uréia, na dose de 100 kg ha⁻¹; doses de N: 50, 100, 150 e 200 kg ha⁻¹ como N-uréia e uma testemunha, sem N. O N foi aplicado em faixa e na superfície do solo, sobre a palha de cana-de-açúcar, em um lado da soqueira. No LVd, as fontes Ajifer[®] e YaraBela Nitromag[™] inicialmente aumentaram os teores de N-NH₄⁺ na camada de 0-20 cm, enquanto que a aplicação de YaraBela Nitromag[™], nitrato de amônio e Ajifer[®] acresceram a quantidade de N-NO₃⁻ nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Do mesmo modo, as doses de 150 e 200 kg ha⁻¹ de N-uréia proporcionaram valores superiores de N-NO₃⁻ nas camadas de 0-20 e 20-40 cm. Após 44 dias, o N inorgânico do solo decresceu abruptamente devido à absorção pela cana-de-açúcar e aos processos de mineralização-imobilização. A aplicação de fontes e doses de N-uréia no LVAe não modificou a disponibilidade do N no solo. Entretanto, a fertilização nitrogenada em cana-de-açúcar deve ser cautelosa, principalmente em períodos de alta pluviosidade e na ausência de plantas com sistema radicular desenvolvido, possibilitando a lixiviação de N-NO₃⁻.

Palavras-chave: *Saccharum* spp.; Amônio; Nitrato; Perdas de N; Absorção de N

Abstract

As nitrogen has a great capacity to promote plant growth, N fertilization is used to increase the element availability to the plants. In this context, the aim of this study was to evaluate temporal mineral N concentration as related to N fertilization on sugarcane ratoon. The trial was performed in Sao Paulo State, Brazil, in a Typic Hapludox (TH) and a Typic Eutruxox (TE), both cropped with sugarcane harvested without burning. The treatments were the sources: Ajifer[®], ammonium chloride, ammonium nitrate, YaraBela Nitromag[™] and urea, at 100 kg ha⁻¹ N dose; N rates: 50, 100, 150 and 200 kg ha⁻¹ urea-N and a control, without N. The N was applied on sugarcane trash blanket, in one side of the ratoon line. In TH, the sources Ajifer[®] and YaraBela Nitromag[™] initially increased the levels of NH₄⁺-N at the 0-20 cm depth, while Ajifer[®], ammonium nitrate and YaraBela Nitromag[™] raised the amount of NO₃⁻-N at 0-20 and 20-40 cm depths. Similarly, rates of 150 and 200 kg ha⁻¹ urea-N provided higher values of NO₃⁻-N at the 0-20 and 20-40 cm depths. After 44 days, mineral N decreased sharply due to the N uptake by sugarcane crop and the immobilization-mineralization turnover. The The N sources and N-urea

rates in TE did not change the soil N availability. However, N fertilization of sugarcane should be done carefully, especially in periods with high rainfall and with small root system development, allowing NO_3^- -N leaching.

Keywords: *Saccharum* spp.; Ammonium; Nitrate; N Losses; N uptake

3.1 Introdução

A queima da cana-de-açúcar, realizada com o propósito de facilitar a colheita e as operações de carregamento e transporte, emite para a atmosfera terrestre mais de 70% da matéria orgânica e nutrientes presentes nos resíduos culturais (MITCHELL; THORBURN; LARSEN, 2000). Por razões ambientais, econômicas e agrônômicas, a colheita manual da cultura tem sido amplamente substituída pela colheita mecanizada sem despalha a fogo, que deposita na superfície do solo folhas secas, ponteiros e pedaços de colmos, formando uma cobertura vegetal denominada palhada. Como este resíduo orgânico apresenta relação C/N de aproximadamente 100, pode ocorrer elevada imobilização do N do solo por microrganismos (VITTI et al., 2008).

Dada a importância da cultura, o suprimento do N ao solo se faz necessário para aumentar a absorção e utilização do nutriente, levando conseqüentemente à obtenção de maiores produtividades. Todavia, estudos realizados utilizando-se o isótopo estável ^{15}N indicaram que o aproveitamento do N-fertilizante aplicado em solo cultivado com cana-de-açúcar pode variar, em média de 20 a 40% (TRIVELIN; VICTORIA; RODRIGUES, 1995; PRASERTSAK et al., 2002).

Após a fertilização nitrogenada com fonte mineral, o conteúdo de N inorgânico no solo é inicialmente aumentado, devido à solubilização da fonte de N na solução do solo (SALCEDO; SAMPAIO, 1984; ROBERTSON; THORBURN, 2007). O N-fertilizante pode estimular a mineralização do N orgânico do solo, devido ao fenômeno do efeito “*priming*”, por fornecer condições adequadas aos microrganismos heterotróficos (JANSSON; PERSSON, 1982), além de contribuir para o desenvolvimento radicular, aumentando a absorção de N, por explorar um maior volume de solo (FRIED; BROESHART, 1974). A imobilização microbiológica do N do fertilizante ocorre principalmente como N-NH_4^+ , por não necessitar de redução assimilatória pela biomassa microbiana do solo, como acontece com o N-NO_3^- (RECOUS; MARY;

FAURIE, 1990). Os processos de mineralização-imobilização representam um subciclo dentro do ciclo do N, sendo que a prevalência de um sobre o outro definirá se o solo terá maior ou menor disponibilidade de N inorgânico para as plantas.

O NO_3^- , por apresentar baixa interação química com os minerais do solo e dependendo da pluviosidade, pode ser lixiviado para camadas mais profundas, podendo atingir o lençol freático ou mesmo arrastado superficialmente no solo (*runoff*), indo poluir as águas superficiais. A lixiviação de N oriundo da mineralização da MOS muitas vezes é significativa, especialmente no início do ciclo da cultura, onde as plantas apresentam sistema radicular pouco desenvolvido (THORBURN et al., 2003). No entanto, Ghiberto et al. (2009), avaliando a lixiviação de nutrientes em solo cultivado com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, observaram perdas ínfimas de N proveniente do fertilizante, atribuída à alta demanda nutricional da cultura. Estes resultados concordaram com os verificados por Trivelin et al. (2002). As perdas por desnitrificação, embora variáveis, indicaram emissões reduzidas de N_2 e N_2O do N-fertilizante (WEIER et al., 1996).

A menor permanência do N inorgânico no solo também se deve à presença da cana-de-açúcar, principalmente quando a cultura se encontra no período de máximo crescimento (KIEHL; ESPIRONELO; OLIVEIRA, 1981; ROBERTSON; THORBURN, 2007), em que as exigências nutricionais são acentuadas (GAVA et al., 2001). Embora a assimilação do N mineral do solo por plantas represente imobilização do N, este processo é excluído da definição de imobilização adotada na ciclagem do N do solo (CANTARELLA, 2007).

Neste contexto, o objeto do estudo foi avaliar a variação temporal do N inorgânico em dois solos relacionada à aplicação de fontes e doses de N em soqueiras de cana-de-açúcar colhidas sem despalha a fogo.

3.2 Material e métodos

O estudo foi realizado no ano agrícola 2009/2010, em solos do Estado de São Paulo, Brasil, cultivados com cana-de-açúcar (primeira soqueira) colhida mecanicamente sem despalha a fogo, em área comercial da Usina Iracema - Grupo São Martinho, situada na região de Piracicaba (22°35' S; 47° 37' W; 619 m de altitude) e

na Usina São Luiz - Abengoa Bionergia, localizada em Santa Cruz das Palmeiras (21°47' S; 47°11' W; 677 m de altitude). O solo de Piracicaba foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO distrófico (LVd) e em Santa Cruz das Palmeiras como um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico (LVAe) (EMBRAPA, 2006), referentes, respectivamente, a um Typic Hapludox e Typic Eustrtox (SOIL SURVEY STAFF, 2010). A caracterização química e física dos solos (Tabela 3.1) foi realizada a partir da coleta de amostras indeformadas para determinação da densidade, pelo método do anel volumétrico (BLAKE; HARTGE, 1986), e de amostras deformadas, para análise química (RAIJ et al., 2001) e granulométrica, pelo método do densímetro (GEE; BAUDER, 1986).

O plantio da cana-de-açúcar (cultivar SP89-1115) no LVd foi realizado em 8 de março de 2008, em linhas (sulcos) espaçadas por 1,5 m. A cana planta foi colhida mecanicamente sem despalha a fogo em 15 de junho de 2009 e os resíduos culturais (ponteiros, folhas e pedaços de colmos) depositados na superfície do terreno. A massa de matéria seca da palhada deixada no campo ($17,2 \pm 3,1 \text{ Mg ha}^{-1}$) foi obtida por meio de amostragens feitas em áreas amostrais de 1 m^2 (20 repetições). No LVAe, a cana-de-açúcar (cultivar SP81-3250) foi plantada em 22 de março de 2008, em sulcos de 1,5 m de distância entre si, com colheita mecânica da cana planta realizada em 22 de junho de 2009. A massa da matéria seca da palha residual foi de $18,5 \pm 3,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (13 amostragens). Nas duas áreas experimentais, a cana-de-açúcar vem sendo cultivada sucessivamente há muitos anos, com longo histórico de corte manual com queima prévia do canavial, sendo a colheita mecanizada da cultura sem queima das folhas e ponteiros somente foi adotada recentemente, em ambos os locais.

Tabela 3.1 - Caracterização química e física do LVd (Typic Hapludox) e LVAe (Typic Eutruxox), nos primeiros 100 cm de profundidade

Profundidade cm	pH CaCl ₂	MOS ⁽¹⁾ g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	S mg dm ⁻³	K mmol _c dm ⁻³	Ca mmol _c dm ⁻³	Mg mmol _c dm ⁻³	Al mmol _c dm ⁻³	H+Al mmol _c dm ⁻³	CTC mmol _c dm ⁻³	V %	Areia g kg ⁻¹	Argila g kg ⁻¹	Densidade ⁽²⁾ kg m ⁻³
LVd														
0-20	4,6	39	29	33	4,3	13	6	5	72	95,3	24	470	510	1.350
20-40	4,6	33	29	50	4,6	29	12	5	80	125,6	36	450	530	1.340
40-60	4,3	32	5	95	4,9	13	8	11	98	123,9	21	480	500	1.160
60-80	4,1	24	2	107	5,5	8	6	13	98	117,5	17	400	580	1.200
80-100	4,2	22	1	105	4,0	9	8	13	88	109,0	19	440	530	1.180
LVAe														
0-20	5,5	29	8	27	0,7	49	13	0	28	90,7	69	320	630	1.450
20-40	4,8	22	16	92	0,3	33	10	2	42	85,3	51	320	630	1.470
40-60	4,6	17	2	116	0,2	19	8	4	42	69,2	39	320	640	1.320
60-80	4,7	13	1	117	0,2	16	7	2	34	57,2	41	300	660	1.260
80-100	4,9	12	1	113	0,1	16	7	1	34	57,1	40	300	660	1.180

⁽¹⁾ MOS: matéria orgânica do solo. ⁽²⁾ Densidade: densidade aparente do solo.

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos das seguintes fontes e doses de N: Ajifer (Ajifer 8[®], Ajinomoto Interamericana Ind. Com., São Paulo, BRA), cloreto de amônio, nitrato de amônio, uréia e YaraBela Nitromag (YARA International ASA, Olso, NOR), todos na dose de 100 kg ha⁻¹ de N, e doses de N: 50; 100; 150 e 200 kg ha⁻¹ de N-uréia. Incluiu-se um tratamento testemunha, sem adição de N. Os fertilizantes nitrogenados foram aplicados manualmente na superfície da palhada residual da cana-de-açúcar, em um lado da soqueira (a 20 cm da linha da cultura), aos 105 (setembro de 2009) e 122 dias após a colheita da cana planta (outubro de 2009), respectivamente no LVd e LVAe. Adicionalmente ao N, aplicou-se em todos os tratamentos do LVd e LVAe, respectivamente, 90 e 150 kg ha⁻¹ de K₂O, na forma de cloreto de potássio, além de 35 kg ha⁻¹ de P₂O₅, na forma de superfosfato triplo no LVAe, conforme recomendações de Espironelo et al. (1997). As parcelas experimentais do LVd possuíam dimensões de 15 m x 15 m (10 sulcos), enquanto que no LVAe, as repetições de cada tratamento continham 15 m x 12 m (8 sulcos).

O fertilizante líquido Ajifer[®] é um co-produto da síntese do ácido glutâmico, apresentando relativa heterogeneidade nos teores dos nutrientes devida à obtenção do mesmo por meio da fermentação biológica do caldo de cana-de-açúcar. A caracterização química do fertilizante é descrita a seguir: pH (CaCl₂) 3,9; densidade 1,21 g mL⁻¹; matéria orgânica total 654,7 g L⁻¹ por combustão; C total 363,7 g L⁻¹; N total 94,2 g L⁻¹ por Kjeldahl; P (P₂O₅) 5,3 g L⁻¹ por colorimetria; K (K₂O) 9,5 g L⁻¹ por fotometria de chama; Ca e Mg, respectivamente 0,7 e 0,3 g L⁻¹, ambos por espectrometria de absorção atômica; S 88,6 g L⁻¹ por gravimetria e relação C/N de 3,9. O YaraBela Nitromag[™], de constituição semelhante ao nitrato de amônio e cálcio, é um fertilizante que possui grânulos com 26% de N, sendo 13% na forma nítrica e o restante como N-amoniacal, além de possuir 7 e 2% de Ca e Mg, respectivamente, provenientes de um pó fino de dolomita. O cloreto de amônio apresenta-se na forma sólida e contém 25% de N e 66% de Cl.

No LVd, em setembro, foi realizada a aplicação do inseticida fipronil (Regent[®] 800 WG, BASF S.A., São Paulo, BRA) na linha de cana-de-açúcar, à 20 cm de profundidade do solo, para controle de *Sphenophorus levis* Vaurie, que apresentava alto grau de

infestação. Esta praga de solo é considerada de grande importância para a cultura, devido ao dano que as larvas causam nos tecidos do colmo, ocorrendo morte das touceiras e consequentes falhas na rebrota, aumentando a incidência de plantas invasoras que competem com a cultura.

As amostragens de solo para determinação do N mineral foram realizadas com um trado do tipo holandês no local da aplicação dos fertilizantes (distância e lado da linha de cana-de-açúcar em se aplicou o fertilizante nitrogenado), nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm, totalizando quatro amostras simples por parcela. Após homogeneização das amostras simples, foram obtidas as amostras compostas de cada parcela. Imediatamente após a retirada das amostras, os solos foram acondicionados em recipiente térmico com gelo na temperatura aproximada de 0°C, para transporte, e em seguida, armazenados em congelador a uma temperatura próxima de -15°C, até a realização das análises químicas. Este procedimento foi realizado visto que a secagem ao ar e a conservação de amostras com umidade natural em refrigerador (5 °C) não são procedimentos eficazes para manter os teores de N mineral em amostras de solo (MATTOS JUNIOR; CANTARELLA; RAIJ, 1995). No LVd as amostragens de solo ocorreram em cinco épocas: setembro, novembro e dezembro de 2009, fevereiro e maio de 2010, enquanto que no LVAe as coletas de solo foram efetuadas em outubro e dezembro de 2009, fevereiro e maio de 2010.

A extração das formas inorgânicas de N do solo ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) foram determinadas em uma subamostra de 50 g em base úmida, com KCl 2 mol L⁻¹ (solo e solução, na relação 1:5 – m/v), sob agitação por uma hora (BURESH; AUSTIN; CRASWELL, 1982). Nos extratos, o N inorgânico foi determinado por meio de sistemas de análise por injeção em fluxo (FIA). O N-NH_4^+ foi analisado através da formação de amônia em um meio alcalino, permeável em membrana hidrofóbica (PTFE), sendo o fluxo direcionado para uma cela de condutividade (REIS et al., 1997). As formas de N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) foram determinadas simultaneamente por um método espectrofotométrico, mediante redução do nitrato a nitrito por coluna de cádmio coperizado, ocorrendo posteriormente reação do nitrito com sulfanilamida em meio ácido, formando um azo composto (GINÉ et al., 1980). Os resultados do N mineral

foram corrigidos e expressos em peso de terra seca em estufa (TFSE), após a secagem de subamostras de solo a 105°C em estufa por 48 h.

Durante todo o período experimental, a temperatura mínima e máxima do ar a 2 m de altura e as precipitações pluviométricas foram mensuradas por uma estação meteorológica instalada próxima às áreas de estudo, e os dados armazenados em um *datalogger* (modelo CR200, Campbell Scientific Inc., Logan, USA).

Os resultados da disponibilidade de N inorgânico no solo ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) obtidos com a aplicação de fontes e doses de N na soqueira de cana-de-açúcar foram submetidos à análise variância utilizando-se o teste F, enquanto que as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, ambos a 0,05 de probabilidade. As camadas de solo foram analisadas separadamente em cada época de amostragem realizada ao longo do período experimental.

3.3 Resultados e discussão

A temperatura mínima e máxima mensal do ar e a pluviosidade mensal ocorridas durante o período experimental estão indicadas na Figura 3.1a e b, respectivamente, para o LVd e LVAe. Na área de estudo com solo LVd, a temperatura mínima do ar variou de 9,5 a 22,3 °C (média de 17,9 °C), enquanto que a temperatura máxima do ar situou-se entre 18,0 a 34,6 °C (média de 29,9 °C). As precipitações pluviométricas ocorridas durante o mês de janeiro, de 382 mm, foram atipicamente elevadas para a época do ano na região de Piracicaba. Ao longo do período de avaliações (218 dias), as chuvas totalizaram 1.415 mm. No LVAe, a temperatura mínima do ar situou-se entre 7,4 a 22,9 °C (média de 18,4 °C), enquanto que a temperatura máxima do ar variou de 19,7 a 34,1 °C (média de 29,4 °C). É importante destacar a alta intensidade das precipitações pluviométricas ocorridas em novembro (301 mm). Durante o estudo realizado em Santa Cruz das Palmeiras, a pluviosidade acumulada em 209 dias foi de 1.168 mm.

Figura 3.1 - Pluviosidade mensal, temperatura mínima e máxima mensal do ar durante o experimento realizado no LVd (setembro de 2009 a maio de 2010) (a) e LVAe (outubro de 2009 a maio de 2010) (b)

No início do experimento, o teor de umidade no solo LVd foi de $183 \pm 18 \text{ g kg}^{-1}$ de H_2O para a profundidade de 0-20 cm (Figura 3.2a). Apesar de o período de chuvas intensas ter-se iniciado em outubro, a umidade do solo sofreu pequenas variações nas avaliações posteriores. Contudo, na amostragem realizada em maio, é possível observar a tendência na redução do conteúdo de água no solo ($156 \pm 12 \text{ g kg}^{-1}$ de H_2O), atribuída à menor frequência de chuvas a partir de março. A profundidade de 20-40 cm apresentou valores da umidade do solo muito semelhantes à camada superficial, ao longo de todo o período do estudo. No LVAe, o teor inicial de umidade no solo foi de $205 \pm 49 \text{ g kg}^{-1}$ de H_2O na profundidade de 0-20 cm (Figura 3.2b), com pequena queda

em dezembro em função da evapotranspiração da cultura. No início de fevereiro ocorreu discreto aumento na umidade do solo devido às precipitações pluviométricas frequentes ocorridas no mês anterior. A ocorrência de chuvas esporádicas desde fevereiro resultou na diminuição da umidade do solo avaliada em maio ($151 \pm 25 \text{ g kg}^{-1}$ de H_2O). Assim como no LVd, a umidade do solo camada subsuperficial (20-40 cm) manteve-se muito próxima à da camada superior, em todos os períodos de amostragem.

No momento da aplicação dos fertilizantes na superfície do solo cultivado com cana-de-açúcar, o teor de NH_4^+ na profundidade de 0-20 cm do LVd era de aproximadamente 7 mg kg^{-1} (Figura 3.3). Na avaliação posterior, realizada em novembro, foi verificado aumento no N-NH_4^+ do solo nas parcelas que receberam as fontes nitrogenadas Ajifer® e YaraBela Nitromag™, comparativamente aos tratamentos cloreto de amônio, uréia e testemunha. A elevação nos teores de N-NH_4^+ no tratamento com uso de Ajifer® pode ser explicada pela reduzida relação C/N do fertilizante orgânico, que intensificou o processo de mineralização (amonificação) de N por meio de microrganismos decompositores. Como o YaraBela Nitromag™ possui dolomita (CaCO_3 e MgCO_3) em sua composição, pode ter ocorrido elevação no pH do solo, o que favoreceu a atividade microbiana nas proximidades do grânulo, intensificando temporariamente a mineralização da matéria orgânica (SOON; ARSHAD, 2005).

Figura 3.2 - Teor de umidade no solo nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm para a área experimental do LVd (a) e LVAe (b). As barras verticais nos períodos de amostragem indicam o desvio padrão da média para $n = 4$ na primeira avaliação e $n = 36$ para as demais avaliações, em ambas as áreas de estudo

O baixo teor de N-NH_4^+ no tratamento uréia pode estar relacionado à intensa nitrificação que este adubo sofre no solo (SILVA; VALE, 2000), assim como pelas perdas de N-NH_3 por volatilização (FRENEY et al., 1992), que foram de $22,0\% \pm 4,7$ no LVd (dados disponíveis no Capítulo 4). No caso do cloreto de amônio, grande parte do N-adubo pode ter sofrido imobilização pela microbiota do solo. Na camada de 20-40 cm, não foram verificadas alterações na disponibilidade de NH_4^+ em função da adição das fontes nitrogenadas, indicando a ausência de deslocamento vertical deste cátion em solos sem saturação por N (HARMSSEN; KOLENBRANDER, 1965), apesar da intensidade e frequência de chuvas que ocorreram no local, durante esse período.

Figura 3.3 - Concentração de N-NH_4^+ em duas profundidades do solo ao longo do período experimental nas áreas de estudo relacionada à aplicação de fertilizantes nitrogenados sobre a palha de cana-de-açúcar na dose de 100 kg ha^{-1} de N (TEST: testemunha; AJI: Ajifer®; CA: cloreto de amônio; NA: nitrato de amônio; NITRO: YaraBela Nitromag™; UR: uréia). As barras verticais sobre os períodos de avaliação indicam a diferença mínima significativa (DMS) entre os tratamentos para o teste de Tukey ($p < 0,05$)

O acréscimo na disponibilidade de N-NH_4^+ na camada de 0-20 cm verificado no LVd (Figura 3.3) também pode estar relacionado à aplicação do inseticida fipronil no solo em setembro, para controle da praga *Sphenophorus levis* Vaurie. O amplo espectro de ação e efeito residual do fipronil (GUNASEKARA et al., 2007) poderia aparentemente estimular a mineralização do N, por destruir parte da população de microrganismos do solo, disponibilizando N mineral proveniente da decomposição dos tecidos (BROOKES et al., 1985). Contudo, Zhu et al. (2004), avaliando a aplicação de fipronil em um solo argiloso da China, observaram que a microbiota permaneceu viável ao longo do ensaio, com aumento no número de fungos, bactérias e actinomicetos, no período de incubação, embora sem apresentar um padrão consistente. Da mesma forma, Cortet et al. (2002), estudando a ação de diferentes pesticidas, notaram uma elevada toxicidade do fipronil principalmente aos microartrópodes do solo, em comparação com a fauna microbiana atuante na decomposição de resíduos culturais de milho. Ainda assim, os efeitos tóxicos do pesticida não podem ser descartados, visto que os microrganismos apresentam relativa sensibilidade a muitos compostos químicos exógenos que reagem com o solo (GORING; LASKOWSKI, 1982). Portanto, esta hipótese não deve ser descartada na explicação dos resultados do presente trabalho.

A partir de dezembro, o N-NH_4^+ do solo diminuiu abruptamente em comparação com aos da avaliação anterior, com valores inferiores a 3 e 2 mg kg^{-1} para as profundidades de 0-20 e 20-40 cm respectivamente, não existindo diferenças entre os tratamentos (Figura 3.3). Padrão semelhante também foi observado por Robertson e Thorburn (2007). A redução nessa concentração pode estar relacionada principalmente à absorção do N-NH_4^+ pela cana-de-açúcar, pois a cultura encontrava-se no período de máximo crescimento vegetativo (MACHADO, 1987), com condições adequadas de luminosidade, temperatura e disponibilidade hídrica, acentuando as exigências nutricionais (GAVA et al., 2001). A concentração de aproximadamente 70 e 17% do sistema radicular da cana-de-açúcar, respectivamente na camada de 0-20 e 20-40 cm em áreas fertilizadas com N (OTTO et al., 2009) auxilia na compreensão de que a absorção pelas plantas pode ter sido o principal destino do N-NH_4^+ presente no solo. A imobilização de parte do N-fertilizante pelos microrganismos heterotróficos também deve ser considerada, dada a preferência da microbiota pelo NH_4^+ em relação ao NO_3^- .

(RECOUS; MARY; FAURIE, 1990; AZAM; SIMMONS; MULVANEY, 1993), particularmente se existir um fornecimento adequado de C disponível (PURI; ASHMAN, 1999; CHRISTIE; WASSON, 2001), como ocorre com a palha de cana-de-açúcar depositada na superfície do solo (VITTI et al., 2008). Da mesma forma, a nitrificação também pode ser atuante, pois ocorre em condições de solo, temperatura e umidade bastante variáveis (SCHMIDT, 1982).

Na última amostragem, efetuada em maio no LVd, é possível verificar um pequeno aumento no N-NH_4^+ situado na camada superficial do solo (0-20 cm) em relação aos resultados de fevereiro (Figura 3.3). A alteração nas condições climáticas (temperatura do ar, umidade do solo, chuvas, entre outros fatores), notadamente a partir de março, juntamente com a infestação severa de *Puccinia kuehnii* (ferrugem alaranjada) nas folhas de cana-de-açúcar do cultivar SP89-1115 reduziram fortemente a demanda nutricional da cultura nesse período. Com isso, houve um sensível acúmulo de N-NH_4^+ camada de 0-20 cm, proveniente da mineralização da palha residual presente na superfície do solo (VITTI et al., 2008). O fenômeno da ascensão capilar, que consiste no fluxo ascendente da solução do solo para as camadas superficiais também pode explicar a tendência ao aumento no N-NH_4^+ (CANTARELLA, 2007).

No caso do LVAe, a quantidade inicial de N-NH_4^+ nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm situava-se em torno de 9 e 8 mg kg^{-1} , respectivamente (Figura 3.3). Na avaliação realizada 48 dias após a aplicação das fontes nitrogenadas (dezembro), poderia se esperar um acréscimo nos teores de NH_4^+ no solo das parcelas fertilizadas com N, comparativamente à testemunha. Contudo, ocorreu diminuição do N-NH_4^+ em todos os tratamentos, com valores médios inferiores a 3 mg kg^{-1} na camada superficial, e 2 mg kg^{-1} na subsuperfície. Possivelmente, a alta pluviosidade registrada nesta época (454 mm), coincidente com o desenvolvimento da cana-de-açúcar (MACHADO, 1987), resultaram em extremo acúmulo de N e fitomassa pela cultura (OLIVEIRA et al., 2009), além da elevada taxa de nitrificação que pode ocorrer neste período (SALCEDO; SAMPAIO, 1984). Menos aparente, pela baixa mobilidade do NH_4^+ no solo (HARMSSEN; KOLENBRANDER, 1965), a queda abrupta seria resultado da drenagem proporcionada pela alta precipitação ocorrida, porém os teores de NH_4^+ na camada de 20-40 cm não foram modificados, ao contrário do verificado por outros autores (FELIZARDO;

BENSON; CHENG, 1972; KIEHL; ESPIRONELO; OLIVEIRA, 1981). Em maio, o N-NH_4^+ atingiu valores muito baixos, demonstrando que a reduzida umidade do solo nessa época desfavoreceu a atividade dos microrganismos atuantes na mineralização líquida de N (PAUL et al., 2003).

A adição de doses crescentes de N-uréia não resultaram no aumento da disponibilidade de NH_4^+ tanto no LVd como no LVAe, em qualquer período de avaliação nas duas profundidades (Figura 3.4). A baixa concentração do N-NH_4^+ no solo pode ser explicada pela rápida nitrificação dessa fonte amídica, decorrente da elevação do pH nas proximidades do grânulo durante a hidrólise (SHERLOCK; BLACK; SMITH, 1987), promovendo condições temporárias, porém suficientemente favoráveis ao processo de nitrificação (SANDANAM; KRISHNAPILLAI; SABARATNAM, 1978; WICKRAMASINGHE; RODGERS; JENKINSON, 1985). A presença de C na molécula de uréia é outro fator que condiciona a nitrificação mais acelerada desse N-fertilizante, por estimular a produção de CO_2 (MARTIKAINEN, 1985), fonte de C à população de nitrificadores. Outro destino da uréia aplicada sobre a palha de cana-de-açúcar refere-se às perdas de N-NH_3 por volatilização (FRENEY et al., 1992), reduzindo desse modo a eficiência e consequentemente a participação do N proveniente do fertilizante no solo.

Em relação aos teores iniciais de N-NO_3^- no solo LVd, a camada superficial (0-20 cm) apresentava 10 mg kg^{-1} , enquanto que o subsolo (20-40 cm) possuía 4 mg kg^{-1} (Figura 3.5). Na amostragem posterior, efetuada em dezembro (44 dias após a fertilização com N), foi verificado acréscimo nos teores de N-NO_3^- nos tratamentos com YaraBela NitromagTM, Ajifer[®] e nitrato de amônio, comparativamente ao cloreto de amônio e testemunha. A elevada disponibilidade de N-NO_3^- proporcionada pela adição de YaraBela NitromagTM e nitrato de amônio ao solo provém da presença de boa parte do N de ambos os fertilizantes encontrar-se na forma nítrica, não exigindo a nitrificação do NH_4^+ . O Ajifer[®], por sua vez, embora contenha N orgânico em quase sua totalidade, apresentou alta intensidade de nitrificação no solo, presumivelmente pela reduzida relação C/N do fertilizante, favorecendo a assim mineralização e posterior nitrificação por bactérias quimiotróficas. O baixo teor de N-NO_3^- observado no cloreto de amônio está relacionado ao íon Cl^- , que possui a capacidade de inibir consideravelmente o processo de nitrificação em solos (JOHNSON; GUENZI, 1963; ARGAWAL; SINGH;

KANEHIRO, 1971). Em estudo conduzido por Wickramasinghe, Rodgers e Jenkinson (1985), a adição de doses de KCl foi suficiente para diminuir o pH de solos ácidos e neutros, reduzindo a atividade de microrganismos nitrificadores que atuavam em uma faixa ótima de pH. Todavia, o atraso e/ou inibição na nitrificação do N-NH_4^+ pode ser interessante em solos com potencial de perda de N por lixiviação e desnitrificação.

Figura 3.4 - Concentrações de N-NH_4^+ em duas profundidades do solo ao longo do período experimental nas áreas de estudo relacionada à aplicação de doses de N-uréia sobre a palha de cana-de-açúcar. As barras verticais sobre os períodos de avaliação indicam o DMS entre os tratamentos para o teste de Tukey ($p < 0,05$)

Figura 3.5 - Concentração de N-NO_3^- em duas profundidades do solo ao longo do período experimental nas áreas de estudo relacionada à aplicação de fertilizantes nitrogenados sobre a palha de cana-de-açúcar na dose de 100 kg ha^{-1} de N (TEST: testemunha; AJI: Ajifer®; CA: cloreto de amônio; NA: nitrato de amônio; NITRO: YaraBela Nitromag™; UR: uréia). As barras verticais sobre os períodos de avaliação indicam o DMS entre os tratamentos para o teste de Tukey ($p < 0,05$)

Na camada subsuperficial (20-40 cm) do LVd, foi observado o deslocamento vertical do N-NO_3^- em todos os tratamentos envolvendo a aplicação de fertilizantes nitrogenados, com exceção ao cloreto de amônio, que apresentou reduzidos teores nas camadas 0-20 e 20-40 cm (Figura 3.5). As maiores quantidades percoladas foram referentes ao YaraBela Nitromag™ e nitrato de amônio, seguido do Ajifer® e uréia. A rápida lixiviação do NO_3^- pode ser atribuída à sua alta concentração na região adubada (20 cm da linha da cultura), associado às chuvas que ocorreram no período de setembro-novembro (184 mm), deslocando abruptamente o ânion por fissuras ou ao redor dos grânulos do solo, impossibilitando a difusão do íon para seu interior

(CANTARELLA, 2007). Embora estudos realizados com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo apontem reduzida lixiviação do N proveniente do fertilizante (^{15}N) para a profundidade de 90 cm (TRIVELIN et al., 2002; GHIBERTO et al., 2009), é possível que o NO_3^- tenha atingido camadas mais profundas do solo. Camargo (1989), aplicando 100 kg ha^{-1} de N em terceira soqueira de cana-de-açúcar, verificou perdas de N por lixiviação de 28,2 e $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de N derivado da uréia e aquamônia, respectivamente. Além disso, esse processo pode adquirir grande importância quando a mineralização e a absorção pelas plantas não é sincronizada, e o fluxo de água é suficiente para deslocar o NO_3^- em profundidade (THORBURN et al., 2003). Portanto, apesar da ausência de amostragens em profundidade superior a 40 cm no presente estudo, a lixiviação de N ao longo do perfil do solo deve ser considerada, sobretudo pelo expressivo aumento de N-NO_3^- em subsuperfície nas parcelas fertilizadas com N.

As amostragens realizadas em dezembro e fevereiro indicam queda expressiva na disponibilidade de NO_3^- em todos os tratamentos, para a camada superficial do LVd (Figura 3.5). O principal fator para esta diminuição refere-se ao acentuado acúmulo de fitomassa e de N pela cana-de-açúcar nesse período (OLIVEIRA et al., 2009), uma vez que houve intensa precipitação pluviométrica (novembro-dezembro – 211 mm; dezembro-fevereiro – 659 mm), aumentando a taxa de absorção do nutriente na primavera-verão (KIEHL; ESPIRONELO; OLIVEIRA, 1981). A imobilização poderia ser levada em consideração, porém, ao contrário do NH_4^+ , o NO_3^- necessita ser reduzido, dificultando sua assimilação pela biomassa microbiana (ASHMAN; PURI, 1999). Na profundidade de 20-40 cm, também foi observada uma forte redução do N-NO_3^- em todos os tratamentos, ocasionada pelas chuvas frequentes no subperíodo, bem como a intensa extração do N pela cana-de-açúcar. Exceção deve ser feita às parcelas fertilizadas com nitrato de amônio, que apresentaram acréscimo nas quantidades de N-NO_3^- em dezembro, relativamente à avaliação anterior. Este resultado pode ser reflexo da presença de grânulos não dissolvidos do fertilizante no solo (ROBERTSON; THORBURN, 2007), que superestimaram o conteúdo de N inorgânico.

No outono (maio), época mais seca e com temperaturas amenas, é possível observar a tendência de acúmulo de N-NO_3^- no solo em comparação com a amostragem conduzida em fevereiro (verão) (Figura 3.5), caracterizada por chuvas

intensas e altas temperaturas. Na profundidade de 0-20 cm no LVd, foi verificado maior teor de N-NO_3^- nas parcelas fertilizadas com N (com exceção ao nitrato de amônio) relativamente à testemunha, sugerindo que parte do N-fertilizante se encontrava temporariamente imobilizado em algum reservatório mais facilmente mineralizável do que a maior parte da MOS (SALCEDO; SAMPAIO; CARNEIRO, 1988). Apesar de o outono ser caracterizado por chuvas esporádicas, a pluviosidade acumulada no período de março-abril (188 mm), possivelmente manteve a umidade do solo adequada para a atividade dos microrganismos nitrificadores (PAUL et al., 2003). Adicionalmente, a redução na taxa de absorção de N pelas plantas contribuiu para a preservação e posterior acréscimo na disponibilidade do N-NO_3^- no solo.

No LVAe, o teor inicial de N-NO_3^- foi de aproximadamente 3 mg kg^{-1} , em ambas as profundidades do solo (Figura 3.5). Nas amostragens posteriores, o N-NO_3^- decresceu rapidamente, atingindo valores imperceptíveis no solo ($< 1 \text{ mg kg}^{-1}$), com padrão semelhante ao verificado para o N-NH_4^+ no mesmo local, independentemente da adição de fontes nitrogenadas na dose equivalente de 100 kg ha^{-1} de N. Conforme discutido anteriormente, a explicação para o desaparecimento precoce do N mineral se deve à intensa extração do N-NO_3^- pela cana-de-açúcar, que teve condições adequadas para absorver o N mineral disponível. A lixiviação do N-NO_3^- no perfil do solo parece não ter ocorrido, pois não há sinais de deslocamento vertical para a camada subsuperficial (20-40 cm).

As doses 150 e 200 kg ha^{-1} de N-uréia aplicadas ao LVd aumentaram o teor de N-NO_3^- no solo em novembro, comparativamente à testemunha, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, evidenciando a movimentação vertical do N nas doses mais elevadas (Figura 3.6). Estes resultados confirmam a intensa nitrificação da uréia (WICKRAMASINGHE; RODGERS; JENKINSON, 1985), pois na mesma avaliação, o teor de N-NH_4^+ no solo não foi alterado pela adição do fertilizante amídico (Figura 3.4). Nas amostragens posteriores (dezembro e fevereiro), a disponibilidade de N-NO_3^- decresceu acentuadamente, possivelmente pela ocorrência de chuvas (BLUMFIELD, XU; 2003), absorção radicular (KIEHL; ESPIRONELO; OLIVEIRA, 1981) e até mesmo por desnitrificação (WEIER et al., 1996), apesar da drenagem adequada do LVd. Exceção deve ser feita à dose de 200 kg ha^{-1} na profundidade de 20-40 cm, superior aos demais

tratamentos em dezembro, indicando possível lixiviação de N-NO_3^- para camadas mais profundas do solo (SALCEDO; SAMPAIO; CARNEIRO, 1988). Em maio, assim como verificado para fontes de N, o teor de N-NO_3^- nos tratamentos com doses de N-uréia foi maior na profundidade de 0-20 cm, indicando que mineralização da MOS pode ter disponibilizado parte do N-uréia imobilizado pela microbiota.

Figura 3.6 - Concentração de N-NO_3^- em duas profundidades do solo ao longo do período experimental nas áreas de estudo relacionada à aplicação de doses de N-uréia sobre a palha de cana-de-açúcar. As barras verticais sobre os períodos de avaliação indicam o DMS entre os tratamentos para o teste de Tukey ($p < 0,05$)

A ausência de respostas à aplicação de doses de uréia ao solo LVAe pode ter sido devido, em sua maioria, à intensa pluviosidade ocorrida no local do experimento, principalmente durante os meses de novembro a janeiro, associada ao desenvolvimento vegetativo da cultura, que se encontrava vigoroso. Entretanto, no tratamento com a dose de 150 kg ha^{-1} de N houve acréscimo nos teores de N-NO_3^- na camada de 20-40 cm em dezembro, explicado pela lixiviação do N oriundo da uréia. Nos meses seguintes, a disponibilidade de N-NO_3^- em todos os tratamentos na camada de 0-40 cm foi muito reduzida, em função da contínua absorção de N pelas plantas, impossibilitando o acúmulo de N mineral por meio da mineralização e nitrificação.

O melhor entendimento dos processos microbiológicos complementares de mineralização e imobilização, que afetam diretamente a disponibilidade de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo poderão ser verificados por meio da utilização do traçador ^{15}N , principalmente sobre a biomassa heterotrófica, que desempenha papel fundamental na dinâmica da matéria orgânica. Da mesma forma, o uso de ^{15}N -fertilizantes poderá explicar o destino e transformações do N mineral adicionado ao solo, que pode ser imobilizado, nitrificado, lixiviado, bem como assimilado pelos vegetais.

3.4 Conclusões

No LVd, as fontes Ajifer® e YaraBela Nitromag™ inicialmente aumentaram os teores de N-NH_4^+ na camada de 0-20 cm, enquanto que a aplicação de YaraBela Nitromag™, nitrato de amônio e Ajifer® acresceram a quantidade de N-NO_3^- nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Após 44 dias, o N mineral decresceu abruptamente devido à absorção do N disponível no solo pela cana-de-açúcar, bem como pelos processos de mineralização-imobilização. As doses de 150 e 200 kg ha^{-1} de N-uréia proporcionaram valores superiores de N-NO_3^- nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, com redução na disponibilidade a partir de dezembro. Em relação ao LVAe, a adubação nitrogenada não alterou a disponibilidade de N no solo, devido às chuvas intensas e frequentes, assim como à elevada assimilação do N mineral pelas plantas. As concentrações de N mineral no solo são resultado de reações complexas de transformação do N, que por sua vez são inter-relacionadas, e altamente dependentes das condições edafoclimáticas. Em qualquer momento no tempo, a maioria dos

processos já descritos ocorre simultaneamente, embora que as mudanças no N inorgânico do solo sejam ditadas, em suma, pelo processo dominante. Portanto, a fertilização nitrogenada em cana-de-açúcar deve ser cautelosa, pois em períodos de alta pluviosidade e em condições na ausência de plantas, ou com planta possuindo sistema radicular pouco desenvolvido, a eficiência do N-fertilizante pode ser reduzida consideravelmente, sobretudo pela imobilização microbiana do NH_4^+ , além da possível lixiviação e desnitrificação do NO_3^- .

Referências

ARGAWAL, A.S.; SINGH, B.R.; KANEHIRO, Y. Ionic effects of salts on mineral nitrogen release in an allophonic soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 35, p. 454-457, 1971.

AZAM, F.; SIMMONS, F.W.; MULVANEY, R.L. Immobilization of ammonium and nitrate and their interaction with the native N in three Illinois Mollisols. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 15, p. 50-54, 1993.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. pt. 1: Physical and mineralogical methods, p. 363-376. (Agronomy Series, 9).

BLUMFIELD, T.J.; XU, Z.H. Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clearfall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 179, p. 55-67, 2003.

BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 837-842, 1985.

BURESH, R.J.; AUSTIN, E.R.; CRASWELL, E.T. Analytical methods in ^{15}N research. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 3, p. 37-62, 1982.

CAMARGO, P.B. **Dinâmica do nitrogênio dos fertilizantes uréia (^{15}N) e aquamônia (^{15}N) incorporados ao solo na cultura de cana-de-açúcar**. 1989. 104 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES, V.; V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CHRISTIE, P.; WASSON, E.A. Short-term immobilization of ammonium and nitrate added to a grassland soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1277-1278, 2001.

CORTET, J.; GILLON, D.; JOFFRE, R.; OURCIVAL, J.; POINSOT-BALAGUER, N. Effects of pesticides on organic matter recycling and microarthropods in a maize field: use and discussion of the litterbag methodology. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 38, p. 261-265, 2002.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306 p.

ESPIRONELO, A.; RAIJ, B. van; PENATTI, C.P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J.L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M.G.A.; ROSSETTO, R. Cana-de-açúcar. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Fundação IAC, 1997. p. 237-239. (IAC. Boletim Técnico, 100)

FELIZARDO, B.C.; BENSON, N.R.; CHENG, H.H. Nitrogen, salinity and acidity distribution in a irrigated orchard soil as affected by placement of nitrogen fertilizers. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 803-808, 1972.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W.; SAFFIGNA, P.G.; CHAPMAN, L.S.; HAM, G.J.; HURNEY, A.P.; STEWART, R.L. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane field fertilized with urea. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 31, p. 341-349, 1992.

FRIED, M.; BROESHART, H. Priming effect of nitrogen fertilizers on the soil nitrogen. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 38, p. 858, 1974.

GAVA, G.J.C.; TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, M.W.; PENATTI, C.P. Crescimento e acúmulo de nitrogênio em cana-de-açúcar cultivada em solo coberto com palhada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 1347-1354, 2001.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. pt. 1: Physical and mineralogical methods, p. 383-411. (Agronomy Series, 9).

GHIBERTO, P.J.; LIBARDI, P.L.; BRITO, A.S.; TRIVELIN, P.C.O. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 1443-1448, 2009.

GINÉ, M.F.; BERGAMIN FILHO, H.; ZAGATTO, E.A.G.; REIS, B.F. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flows injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, New York, v. 114, p. 191-197, 1980.

GORING, C.A.I.; LASKOWSKI, D.A. The effects of pesticides on nitrogen transformations in soils. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 1982. p. 689-720. (Agronomy Series, 22).

GUNASEKARA, A.S.; TRUONG, T.; GOH, K.S.; SPURLOCK, F.; TJEERDEMA, R.S. Environmental fate and toxicology of fipronil. **Journal of Pesticide Science**, Tokyo, v. 32, p. 189-199, 2007.

HARMSSEN, G.W.; KOLENBRANDER, G.J. Soil organic nitrogen. In: BARTHOLOMEW, W.V.; CLARK, F.E. (Ed.). **Soil nitrogen**. Madison: ASA, 1965. p. 43-92.

JANSSON, S.L.; PERSSON, J. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 1982. p. 229-252. (Agronomy Series, 22).

JOHNSON, D.D.; GUENZI, W.D. Influence of salts on ammonium oxidation and carbon dioxide evolution from soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 27, p. 663-666, 1963.

KIEHL, J.C.; ESPIRONELO, A.; OLIVEIRA, O. Comportamento do nitrogênio no solo, aplicado à cana-de-açúcar em duas épocas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 5, p. 32-37, 1981.

MACHADO, E.C. Fisiologia de produção de cana-de-açúcar. In: PARANHOS, S.B. (Coord.). **Cana-de-açúcar: cultivo e utilização**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. p. 56-87.

MARTIKAINEN, P.J. Nitrification in forest soil of different pH as affected by urea, ammonium sulphate and potassium sulphate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 363-367, 1985.

MATTOS JUNIOR, D.; CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van . Manuseio e conservação de amostras de solo para preservação do N inorgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, p. 423-431, 1995.

MITCHELL, R.D.J.; THORBURN, P.J.; LARSEN, P. Quantifying the loss of nutrients from the immediate area when sugarcane residues are burnt. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Bundaberg, v. 22, p. 206-211, 2000.

OLIVEIRA, E.C.A.; TRIVELIN, P.C.O.; FRANCO, H.C.J.; OTTO, R.; SARTORI, R.H. Acúmulo de fitomassa e nitrogênio pela cana-de-açúcar em três condições edafoclimáticas do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBSC; UFC, 2009. 1 CD-ROM.

OTTO, R.; TRIVELIN, P.C.O.; FRANCO, H.C.J.; FARONI, C.E.; VITTI, A.C. Root system distribution of sugar cane as related to nitrogen fertilization, evaluated by two methods: monolith and probes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 601-611, 2009.

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; O'CONNELL, A.M.; CARLYLE, J.C.; SMETHURST, P.J.; KHANNA, P.K. Defining the relation between soil water content and net nitrogen mineralization. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, p. 39-47, 2003.

PRASERTSAK, P.; FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; PROVE, B.G.; REGHENZANI, J.R. Effects of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, London, v. 62, p. 229-239, 2002.

PURI, G.; ASHMAN, M.R. Microbial immobilization of ^{15}N -labelled ammonium and nitrate in a temperate woodland soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 929-931, 1999.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

REIS, B.F.; VIEIRA, J.A.; KRUG, F.J.; GINÉ, M.F. Development of a flow injections system two analytical paths for ammonium determination in soil extracts by conductometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 8, p. 523-528, 1997.

RECOUS, S.; MARY, B.; FAURIE, G. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 913-922, 1990.

ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, p. 13-23, 2007.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. II. Deslocamento vertical e horizontal de NO_3^- e NH_4^+ no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19 p. 1103-1108, 1984.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CARNEIRO, C.J.G. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. IV. Perda de N por lixiviação em cana-planta fertilizada com uréia- ^{15}N . **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 23 p. 725-732, 1988.

SANDANAM, S.; KRISHNAPILLAI, S.; SABARATNAM, J. Nitrification of ammonium sulphate and urea in an acid red yellow podzolic tea soil in Sri Lanka in relation to soil fertility. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 49, p. 9-22, 1978.

SCHMIDT, E.L. Nitrification in soil. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 1982. p. 253-288. (Agronomy Series, 22).

SHERLOCK, R.R.; BLACK, A.S.; SMITH, N.P. Micro-environment soil pH around broadcast urea granules and its relationship to ammonia volatilization. In: BACON, P.E.; EVANS, J.; STORRIER, R.R.; TAYLOR, A.C. (Ed.). **Nitrogen cycling in temperate agricultural systems**. Riverina Branch: Australian Society of Soil Science, 1987. p. 316-326.

SILVA, C.A.; VALE, F.R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 2461-2471, 2000.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 11th ed. Washington: USDA, Natural Resources Conservation Service, 2010. 344 p.

SOON, Y.K.; ARSHAD, M.A. Tillage and liming effects on crop and labile soil nitrogen in an acid soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, p. 23-33, 2005.

THORBURN, P.J.; BIGGS, J.S.; WEIER, K.L.; KEATING, B.A. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 94, p. 48-49, 2003.

TRIVELIN, P.C.O.; VICTORIA, R.L.; RODRIGUES, J.C.S. Aproveitamento por soqueira de cana-de-açúcar de final de safra do nitrogênio da aquamônia-¹⁵N e uréia-¹⁵N aplicado ao solo em complemento à vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, p. 1375-1385, 1995.

TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, M.W.; VITTI, A.C.; GAVA, G.J.C.; BENDASSOLLI, J.A. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 193-201, 2002.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H.C.J.; FARONI, C.E.; OTTO, R.; TRIVELIN, M.O.; TOVAJAR, J.G. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 2757-2762, 2008.

WEIER, K.L.; McEWAN, C.W.; VALLIS, I.; CATCHPOOLE, V.R.; MYERS, R.J. Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 47, p. 67-79, 1996.

WICKRAMASINGHE, K.N.; RODGERS, G.A.; JENKINSON, D.S. Nitrification in acid tea soils and a neutral grassland soil: effects of nitrification inhibitors and inorganic salts. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 249-252, 1985.

ZHU, G.; WU, H.; GUO, J.; KIMARO, F.M.E. Microbial degradation of fipronil in clay loam soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 153, p. 35-44, 2004.

4 EFICIÊNCIA DE UM COLETOR ABERTO NA QUANTIFICAÇÃO DE N-NH₃ VOLATILIZADO DA URÉIA APLICADA SOBRE PALHADA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM CONDIÇÕES DE CAMPO

Resumo

A quantificação das perdas de amônia (NH₃) proveniente da aplicação de uréia sobre a palhada de cana-de-açúcar pode ser realizada com uso de coletores, que capturam o NH₃ volatilizado em um meio ácido. Com esse fim, o uso de coletor aberto com absorvedor envolto em película de politetrafluoroetileno (PTFE) torna-se uma opção interessante, pois apresenta baixo custo e fácil manuseio em condições de campo. O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um coletor aberto na quantificação do N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada sobre solo coberto com restos vegetais de cana-de-açúcar. O experimento foi desenvolvido durante 30 dias, em área comercial de cana-de-açúcar localizada na região de Piracicaba, Estado de São Paulo, Brasil. As perdas de N-NH₃ foram estimadas pelo coletor semi-aberto estático calibrado com ¹⁵N (método referência) e coletor aberto com absorvedor envolto em película de PTFE. A uréia foi aplicada superficialmente a 20 cm da linha da soqueira de cana-de-açúcar e em faixa, em tratamentos que corresponderam às doses de 50, 100, 150 e 200 kg ha⁻¹ de N. O coletor aberto não alterou a quantidade de N-NH₃ volatilizada em relação ao coletor semi-aberto estático. A eficiência do sistema coletor variou de forma não-linear, em função da taxa de N-NH₃ volatilizado, com valor médio de 58,4% na faixa de 100 a 200 kg ha⁻¹ de N-uréia. O coletor aberto apresentou expressivo potencial de uso, porém novas pesquisas são necessárias visando à adequação do método proposto em condições diversas às do experimento.

Palavras-chave: *Saccharum* spp.; Perdas de amônia; Coletor semi-aberto estático; Adubação nitrogenada

Abstract

The quantification of ammonia (NH₃) losses by urea application on sugarcane trash blankets can be performed using collectors, which retain the volatilized NH₃ in an acid solution. Thus, the open collector absorber wrapped in polytetrafluoroethylene (PTFE) film becomes an interesting option since shows low cost and easily handling. The aim of this study was to evaluate the open collector effectiveness in the quantification of NH₃-N volatilized from urea applied on soil covered with sugarcane crop residues. The trial was developed during 30 days in a sugarcane field located in Piracicaba, Sao Paulo State, Brazil. The NH₃-N losses were estimated by a semi-open static collector calibrated with ¹⁵N (reference method) and an open collector absorber wrapped in PTFE film. Urea was applied in band on the soil surface, distant 20 cm from the ratoon line, at rates of 50, 100, 150 and 200 kg ha⁻¹ N. The open collector did not alter the amount of NH₃-N in relation to semi-open static collector. The open collector system effectiveness ranged non-linearly with the NH₃-N rate and showed an average of 58.4% on the range of 100 to 200 kg ha⁻¹ urea-N. The open collector shows potential for use, but further research is necessary to evaluate the method accuracy under other experimental conditions.

Keywords: *Saccharum* spp.; Ammonia losses; Semi-open static collector; Nitrogen fertilization

4.1 Introdução

As emissões de nitrogênio na forma de amônia (NH_3) para a atmosfera são estimadas em cerca de 54 Tg ano^{-1} , das quais 75% são provocadas pela ação do homem (LAGREID; BOCKMAN; KAARSTAD, 1999). Os fertilizantes minerais e os resíduos orgânicos aplicados ao solo representam cerca de 23% das emissões globais de N-NH_3 (BOUWMAN; BOUMANS; BATJES, 2002). As perdas de N não reduzem apenas a eficiência econômica dos fertilizantes nitrogenados, mas também causam impactos no ambiente. O NH_3 gasoso, emitido para a atmosfera, geralmente é depositado muito próximo do local de emissão, promovendo a acidificação e eutrofização de ecossistemas naturais (SOMMER; SCHJOERRING; DENMEAD, 2004).

A uréia, fonte mineral de nitrogênio mais utilizada mundialmente (SOMMER; SCHJOERRING; DENMEAD, 2004), quando aplicada na superfície de solos cobertos com restos culturais de cana-de-açúcar, apresenta perdas de N-NH_3 por volatilização que variam geralmente de 20 a 40% do N aplicado (PRAMMANNE et al., 1989; FRENEY et al., 1994; CANTARELLA et al., 2008). A palhada de cana-de-açúcar favorece as perdas de NH_3 por volatilização, pois a atividade da enzima urease é maior em plantas e resíduos vegetais do que no solo. Rochette et al. (2009) verificaram que a atividade ureolítica e a consequente volatilização de N-NH_3 a partir da aplicação superficial de uréia em área total foram superiores em solos com resíduos culturais na superfície em relação a solos preparados convencionalmente. A incorporação da uréia ao solo sob a palhada de cana-de-açúcar pode reduzir o processo de volatilização, porém essa prática apresenta baixa operacionalidade e custo elevado.

Os métodos para quantificar o N-NH_3 volatilizado do solo podem ser classificados em diretos e indiretos. A estimativa indireta pode ser realizada através do balanço isotópico com ^{15}N (DENMEAD; SIMPSON; FRENEY, 1977; LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990). No entanto, o elevado custo dificulta sua utilização em condições de campo. Assim, seu uso tem destaque na calibração de métodos diretos, baseados na captura do NH_3 volatilizado em meio ácido (LARA CABEZAS et al., 1999; ARAÚJO et

al., 2009). Esses métodos podem ser classificados em: fechado estático (VOLK, 1959; SOMMER; OLESEN, 1991); fechado dinâmico (KISSEL; BREWER; ARKIN, 1977) e semi-aberto estático (NÖMMIK, 1973). Atualmente, os métodos micrometeorológicos também são utilizados, sendo considerados os mais precisos, por não modificarem as condições ambientais próximas à superfície do solo (SOMMER; SCHJOERRING; DENMEAD, 2004). Entretanto, necessitam de áreas experimentais extensas, superiores a um hectare, normalmente planas, e equipamentos sofisticados, como microanemômetros e detectores de gases, tornando esses métodos custosos e inviáveis para estudos em campo com muitos tratamentos (WANG et al., 2004).

O coletor semi-aberto estático (CSA), embora muito utilizado em estudos de campo, apresenta limitações na quantificação do processo de volatilização em condições naturais, devido a alterações no ambiente da atmosfera acima da superfície do solo, como: temperatura, umidade relativa, taxa de evaporação da água do solo e pressão de vapor de NH_3 , causadas pela presença da câmara coletora (LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990; LARA CABEZAS et al., 1999). Uma alternativa a esse método consiste na utilização de sistemas coletores que favoreçam o fluxo de ar na região de captura do NH_3 volatilizado. Desse modo, o coletor aberto com absorvedor envolto em película de politetrafluoroetileno (CA) surge como opção interessante, por apresentar baixo custo, fácil manuseio e grande possibilidade para uso em condições de campo (ALVES, 2006; CAMPANA, 2008). O CA é composto por uma placa rígida de polivinil cloreto (PVC) e uma espuma embebida em solução ácida absorvedora de NH_3 , onde ambos são envoltos por filme de politetrafluoroetileno (PTFE). A película de PTFE tem a propriedade de ser permeável ao gás NH_3 (SØRENSEN; JENSEN, 1991). Nesse caso, a utilização do CSA, calibrado uso do ^{15}N como realizado por Lara Cabezas et al. (1999), permite avaliar sistemas alternativos de captura do NH_3 volatilizado do solo em condições de campo.

Pelo exposto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência de captura de NH_3 por um coletor aberto com absorvedor envolto em película de PTFE, em relação ao método referência: coletor semi-aberto estático, na quantificação do N-NH_3 volatilizado da uréia aplicada sobre os resíduos vegetais de cana-de-açúcar em área comercial de produção.

4.2 Material e métodos

O experimento foi realizado durante o período de 28 de setembro a 28 de outubro de 2009, em área comercial da Usina Iracema – Grupo São Martinho (22°35' S; 47° 37' W; 619 m de altitude), localizada na região de Piracicaba, Estado de São Paulo, Brasil. O clima do local é tropical e, segundo Köppen, mesotérmico com inverno seco (Cwa) transição para inverno úmido (Cfa). As precipitações médias anuais são de 1275 mm, enquanto as temperaturas médias variam entre 24,6°C (no mês de fevereiro) e 17,4°C (no mês de julho). O solo foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO distrófico (LVd) (EMBRAPA, 2006), referente a um Typic Hapludox (SOIL SURVEY STAFF, 2010). A camada de solo de 0-20 cm de profundidade apresentava as seguintes características: pH 4,6 em 0,01 mol L⁻¹ CaCl₂ (1:2,5 solo:solução - m/v), capacidade de troca catiônica (CTC) 95,3 mmol_c dm⁻³ (RAIJ et al., 2001), C total 23,81 g kg⁻¹, N total 1,4 g kg⁻¹, determinados em espectrômetro de massas contendo um analisador automático de N (modelo ANCA-GSL, 20-20, PDZ Europe, Crewe, UK) (BARRIE; PROSSER, 1996), argila 630 g kg⁻¹ pelo método do densímetro (GEE; BAUDER, 1986).

O plantio da cana-de-açúcar (cultivar SP89-1115) foi realizado em 8 de março de 2008, em linhas (sulcos) espaçadas por 1,5 m. A cana planta foi colhida mecanicamente sem despalha a fogo em 15 de junho de 2009 e os resíduos culturais (ponteiros, folhas e pedaços de colmos) depositados na superfície do terreno. A massa de matéria seca da palhada deixada no campo ($17,2 \pm 3,1$ Mg ha⁻¹) foi obtida por meio de amostragens feitas em áreas amostrais de 1 m² (20 repetições). O experimento foi desenvolvido no ciclo de primeira soqueira e iniciado 105 dias após a colheita da cana planta.

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados e os tratamentos constaram de quatro doses de nitrogênio (50; 100; 150 e 200 kg ha⁻¹ de N), com quatro repetições. A uréia foi aplicada manualmente sobre a palhada de cana-de-açúcar (grânulos contendo 46% de N), em faixa distante 20 cm da linha de cana-de-açúcar, em apenas um lado da linha da cultura. Os dois tipos de coletores: CSA e CA foram instalados em todas as parcelas experimentais (uma unidade de cada coletor por repetição) para mensurar o N-NH₃ volatilizado. Em cada bloco incluiu-se uma testemunha que teve como finalidade avaliar as perdas de NH₃ da mineralização da

cobertura de palha do solo. As perdas de NH_3 dessas parcelas foram subtraídas daquelas dos tratamentos com doses de N-uréia.

O CSA utilizado (Figura 4.1a) foi o proposto por Nömmik (1973) e adaptado por Lara Cabezas e Trivelin (1990). As câmaras cilíndricas foram fixadas sobre bases de PVC inseridas parcialmente ao solo, mantendo-se a palhada de cana-de-açúcar no seu interior. Para cada CSA foram utilizadas três bases de PVC sobre as quais os coletores foram rotacionados a cada reposição de espuma e/ou evento chuvoso ocorrido no intervalo de amostragem, semelhante ao realizado por Cantarella et al. (2003) e Costa et al. (2003). Esse procedimento reduz o efeito microclimático que ocorre no interior da câmara, além de permitir que chuvas e vento entrem em contato com o fertilizante aplicado no interior das bases (CANTARELLA et al., 2008). Dessa forma, a uréia foi exposta às mesmas condições climáticas do restante da parcela experimental.

O CA, modificado de Alves (2006), foi confeccionado a partir de uma placa rígida de PVC de 16 x 16 x 0,2 cm (Figura 4.1b). Na face inferior da placa, foi fixado o absorvedor de NH_3 , composto por uma espuma de polietileno idêntica à utilizada no CSA (14,4 cm de diâmetro, 2 cm de espessura e densidade de $0,02 \text{ g cm}^{-3}$). A espuma absorvedora juntamente à placa de PVC foram envoltos por película de PTFE. O PTFE manteve o conjunto placa de PVC e espuma absorvedora fixos, sendo altamente permeável ao NH_3 (SØRENSEN; JENSEN, 1991). A função da placa de PVC na parte superior do CA foi a de prevenir a absorção de NH_3 da atmosfera além daquela emitida no solo. Os coletores foram posicionados horizontalmente e a 1 cm da superfície do solo, com o apoio de quatro hastes metálicas. Ao contrário do CSA, em que as câmaras alternavam-se pelas bases periodicamente, os coletores abertos sempre se posicionaram no mesmo local, durante todo o experimento.

A uréia colocada no interior das bases dos CSA e sob os CA, considerado cada tratamento, foi pesada e aplicada na superfície, sobre a palha de cana-de-açúcar. As espumas utilizadas em ambos os coletores foram previamente embebidas por cerca de 30 mL de ácido fosfórico (solução $0,17 \text{ mol L}^{-1}$ com 5% de glicerol - v/v), embaladas em sacos plásticos e acondicionadas em congelador (-15°C) até a utilização, visando evitar a contaminação com NH_3 do ar atmosférico. As coletas e reposição das espumas foram efetuadas aos 2, 4, 6, 8, 11, 14, 18, 22, 26 e 30 dias da aplicação dos tratamentos. Para

determinação do NH_3 retido nas espumas, foi realizada a extração por lavagem com 450 mL de água desionizada. O N-NH_4^+ das amostras foi determinado em um sistema de análise por injeção em fluxo (FIA), por meio da formação de NH_3 em um meio alcalino, permeável em membrana hidrofóbica (PTFE), sendo o fluxo direcionado para uma cela de condutividade (REIS et al., 1997). Os resultados de N-volatilizado do CSA (NVdCSA , kg ha^{-1}) do CSA foram corrigidos utilizando-se as equações de calibração propostas por Lara Cabezas et al. (1999), enquanto os do CA (NVaCA , kg ha^{-1}) representaram o N-NH_3 absorvido e extrapolado para um hectare, considerando-se a faixa de aplicação de 6.667 m ha^{-1} (largura da faixa de 0,1 m).

A eficiência (E) do CA na quantificação volatilização de N-NH_3 do solo em relação aos resultados de N-volatilizado do CSA foi definida pela seguinte equação (Eq. 3.1):

$$E (\%) = \left(\frac{\text{NVaCA}}{\text{NVdCSA}} \right) \cdot 100 \quad (3.1)$$

Onde: $E (\%)$ = eficiência do CA na quantificação do processo de volatilização de N-NH_3 ; NVaCA = quantidade de N-NH_3 volatilizado absorvido pelo CA (kg ha^{-1}); NVdCSA = quantidade de N-NH_3 volatilizado determinado no CSA (kg ha^{-1}).

Figura 4.1 - Coletor semi-aberto estático e suas respectivas bases de PVC (a) e coletor aberto com absorvedor envolto em película de PTFE (b) utilizados para quantificar o N-NH_3 volatilizado da uréia aplicada sobre palhada de cana-de-açúcar. Adaptado de Lara Cabezas e Trivelin (1990) e Campana (2008)

O teor de umidade do solo foi mensurado nos mesmos tempos de coletas e reposição de espumas, por meio da coleta de quatro amostras indeformadas de solo na camada superficial (0-20 cm) na testemunha. O conteúdo de água foi determinado depois da secagem das amostras a 105°C em estufa por 48 h. A temperatura do ar a 2 m de altura da superfície do solo foi monitorada por uma estação meteorológica instalada próxima à área experimental, e os dados armazenados em um *datalogger* (modelo CR200, Campbell Scientific®, Logan, USA).

As perdas de N-NH₃ estimadas mediante utilização dos sistemas coletores foram submetidas à análise de variância e as médias ao teste de Tukey a 0,05 de probabilidade. Para as doses de N-uréia foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis associadas ao CA e CSA.

4.3 Resultados e discussão

No período experimental, a temperatura média do ar variou entre 16,2 a 26,8°C, enquanto o teor de umidade do solo na profundidade de 0-20 cm apresentou baixa amplitude, situando-se entre 143 a 193 g kg⁻¹ de H₂O (Figura 4.2). De forma atípica para a época do ano, o clima chuvoso foi predominante na região de Piracicaba-SP, com a ocorrência de chuvas intensas no local do experimento, principalmente a partir da segunda quinzena. A pluviosidade, que totalizou 142 mm ao longo dos 30 dias de avaliação, apresenta grande importância no processo de volatilização de N-NH₃, por dissolver e hidrolisar a uréia aplicada ao solo (PRASERTSAK et al., 2002), além de manter a palhada e a superfície do solo com maior umidade, intensificando as perdas de N-NH₃ (FRENEY et al., 1992). Outros fatores ambientais que influem diretamente na volatilização são a temperatura e o pH do solo (KISSEL; CABRERA, 1988; SOMMER; OLESEN, 1991), umidade relativa do ar (CABRERA et al., 2010), velocidade do vento (SOMMER; OLESEN; CHRISTENSEN, 1991) e a concentração do fertilizante nitrogenado no solo (CABRERA; KISSEL; BOCK, 1991).

Figura 4.2 - Temperatura média do ar e teor de umidade do solo na cama superficial (0-20 cm) durante o experimento realizado em Piracicaba-SP

O regime pluviométrico parece ter sido o principal componente que determinou o processo de volatilização de NH_3 . Algumas horas após a aplicação da uréia e instalação dos sistemas coletores ocorreu chuva de 23 mm de intensidade (Figura 4.3), que foi insuficiente para incorporar o fertilizante ao solo. Devido à presença de restos vegetais na superfície, maior lâmina de água é requerida para reduzir as perdas de N-uréia por volatilização (HAYSOM; CHAPMAN; VALLIS, 1990), pois a água percorre preferencialmente os canais formados nos resíduos culturais, reduzindo a capacidade de dissolução e incorporação da uréia ao solo (FRENEY et al., 1994; CABRERA et al., 2005; ROCHETTE et al., 2009). Calcino e Burgess (1995) verificaram que a precipitação pluviométrica de 23 mm não foi suficiente para dissolver toda a uréia e incorporá-la em um solo recoberto com palhada de cana-de-açúcar.

Dessa forma, a chuva que ocorreu no 1º dia da adubação nitrogenada resultou na dissolução e hidrólise de parte da uréia pela urease, uma enzima produzida por microrganismos e presente no solo nas formas intracelular e extracelular (KLOSE; TABATABAI, 2000), mais ativa em solos com restos culturais na superfície em relação a solos revolvidos (ROCHETTE et al., 2009). A hidrólise do fertilizante gerou íons N-NH_4^+ e N-NH_3 que aumentaram o pH ao redor do grânulo do fertilizante (SHERLOCK; BLACK; SMITH, 1987), intensificando as perdas do N-uréia aplicado sobre a palha de

cana-de-açúcar (FRENEY et al., 1992; PRASERTSAK et al., 2002). A precipitação pluviométrica de 15 mm no 15º dia da fertilização causou pequeno aumento na volatilização de NH_3 , embora o potencial de perdas, nessa fase, seja reduzido (LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990). A estabilização das perdas de N-NH_3 ocorreu após chuva de 30 mm, 18 dias após a aplicação do N-fertilizante, aparentemente por incorporar ao solo a uréia remanescente e os produtos de sua hidrólise (PRASERTSAK et al., 2002), diminuindo consideravelmente as emissões de N-NH_3 a partir do 19º dia de avaliação.

Figura 4.3 - N-NH_3 volatilizado acumulado em 30 dias após a adubação, estimado por dois métodos de coleta: coletor aberto com absorvedor envolto em película de PTFE (CA) e coletor semi-aberto estático (CSA). As setas indicam a ocorrência das chuvas, enquanto os números sobre as setas indicam a pluviosidade (mm)

O processo de volatilização teve sua máxima expressão na primeira semana após a adubação nitrogenada (Tabela 4.1), assim como verificado por outros autores (LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990; COSTA et al., 2003). Nos seis primeiros dias, as taxas de perdas diárias de N-NH_3 por meio do CSA nas doses de 100, 150 e 200 kg ha^{-1} de N foram, respectivamente, 3,6; 2,7 e 1,7 vezes superiores aos resultados do CA. As menores taxas quantificadas no CA no primeiro subperíodo podem estar relacionadas ao efeito da saturação superficial do sistema absorvedor, devido à intensa reação do ácido nas primeiras camadas da espuma com o NH_3 volatilizado da uréia aplicada ao solo. Com isso, houve redução na capacidade de reação (absorção) do NH_3 emitido nas parcelas que receberam dose superior a 50 kg ha^{-1} de N. Campana (2008) também observou redução na captação do N-NH_3 volatilizado pela utilização do CA em comparação ao CSA, durante os 6 primeiros dias da aplicação de 100 kg ha^{-1} de N-uréia em solo sob pastagem.

Tabela 4.1 - Taxas diárias de volatilização de N-NH_3 provenientes da aplicação de doses de uréia sobre a palhada de cana-de-açúcar e estimadas por dois sistemas coletores em diferentes subperíodos ao longo do experimento

Sistema coletor	Taxa diária de perda de N-NH ₃ (kg ha ⁻¹ dia ⁻¹)			
	50	100	150	200
	kg ha ⁻¹ de N-uréia			
0 a 6 dias				
CSA	0,8	2,7 a	4,1 a	5,0 a
CA	0,8	0,7 b	1,5 b	3,0 b
7 a 14 dias				
CSA	0,2	0,7	1,0	1,7
CA	0,1	0,6	0,9	1,3
15 a 30 dias				
CSA	0,8	0,3	0,2	0,3
CA	0,5	0,1	0,1	0,2

Médias seguidas pela mesma letra na coluna em cada subperíodo não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A partir do 7º dia, a taxa de volatilização de N-NH_3 de todos os tratamentos foi inferior ao subperíodo anterior, assim como entre 15 a 30 dias da aplicação da uréia. As hipóteses para o declínio nas taxas de perdas após 5 a 10 dias da aplicação da uréia estão relacionadas à redução nas concentrações de N amoniacal no solo em decorrência da volatilização inicial e das intensas reações de imobilização/nitrificação do fertilizante (RECOUS; MARY; FAURIE, 1990; MARTIKAINEN, 1985), além do efeito da sucessão de chuvas frequentes ocorridas entre 15 e 30 dias após a fertilização nitrogenada, que incorporaram ao solo o restante do N-uréia existente em superfície.

As perdas cumulativas de N-NH_3 mensuradas por meio do CSA, representaram, nos seis primeiros dias do estudo, 63, 66, 69 e 62% das emissões totais, respectivamente para as doses 50, 100, 150 e 200 kg ha^{-1} de N-uréia (Tabela 4.2). Nesse mesmo período, Lara Cabezas e Trivelin (1990) observaram acumulação média de 95% do N-NH_3 total volatilizado através do CSA durante 37 dias de avaliação em ambiente controlado, confirmando que as perdas de N-NH_3 ocorrem principalmente nos primeiros dias após a aplicação do fertilizante. No caso do CA, a volatilização acumulada de N-NH_3 para as doses de 50, 100, 150 e 200 kg ha^{-1} de N significaram, respectivamente, 70, 31, 50 e 56% do N-NH_3 total perdido para a atmosfera. Conforme discutido anteriormente, a possível saturação do absorvedor no CA prejudicou a captação do NH_3 volatilizado, subestimando as perdas cumulativas, comparativamente ao CSA, nas doses de 100, 150 e 200 kg ha^{-1} de N.

No subperíodo de 7 a 14 dias, levando-se em consideração todas as doses de N, a volatilização acumulada no CSA e CA representaram, respectivamente, 24 e 30%, do total de N-NH_3 emitido do solo. Na metade final do experimento, as perdas de N-NH_3 atingiram as mais baixas magnitudes de perdas (11% para o CSA e 17% para o CA). Menores acúmulos de N-NH_3 volatilizado ocorrem usualmente a partir de 10 dias da aplicação da uréia, dependendo das condições ambientais e do solo (SOMMER; SCHJOERRING; DENMEAD, 2004). Sommer e Ersbøll (1996) utilizaram um modelo sigmoidal para relacionar a volatilização cumulativa de N-NH_3 da uréia com o tempo de aplicação, mostrando que em solos argilosos metade das perdas totais podem ser alcançadas entre 2 a 7 dias após a aplicação do N-fertilizante.

Tabela 4.2 - Volatilização acumulada de N-NH₃ proveniente da aplicação de doses de uréia sobre a palhada de cana-de-açúcar e estimadas por dois sistemas coletores em diferentes subperíodos ao longo do experimento

Sistema coletor	Perdas acumuladas de N-NH ₃ (kg ha ⁻¹)			
	50	100	150	200
	kg ha ⁻¹ de N-uréia			
	0 a 6 dias			
CSA	4,9	16,2 a	24,5 a	30,0 a
CA	4,7	4,5 b	9,2 b	17,7 b
	7 a 14 dias			
CSA	1,5	5,8	7,8	13,8
CA	1,2	4,5	7,2	10,7
	15 a 30 dias			
CSA	1,4	2,4	3,4	4,3
CA	0,8	5,3	1,9	3,3

Médias seguidas pela mesma letra na coluna em cada subperíodo não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Apesar da subestimação do processo de volatilização nos estágios iniciais (0 a 6 dias), o CA não alterou a quantidade de N-NH₃ volatilizado em comparação com o CSA (Figura 4.4a), considerado como uma estimativa real do processo, devido à calibração do aparelho com ¹⁵N. Alves (2006), conduzindo experimento em casa de vegetação, também não observou diferenças na quantificação do N-NH₃ volatilizado do solo utilizando o CSA e o CA. As estimativas de volatilização média de N-NH₃ em relação ao N-uréia, considerado todas as doses (Figura 4.4b), foram de 22,0% ± 4,7 e 13,9% ± 7,2 para o CSA e o CA, respectivamente. Essas perdas de N encontram-se na faixa estimada (18 a 26%) das emissões globais de N-NH₃ referente à aplicação superficial de uréia (BOUWMAN; BOUMANS; BATJES, 2002). Os resultados também são próximos aos de estudos que avaliaram a volatilização de N-NH₃ a partir da aplicação de uréia sobre a palha residual de cana-de-açúcar (PRAMMANEE et al., 1989; FRENEY et al., 1994; CANTARELLA et al., 2008).

Figura 4.4 - (a) Perda final de N-NH₃ pela aplicação superficial de uréia em palhada de cana-de-açúcar e estimada pelos sistemas coletores. As letras maiúsculas e minúsculas distintas sobre as barras indicam, respectivamente, diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os coletores e doses do N-fertilizante. (b) Perda percentual de N-NH₃. As barras verticais indicam desvios padrões das médias para $n = 4$

A melhor correlação entre as quantidades de N-NH₃ volatilizado absorvido pelo CA (NVaCA) e as de N-NH₃ volatilizado determinado pelo CSA (NVdCSA) foi obtido por um modelo exponencial (Figura 4.5). A eficiência do CA variou de forma não-linear com a quantidade de NVdCSA. Lara Cabezas e Trivelin (1990), avaliando a eficiência do CSA, também verificaram que as quantidades de N-NH₃ volatilizado ajustaram-se a um modelo exponencial. Araújo et al. (2009), calibrando uma câmara semiaberta estática para quantificação do N volatilizado, observaram que a recuperação do ¹⁵N-NH₃ no

coletor aumentou de forma linear com o aumento da taxa de volatilização de NH_3 do solo.

A eficiência média do CA foi de 58,4% do total do N-NH_3 volatilizado do solo, para a faixa de NVdCSA obtido com as doses entre 100 e 200 kg ha^{-1} de N-uréia (Tabela 4.3). Lara Cabezas et al. (1990) verificaram eficiência de 16,2% para o CSA, explicada pela disposição das espumas no coletor, que dificultam a circulação de ar no interior da câmara, diminuindo a evaporação de água do solo em relação ao exterior. Araújo et al. (2009), estudando um coletor com livre fluxo de ar no interior, observaram eficiência de 57%. Desse modo, fica evidente que sistemas coletores que favoreçam o fluxo de ar na região de captura do N-NH_3 apresentem maior eficiência na quantificação processo de volatilização.

Figura 4.5 - Curva de regressão entre o N-NH_3 volatilizado absorvido pelo CA (NVaCA) o N-NH_3 volatilizado determinado pelo CSA (NVdCSA). **: significativo a 1%.

Tabela 4.3 - Eficiência do CA relacionado a doses de uréia e o N-NH₃ volatilizado determinado pelo CSA (NVdCSA), de acordo com o modelo de ajuste selecionado

Dose de N	NVdCSA	Eficiência
kg ha⁻¹ N		%
50	7,79	96,5 a
100	24,43	53,2 b
150	35,73	55,5 b
200	48,09	66,6 b

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

É importante destacar que a eficiência do CA no presente trabalho foi obtida pela manutenção do aparelho no mesmo local durante o ensaio, em contrapartida ao CSA, que foi rotacionado por bases nas reposições das espumas contendo solução ácida. Assim, as chuvas ocorridas podem não ter alcançado todo o fertilizante aplicado sob o CA, impedindo a total hidrólise da uréia, e consequente volatilização de N-NH₃ no primeiro subperíodo. Do mesmo modo, dados superestimados do processo de volatilização podem ocorrer, caso chuvas intensas não atinjam com totalidade a uréia sob o coletor, promovendo apenas a dissolução e hidrólise, enquanto que em locais desprovidos do sistema coletor, grande parte da uréia é incorporada ao solo, minimizando-se as perdas de N-NH₃.

Para a obtenção de estimativas mais realistas do processo de volatilização, novas pesquisas são necessárias visando à calibração do CA em condições de campo, para avaliar possíveis alterações nos valores da recuperação de N-NH₃ emitido do solo. Para a reprodução mais fiel das condições climáticas locais, é altamente recomendada a alternância de posição do coletor após a ocorrência de eventos chuvosos e nas substituições do sistema absorvedor (espumas). Outra possibilidade, também relatada por Campana (2008), seria intensificar as reposições da espuma do sistema coletor nos primeiros seis dias após a aplicação da uréia ao solo, período em que ocorrem as maiores emissões de N-NH₃, com o objetivo de reduzir a saturação do sistema absorvedor.

4.4 Conclusões

O coletor aberto com absorvedor envolto em película de PTFE não interferiu na volatilização de N-NH₃, em relação ao coletor semi-aberto estático (método referência). A eficiência do sistema coletor variou de forma não-linear, em função da taxa de N-NH₃ volatilizado, com valor médio de 58,4% na faixa de 100 a 200 kg ha⁻¹ de N-uréia.

Referências

ALVES, A.C. **Métodos para quantificar a volatilização de N-NH₃ em solo fertilizado com uréia**. 2006. 41 p. Dissertação (Mestrado em Qualidade e Produtividade Animal) - Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2006.

ARAÚJO, E.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, p. 769-776, 2009.

BARRIE, A.; PROSSER, S.J. Automated analysis of light-element stable isotopes by isotope ratio mass spectrometry. In: BOUTTON, T.W.; YAMASAKI, S. (Ed.). **Mass spectrometry of soils**. New York: Marcel Dekker, 1996. p. 1-46.

BOUWMAN, A.F.; BOUMANS, L.J.M.; BATJES, N.H. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, p. 1024, 2002.

CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E.; BOCK, B.R. Urea hydrolysis in soils: effects of urea concentration and soil pH. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 23, p. 1121-1124, 1991.

CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E.; VAIO, N.; CRAIG, J.R.; REMA, J.A.; MORRIS, L.A. Loblolly pine needles retain urea fertilizer that can be lost as ammonia. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1525-1531, 2005.

CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E.; CRAIG, J.R.; QAFOKU, N.P.; VAIO, N.; REMA, J.A.; MORRIS, L.A. Relative humidity controls ammonia loss from urea applied to loblolly pine. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, p. 543-549, 2010.

CALCINO, D.V.; BURGESS, D.J.W. Effect of urea placement on crop cycle yields of green trash blanketed sugarcane ratoons. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Bundaberg, v. 17, p. 193-198, 1995.

CAMPANA, M. **Coletores de amônia, fontes e formas de aplicação de nitrogênio em *Panicum maximum* cv. Tanzânia submetido a manejo intensivo**. 2008. 77 p. Dissertação (Mestrado em Nutrição e Produção Animal) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2008.

CANTARELLA, H.; MATTOS JUNIOR, D.; QUAGGIO, J.A.; RIGOLIN, A.T. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, London, v. 67, p. 215-223, 2003.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O.; CONTIM, T.L.M.; DIAS, F.L.F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R.B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 397-401, 2008.

COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 631-637, 2003.

DENMEAD, O.T.; SIMPSON, J.R.; FRENEY, J.R. A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 41, p. 1001-1004, 1977.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306 p.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W.; SAFFIGNA, P.G. Ammonia loss following urea addition to sugar cane trash blankets. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Melbourne, v. 16, p. 114-121, 1994.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W.; SAFFIGNA, P.G.; CHAPMAN, L.S.; HAM, G.J.; HURNEY, A.P.; STEWART, R.L. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane field fertilized with urea. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 31, p. 341-349, 1992.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. pt. 1: Physical and mineralogical methods, p. 383-411. (Agronomy Series, 9).

HAYSOM, M.B.; CHAPMAN, L.S.; VALLIS, I. Recovery of nitrogen from ¹⁵N urea applied to a green cane trash blanket at Mackay. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Brisbane, v. 16, p. 79-84, 1990.

KISSEL, D.E.; CABRERA, M.L. Factors affecting urea hydrolysis. In: BOCK, B.R.; KISSEL, D.E. (Ed.). **Ammonia volatilization from urea fertilizers**. Muscle Shoals: Tennessee Valley Authority; National Fertilizer Development Center, 1988. p. 53-56.

KISSEL, D.E.; BREWER, H.L.; ARKIN, G.F. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 41, p. 1133-1138, 1977.

KLOSE, S.; TABATABAI, M.A. Urease activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 31, p. 191-199, 2000.

LAGREID, M.; BOCKMAN, O.C.; KAARSTAD, O. **Agriculture, fertilizers and the environment**. Cambridge: CABI, 1999. 294 p.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, p. 345-352, 1990.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLLI, J.A.; SANTANA, D.G.; GASCHO, G.J. Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 30, p. 389-406, 1999.

MARTIKAINEN, P.J. Nitrification in forest soil of different pH as affected by urea, ammonium sulphate and potassium sulphate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 363-367, 1985.

NÖMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 39, p. 309-318, 1973.

PRAMMANEE, P.; SAFFIGNA, P.G.; WOOD, A.W.; FRENEY, J.R. Loss of nitrogen from urea and ammonium sulphate applied to sugar cane crop residues. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Mackay, v. 11, p. 76-84, 1989.

PRASERTSAK, P.; FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; PROVE, B.G.; REGHENZANI, J.R. Effects of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, London, v. 62, p. 229-239, 2002.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RECOUS, S.; MARY, B.; FAURIE, G. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 913-922, 1990.

REIS, B.F.; VIEIRA, J.A.; KRUG, F.J.; GINÉ, M.F. Development of a flow injections system two analytical paths for ammonium determination in soil extracts by conductometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 8, p. 523-528, 1997.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; MACDONALD, J.D.; BISSONNETTE, N.; BERTRAND, N. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: a laboratory comparison. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 310-315, 2009.

SHERLOCK, R.R.; BLACK, A.S.; SMITH, N.P. Micro-environment soil pH around broadcast urea granules and its relationship to ammonia volatilization. In: BACON, P.E.; EVANS, J.; STORRIER, R.R.; TAYLOR, A.C. (Ed.). **Nitrogen cycling in temperate agricultural systems**. Riverina Branch: Australian Society of Soil Science, 1987. p. 316-326.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 11th ed. Washington: USDA, Natural Resources Conservation Service, 2010. 344 p.

SOMMER, S.G.; ERSBØLL, S.K. Effect of air flow rate, lime amendments and chemical soil properties on the volatilization of ammonia from fertilizers applied to sandy soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 21, p. 53–60, 1996.

SOMMER, S.G.; OLESEN, J.E. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, p. 679–683, 1991.

SOMMER, S.G.; OLESEN, J.E.; CHRISTENSEN, B.T. Effects of temperature, wind speed, and air humidity on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry. **The Journal of Agricultural Science**, London, v. 117, p. 91–100, 1991.

SOMMER, S.G.; SCHJOERRING, J.K.; DENMEAD, O.T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 82, p. 557-622, 2004.

SØRENSEN, P.; JENSEN, E.S. Sequential diffusion of ammonium and nitrate from soil extracts to a polytetrafluoroethylene trap for ¹⁵N determination. **Analytica Chimica Acta**, New York, v. 252, p. 201-203, 1991.

VOLK, M.G. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf of bare soils. **Agronomy Journal**, Madison, v. 51, p. 746-749, 1959.

WANG, Z.; LIU, X.; JU, X.; ZHANG, F.; MALHI, S.S. Ammonia volatilization loss from surface-broadcast urea: comparison of vented and closed-chamber methods and loss in winter wheat-summer maize rotation in North China Plain. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 35, p. 2917-2939, 2004.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta seção serão abordados os principais resultados obtidos neste estudo que aliados às perspectivas futuras, possibilitem o melhor entendimento das transformações do nitrogênio no sistema solo-planta, a fim de que se possa realizar a fertilização nitrogenada de agroecossistemas com cana-de-açúcar visando maior eficiência e sustentabilidade.

O experimento realizado para estimar a mineralização líquida de nitrogênio em amostras de cinco solos (com características químicas e físicas contrastantes) cultivados com cana-de-açúcar apontou que o N mineralizado acumulado em 32 semanas de incubação aeróbia variou de 224 a 411 kg ha⁻¹ de N (média de 291 kg ha⁻¹ de N) para a profundidade do solo de 0-60 cm. Levando-se em consideração que a cana-de-açúcar pode extrair quantidades de N que variam de 0,9 a 1,4 kg Mg⁻¹ (COALE et al., 1993; RAKKIYAPPAN et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2010), a produtividade de colmos de 100 Mg ha⁻¹, usualmente obtida na região Centro-Sul do país, poderia ser suprida na totalidade pelo N da mineralização da MOS ao longo do ciclo de desenvolvimento da cultura. Entretanto, é importante ressaltar que ensaios de incubação para predição do N mineralizável são realizados em condições controladas (ideais) de umidade e temperatura assim como de aeração, para a microbiota do solo. Em condições de campo, por sua vez, a mineralização do N do solo apresenta-se geralmente inferior aos resultados verificados em laboratório (JOHNSON; EDWARDS; TODD, 1980), devido às variações que os microrganismos são expostos.

Ainda assim, avaliações da mineralização do N do solo auxiliam na compreensão das reduzidas ou mesmo inexistentes repostas da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada no ciclo de cana planta (NG KEE KWONG et al., 1987; FRANCO et al., 2008), atribuída, muitas vezes, ao preparo de solo, que incorpora resíduos da cultura e desagrega os complexos organo-minerais formados, estimulando o ataque microbiano à matéria orgânica. Nas soqueiras subsequentes ao ciclo de cana planta, fatores como a ausência de revolvimento do solo, manutenção da palha superficial e consequente desuso da operação de cultivo mecânico (escarificação do solo) na entrelinha, podem explicar a menor intensidade de mineralização do N. Portanto, a adubação nitrogenada

na cultura se faz necessária para a obtenção de produtividades elevadas após o primeiro corte.

Os fertilizantes nitrogenados Ajifer[®], YaraBela Nitromag[™], nitrato de amônio e as doses de 150 e 200 kg ha⁻¹ de N-uréia apresentaram, inicialmente, os maiores acréscimos na disponibilidade de N no solo LVd, enquanto que na área de estudo com LVAe, as fontes e doses de N não alteraram os valores de N mineral no solo. Em ambos os ensaios, a disponibilidade de N no solo decresceu acentuadamente após o início das chuvas intensas, devido possivelmente à absorção do N pelas plantas. Apesar do reduzido aproveitamento pela planta do N do adubo, entre 20 a 40% do N-fertilizante aplicado segundo Cantarella (2007), o N-fertilizante pode permanecer no solo, imobilizado pelos microrganismos heterotróficos, tornando-se pouco disponível no ciclo posterior. Dessa forma, o aumento no aproveitamento da fertilização nitrogenada por soqueira de cana-de-açúcar pode ser conseguido pelo fornecimento do nutriente o mais próximo possível do estágio de desenvolvimento em que a planta o necessite (fase de crescimento exponencial). O uso de fertilizantes nitrogenados recobertos, por exemplo com polímeros, que promovam a liberação controlada e/ou lenta do N também são medidas possíveis para aumentar o tempo de disponibilidade do N-fertilizante no solo.

A aplicação de uréia sobre a palhada de cana-de-açúcar no solo LVd resultou em perdas de N-NH₃ por volatilização de aproximadamente 22%, considerando todas as doses. Embora o processo de volatilização seja dependente de vários fatores ambientais, a umidade do solo pode ser considerada como um dos mais significativos. Em função da alta solubilidade da uréia, chuvas intensas podem incorporar rapidamente o fertilizante ao solo, reduzindo as perdas por volatilização (CANTARELLA et al., 2008). Entretanto, precipitações pluviométricas de reduzida intensidade são insuficientes para incorporar a uréia e podem até acentuar as emissões de N-NH₃ (FRENEY et al., 1994), por fornecer umidade necessária à hidrólise e a evaporação da água do solo que carregará o NH₃ para a atmosfera. Devido ao complexo manejo dessa fonte amídica, a aplicação de uréia na superfície do solo deve ser evitada o quanto possível, dado o potencial de perdas de NH₃ que pode ocorrer. A incorporação da uréia ao solo, apesar de minimizar as perdas por volatilização, apresenta baixa operacionalidade e alto custo.

Em recente revisão produzida por Chien, Prochnow e Cantarella (2009), os autores relataram que a utilização de inibidores da urease, dentre eles o NBPT, têm merecido atenção, por apresentarem-se como interessante estratégia para incrementar a eficiência de fertilizantes nitrogenados baseados na uréia.

Por fim, o aumento na eficiência da fertilização nitrogenada, principalmente em soqueiras de cana-de-açúcar colhidas sem despalha a fogo, é dependente de pesquisas futuras que atuem nos seguintes temas:

1. Avaliação da mineralização da MOS em condições de campo e sua capacidade de suprimento de N à cultura durante o ciclo de desenvolvimento;
2. Determinação de métodos biológicos e/ou químicos que possibilitem a recomendação da adubação nitrogenada com base na análise de solo;
3. Ajuste nas doses de N aplicadas, devido à possível imobilização de parte do N-fertilizante para a decomposição da palhada de alta relação C/N;
4. Desenvolvimento e aprimoramento de fontes nitrogenadas que apresentem menor suscetibilidade aos processos de imobilização, volatilização, lixiviação e desnitrificação, para melhor aproveitamento do N-fertilizante pelas plantas.

Referências

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES, V.; V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O.; CONTIM, T.L.M.; DIAS, F.L.F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R.B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 397-401, 2008.

CHIEN, S.H.; PROCHNOW, L.I.; CANTARELLA, H. Recent developments of fertilizer production and use to improve nutrient efficiency and minimize environmental impacts. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 102, p. 267-322, 2009.

COALE, F.J.; SANCHEZ, C.A.; IZUNO, F.T.; BOTTCHEER, A.B. Nutrient accumulation and removal by sugarcane grown on Everglades Histosols. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p. 310-315, 1993.

FRANCO, H.C.J.; TRIVELIN, P.C.O.; FARONI, C.E.; VITTI, A.C.; OTTO, R. Aproveitamento pela cana-de-açúcar da adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2763-2770, 2008.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W.; SAFFIGNA, P.G. Ammonia loss following urea addition to sugar cane trash blankets. **Proceedings of Australian Society Sugar Cane Technologists**, Melbourne, v. 16, p. 114-121, 1994.

JOHNSON, D.W.; EDWARDS, N.T.; TODD, D.E. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification following urea fertilization of a forest soil under field and laboratory conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 610-616, 1980.

NG KEE KWONG, K.F.; DEVILLE, J.; CAVALOT, P.C.; RIVIERE, V. Value of cane trash in nitrogen nutrition of sugarcane. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 102, p. 79-83, 1987.

OLIVEIRA, E.C.A.; FREIRE, F.J.; OLIVEIRA, R.I.; FREIRE, M.B.G.S.; SIMÕES NETO, D.E.; SILVA, S.A.M. Extração e exportação de nutrientes por variedades de cana-de-açúcar cultivadas sob irrigação plena. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1343-1352, 2010.

RAKKIYAPPAN, P.; THANGAVELU, S.; BHAGYALAKSHMI, K.V.; RADHAMANI, R. Uptake of nitrogen, phosphorus and potassium by some promising mid late maturing sugarcane clones. **Sugar Tech**, New Delhi, v. 9, p. 23-27, 2007.