Fernando Tadeu de Assis Gonçalves

DINÂMICA DO NITROGÊNIO EM SOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO E CULTIVADO COM CAFÉ

Dissertação de Mestrado apresentada à Comissão de pós-graduação do Instituto Agronômico de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical e Subtropical, na área de concentração de Gestão dos Recursos Agroambientais.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Severiano Berton

Co-orientador: Prof. Dr. Otávio Antônio Camargo

Campinas
2005

Dedicatória

Aos meus pais, irmãos e sobrinhos,

Dedico

Agradecimentos

Aos Profs. Drs. Ronaldo Severiano Berton e Otávio Antônio Camargo pela orientação, amizade, conselhos e apoio nas decisões tomadas durante o curso de pós-graduação;

Aos Drs. Heitor Cantarella e Ondino Bataglia pelas orientações e esclarecimentos;

Aos colegas pós-graduandos pela amizade e companheirismo;

Às estagiárias Vanessa, Carol, Fabiana, Luciana e a todos os funcionários do Instituto Agronômico de Campinas, especialmente ao seu Zé, à Sandra, à Aline, à Angelina, à Célia, à Renata, pela amizade e colaboração;

Enfim, a todos que direta e indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

GONÇALVES, F. T. A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café.** 2005. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, 2005.

RESUMO

Atualmente um dos grandes problemas enfrentados pelo aumento da expansão urbana é a destinação do enorme volume de esgoto gerado nas cidades. Visando à busca de soluções para amenizar este problema, a construção de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) se torna necessária. No entanto, essas Estações defrontam-se com um novo problema: a destinação a ser dada ao lodo de esgoto (LE), resíduo que permanece após o tratamento do esgoto. Como o LE é um resíduo de composição predominantemente orgânica e rico em nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, a utilização em terras agricultáveis tem se apresentado como uma opção racional. No entanto, quando se considera o seu uso em área agrícola, um dos questionamentos que são feitos diz respeito à taxa de mineralização do nitrogênio aplicado via resíduo e a possibilidade de caminhamento através do perfil do solo do nitrato produzido com conseqüente aumento da quantidade do mesmo em águas subterrâneas. Dessa forma objetivou-se com este trabalho avaliar os efeitos da reciclagem do nitrogênio presente no lodo e sua influência na produtividade do cafeeiro. O projeto foi instalado no Instituto Agronômico de Campinas em março de 2004, em um cafeeiro Variedade Obatã. O lodo utilizado foi proveniente da ETE de Jundiaí nas doses de 0, 11,5 e 23Mg de lodo seco ha^{-1}, apresentando em sua composição em base seca: Nitrogênio total = 25g kg^{-1}; Nitrogênio amoniacal = 3,4g kg^{-1}; e Nitrogênio (nitrato – nitrito) = 85,9mg kg^{-1}. Para a determinação em laboratório da fração de mineralização (FM) do nitrogênio presente no lodo foi adotado o método de incubação sem lixiviação, de acordo com a Norma CETESB (1999). Para a determinação em campo da FM do nitrogênio e lixiviação do nitrato foram utilizados tubos de PVC com 5cm de diâmetro e 35cm de comprimento enterrados sob a saia do café. Em relação à determinação do N absorvido pelas plantas, amostras de folhas foram coletadas no 3º par de folhas de dois ramos do terço médio da planta. Na determinação no nitrogênio volatilizado foram utilizadas câmaras coletoras de amônia volatilizada e a aplicação do lodo foi feita nas doses de zero; 80 e 160Mg de lodo seco ha^{-1}. Os resultados mostraram que as FM do nitrogênio do lodo em ensaio laboratorial e em campo ficaram em volta de 20 a 30%, sendo compatível com a sugerida pela Norma CETESB (1999), que é de 30% para lodo digerido aerobicamente. As concentrações nas folhas do nitrogênio absorvido pelas plantas do café ficaram em torno de 30g kg^{-1}, indicando que a aplicação do lodo foi eficiente em fornecer este nutriente para as plantas. As porcentagens obtidas do N lixiviado em relação ao Ntotal aplicado ficaram em aproximadamente 4%, não indicando o risco de lixiviação do N para o lençol freático. As porcentagens do nitrogênio volatilizado foram menores do que 0,5%, mostrando perdas insignificantes de N pela volatilização da amônia.

Palavras chave: lodo de esgoto; nitrogênio; mineralização; volatilização; lixiviação; café.

GONÇALVES, F. T. A. **Nitrogen dynamics in field amended with sewage sludge and cultivated with coffee.** 2005. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, 2005.

ABSTRACT

A great problem faced by the increase of the urban expansion is the destination of the enormous sewage volume generated in the cities. Seeking for solutions to find an answer to this problem, the construction of Sewage Treatment Plants (STP) becomes necessary. However, those STP are confronted with a new problem: the destination to be given to the sewage sludge (SS), residue of sewage´s treatment. As the SS is predominantly an organic residue, rich in nutrients, mainly nitrogen and phosphorus, its use in agricultural lands has been presenting as a rational option. However, when SS is considered to be applied in agricultural land, one of the questions about its use in agriculture is concerned to the mineralization fraction (MF) of the applied nitrogen present in the sludge and the leaching possibility through the soil profile of the nitrate produced with consequent increase in underground waters. The objective of this study was to evaluate the effects of recycling the nitrogen present in the sludge and its influence in the N absorption by coffee plants. The project was installed at the Agronomic Institute of Campinas in March 2004, with an Obatã Variety. The SS was produced on a STP at Jundiaí, and applied at the doses: 0, 11,5 and 23Mg of dry sludge ha^{-1}, presenting: Total nitrogen = 25g kg^{-1}; Nitrogen amoniacal = 3,4g kg^{-1}; and Nitrogen (nitrate - nitrite) = 85,9mg kg^{-1}. The MF of the nitrogen present in the sludge used in the incubation method without leaching is in agreement with rule CETESB (1999). Tubes of PVC were used with 5cm of diameter and 35cm of length buried under the skirt of the coffee for MF determination in field conditions and leaching of the nitrate. The N absorbed by the plants was determined by collecting and analyzing samples of leaves. Collectors chambers of ammonia volatilized were used for the determination of nitrogen volatilized, and the application of the sludge was made at the doses of 0; 80 and 160Mg of dry sludge ha^{-1}. The results showed that nitrogen MF of the sludge in laboratorial and field analysis was in about 20 to 30%, being in agreement with for rule CETESB (1999), which determined MF of 30% for sludge digested aerobically. Concentrations of nitrogen in coffee leaves were around 30g kg^{-1}, indicating that the sludge application was efficient in supplying this nutrient to plants. The percentages of N leached obtained in relation to Ntotal applied were in approximately 4%, indicating no risk of N leaching for underground waters. The percentages of the nitrogen volatilized were smaller than 0,5%, showing insignificant N losses as ammonia volatilization.

Key words: biosolids; mineralization; volatilization; nitrate leaching.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilustração dos tubos de PVC 28

Figura 2. Ilustrações dos tubos incubadores no solo. 29

Figura 3. Ilustrações da câmara de volatilização 31

Figura 4. Mineralização acumulada de nitrogênio em ensaio laboratorial, num período de 126dias. 34

Figura 5. Mineralização acumulada de nitrogênio na camada 0-15cm de profundidade, num período de 120 dias. 36

Figura 6. Concentrações de N nas folhas do cafeeiro em 0, 60 e 120 dias após a aplicação do lodo de esgoto. 41

Figura 7. Concentrações de N mineral nas camadas 0-15cm e 15-30cm de profundidade durante o período analisado. Tubo aberto. 44

Figura 8. Concentrações de N mineral nas camadas 0-15cm e 15-30cm de profundidade durante o período analisado. Tubo fechado. 45

Figura 9. Volatilização do nitrogênio em resposta a aplicação de diferentes doses de lodo durante o período de sessenta dias. 50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição do lodo de esgoto utilizado no experimento 24

Tabela 2. Composição do lodo de esgoto utilizado no ensaio laboratorial 26

Tabela 3. Frações de mineralização do nitrogênio do lodo em condições laboratoriais 35

Tabela 4. Concentrações de N mineral no solo durante o período analisado na camada 0-15cm de profundidade 37

Tabela 5. Frações de mineralização do nitrogênio do lodo em condições de campo 120 dias após a aplicação do lodo, numa profundidade de 0-15cm..... 39

Tabela 6. Concentrações de N nas folhas do cafeeiro durante o período estudado..... 42

Tabela 7. Variações das concentrações de N mineral no solo com o tempo na camada 15 a 30cm de profundidade 47

Tabela 8. Porcentagens de lixiviação do N na camada de 15-30cm de profundidade 48

Tabela 9. Porcentagens da volatilização do N..... 51

SUMÁRIO

1 Introdução 1
1.1 Objetivo geral 2
1.2 Objetivos parciais 3
2 Revisão de Literatura 3
2.1 Geração de lodo de esgoto nos centros urbanos 3
2.2 Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas 6
2.3 Determinação da taxa de aplicação em função do nitrogênio disponível estabelecida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental CETESB, 1999 9
2.4 Determinação da taxa de aplicação em relação às Normas do Paraná, do Canadá, da Austrália e da Norte Americana. 10
2.5 Dinâmica do nitrogênio quando aplicado via lodo de esgoto no solo 10
2.5.1 Mineralização e disponibilidade do nitrogênio para as plantas 12
2.5.2 Lixiviação do nitrogênio 15
2.5.3 Volatilização do nitrogênio 19
3 Metodologia 22
3.1 Caracterização da área e delineamento experimental 22
3.2 Caracterização do resíduo e tratamentos 23
3.3 Determinação em laboratório da fração de mineralização do nitrogênio 25
3.4 Determinação da fração de mineralização do nitrogênio e caminhamento do nitrato 28
3.5 Absorção do nitrogênio pelas plantas 30
3.6 Determinação do nitrogênio volatilizado 31
4 Resultados e Discussão 33
4.1 Mineralização do N em laboratório 33
4.2 Mineralização do N em campo 36
4.3 Absorção do N pelas plantas 40
4.4 Lixiviação do N 43
4.5 Volatilização do N 49
5 Conclusões 52
6 Bibliografia Consultada 53
ANEXOS 59

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos grandes problemas enfrentados pelo aumento da expansão urbana é a destinação do enorme volume de esgoto gerado nas cidades. Esse esgoto pode ser tratado nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), gerando um lodo denominado lodo de esgoto (LE). Esse resíduo, quando devidamente higienizado e com teores baixos de metais pesados, recebe a denominação de biossólido. Em muitas cidades brasileiras onde não existe uma alternativa consistente para o destino final do LE, as ETEs passaram a estocar esse lodo em suas imediações, com altos riscos ambientais. Este e outros métodos alternativos como a disposição em aterros sanitários, rios, mares e locais públicos precisam ser contidos.

O uso de áreas agrícolas para disposição do LE parece uma alternativa necessária, não só no aspecto ambiental, mas também para diminuir custos e garantir uma reciclagem de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que se tornarão cada vez mais escassos no futuro.

Como a degradação das condições físicas do solo e o aumento do risco de erosão estão fortemente relacionados com os cultivos intensivos devido ao decréscimo gradual da matéria orgânica contida no solo, o LE poderá ser uma alternativa de conter essa degradação, pois serve também como condicionador do solo devido às propriedades benéficas químicas e físicas. Nestas propriedades destacam-se altos teores de matéria orgânica, incluindo húmus, além da capacidade de aumentar a estabilidade de agregação do solo.

No entanto, quando se considera do uso de LE em área agrícola e florestal, um dos questionamentos que são feitos diz respeito à taxa de mineralização do nitrogênio aplicado via resíduo e a possibilidade de caminhamento através do perfil do solo do nitrato produzido, com conseqüente aumento da quantidade do mesmo em águas subterrâneas, contaminando-as.

A recomendação da quantidade de lodo a ser aplicada é normalmente feita tomando-se como base os teores de nitrogênio no LE e os requerimentos da cultura neste nutriente. Dessa forma verifica-se a importância do estudo da dinâmica da mineralização dos lodos de esgoto para fornecer parâmetros úteis à definição das doses máximas desses materiais que serão aplicados aos solos, de modo a se evitar a geração de nitrato em quantidade que exceda a capacidade de absorção pelas plantas.

Como os dados do comportamento do nitrogênio, presente em LE, depois de aplicados em solos sob clima tropical, ainda são escassos e, sendo a cultura do café promissora para a reciclagem do lodo de esgoto por apresentar características como a sua alta exigência em nutrientes e o espaçamento entre covas que facilita a sua aplicação mecanizada, tomaram-se como objetivos deste projeto:

1.1 Objetivo Geral:

Estudar a dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café.

1.2 Objetivos Parciais:

Avaliar a volatilização do nitrogênio;

Determinar a taxa de mineralização do nitrogênio no solo, in situ e em condições controladas de laboratório;

Avaliar a disponibilidade do N para o cafeeiro; e,

Avaliar a lixiviação do nitrato até 30cm de profundidade.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Geração de lodo de esgoto nos centros urbanos

Os resíduos resultam de atividades industriais ou de sistemas de tratamento de diversas origens, podendo apresentar-se nas formas sólida, semi-sólida, líquida ou gasosa. Em função de suas características específicas, podem apresentar risco efetivo ou potencial à saúde humana, ou gerar impactos aos meios físico, biótico e sócio econômico, exigindo cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento, coleta, transporte e disposição final. Tal disposição depende do grau de periculosidade do resíduo, podendo acontecer em aterros

convencionais, para os resíduos inertes, e em aterros especiais, para os não inertes e/ou perigosos (Amaral Sobrinho *et al*., 1998).

A crescente pressão da sociedade pela manutenção e melhoria das condições ambientais tem exigido das autoridades e das empresas públicas e privadas atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento, às limitações da exploração dos recursos naturais (Bettiol e Camargo, 2000). Dentre esses recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando, portanto, de rápida recuperação (Bertoncini e Mattiazzo, 1999; Bettiol e Camargo, 2000).

Visando à busca de soluções para recuperar a qualidade desses mananciais, Martins *et al*. (2003) citam a construção de Estações de Tratamento de Esgoto (E.T.E.) como uma alternativa, já que os despejos líquidos (esgoto) domésticos e industriais são os principais responsáveis pela poluição dos mananciais hídricos que abastecem as médias e grandes cidades brasileiras. Um dos parâmetros que mais tem merecido a atenção dos órgãos de controle ambiental é a Demanda Bioquímica de Oxigênio que, em alguns casos, é limitada a 60mg L^{-1} para os efluentes (Sobrinho, 2000).

Andreoli *et al* (1999) citam que até o ano de 1990 apenas 35% dos esgotos produzidos em cidades brasileiras eram coletados sendo que, deste total, cerca de 10% recebiam algum tipo de tratamento. A conseqüência deste fato é o lançamento diário de 10 bilhões de litros de esgoto bruto nos cursos d'água, situação que deve ser agravada pela inclusão de mais 73 milhões de habitantes nas redes de coletas nos próximos quinze anos.

Com a implementação de Estações de Tratamento de Esgoto obtém-se, geralmente, considerável redução da carga orgânica dos efluentes. No entanto, as estações de tratamento de esgoto defrontam-se com novo problema: a destinação a ser dada ao lodo de esgoto, resíduo que permanece após o tratamento dos esgotos (Boeira *et al*, 2002).

O lodo de esgoto é um resíduo de composição predominantemente orgânica, obtido ao final do tratamento das águas servidas à população (Vieira e Cardoso, 2003), de modo a permitir seu retorno ao ambiente sem que sejam agentes de poluição (Bettiol e Camargo, 2000).

Os diferentes sistemas de tratamento e seus respectivos estágios geram lodos com características e quantidades variáveis. De forma genérica, os decantadores primários produzem de 2.500 a 3.500 litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, com 3 a 7% de sólidos e contendo 60 a 80% de matéria orgânica. Os tratamentos secundários promovem o incremento da atividade microbiana, de forma a converter os sólidos dissolvidos em sólidos suspensos (biomassa microbiana) e reduzir o conteúdo de matéria orgânica. Posteriormente, a biomassa microbiana é precipitada junto com outras partículas produzindo o lodo secundário. Os processos aeróbios produzem de 15 a 20 mil litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, com 0,5 a 2% de sólidos contendo 50 a 60% de matéria orgânica. Os processos anaeróbios, em geral, produzem quantidades menores de lodo (Andreoli *et al*, 1999).

Com o aumento da produção de lodo de esgoto e diante dos problemas ambientais que podem ser causados por seu acúmulo, torna-se cada vez mais urgente a necessidade de utilizá-lo de forma econômica e sem agressões ao meio ambiente.

As alternativas mais usuais para o aproveitamento e/ou destino final de lodos de esgoto têm sido as seguintes: uso agrícola; disposição em aterro sanitário; reuso industrial; incineração; conversão do lodo em óleo combustível e recuperação de solos degradados (Tsutya, 2000). Dentre estas alternativas, o uso agrícola do lodo de esgoto tem-se mostrado como uma das mais promissoras (Martins *et al*, 2003).

2.2 Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas

Em conseqüência de sua riqueza em nutrientes, principalmente N e P, a utilização em terras agricultáveis tem se apresentado como uma opção racional do uso deste material orgânico (Oliveira *et al*., 1995; Vieira e Cardoso, 2003; Cogger *et al*., 2004). Especificamente nas regiões de clima tropical e subtropical que apresentam predominância de solos muito intemperizados, com baixos teores de matéria orgânica e nutrientes disponíveis, o uso agrícola de resíduos orgânicos como o lodo de esgoto pode ser vantajoso (Simonete *et al*, 2003).

No Brasil, embora as pesquisas ainda sejam relativamente escassas, alguns trabalhos já demostram os benefícios da aplicação do lodo de esgoto, por exemplo, no aumento do teor de carbono orgânico do solo e da CTC (Melo *et al*., 1994; Silva *et al*., 2001; Simonete *et al*., 2003; Nascimento *et al*., 2004), como fornecedor de nutrientes e por elevar a produção de massa seca de diversas culturas (Berton *et al*., 1989; Defelipo *et al*., 1991; Da Ros *et al*., 1993; Oliveira *et al*., 1995; Silva *et al*., 2001; Galdos *et al*., 2004), e na melhoria das propriedades físicas do solo (Jorge *et al*., 1991; Boeira *et al*.,2002). Por outro lado, é preocupante em virtude da possibilidade de movimentação de nitratos e conseqüente

contaminação das águas subterrâneas (Anjos e Mattiazzo, 2000). A preocupação com nitratos, ressaltada nos trabalhos de Medaile *et al* (1994) e Shepherd (1996), torna-se particularmente importante nos casos em que a mineralização do N orgânico não é sincronizada com a absorção pela cultura.

O lodo pode, ainda, causar problemas como, por exemplo, salinização e acidificação do solo ou contaminar com patógenos que causem risco à saúde humana ou animal (Boeira *et al*., 2002).

Quando não ocorrem tais restrições, as quantidades de lodo a serem aplicadas visando à nutrição nitrogenada das culturas devem atender a dois objetivos, fundamentalmente: satisfazer as necessidades de N das plantas, e evitar a geração de nitrato em quantidades excessivas que venham a lixiviar no perfil do solo, colocando em risco a qualidade das águas subsuperficiais (Magdoff e Amadon, 1980; Cogger *et al*., 2004).

A caracterização química desses resíduos é de fundamental importância para a tomada de decisões quanto à conveniência ou não da disposição em solos agrícolas, para o estabelecimento das taxas de aplicação e principalmente para o monitoramento dos seus efeitos no sistema solo-planta-água (Oliveira, 2000).

Em uma revisão bibliográfica sobre a composição do lodo de esgoto a partir da literatura nacional, Oliveira (2000) realizou uma aproximação da amplitude de variação na composição do lodo, chegando aos seguintes valores: matéria orgânica = 313 a 722g kg^{-1}; Carbono orgânico = 133 a 229g kg^{-1}; Nitrogênio total = 7,2 a 30,7g kg^{-1}; Fósforo total = 0,5 a

21,0g kg^{-1}; Potássio = 0,8 a 14,6g kg^{-1}; Cálcio = 13,5 a 162,7g kg^{-1}; Magnésio = 2,1 a 27,3g kg^{-1}; Enxofre total = 7,2 a 19,2g kg^{-1}.

Para Benckiser e Simarmata (1994) é necessário o conhecimento sobre os teores de nutrientes disponíveis no biossólido para uma adubação adequada. Concentrações totais de Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio e Magnésio da ordem de 0-30; 0-4,5; 0-2; 0-17,7 e 0-3 g/kg, respectivamente, na matéria seca do biossólido são consideradas baixas, enquanto que concentrações de 70-100; 6,8-17,5; 4-6,2; 36,4-71,5 e 6,1-9 g/kg desses elementos são classificadas como altas.

Como as taxas de aplicações dos biossólidos são geralmente baseadas no N (Cogger *et al*., 2004), o conhecimento dos atributos do lodo relacionados à degradação microbiológica do N orgânico pode contribuir para a revisão de seu comportamento no solo, permitindo definir parâmetros úteis ao estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do N disponibilizado às plantas (Boeira *et al*., 2002). O N disponível às plantas é definido como a soma do N na forma de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), do N na forma de amônio ($N\text{-}NH_4^+$), e do N orgânico que é mineralizado (CETESB, 1999). Ao utilizar-se este modelo matemático, pressupõe-se que, sob certas condições ambientais, a taxa de mineralização de N é proporcional à quantidade de substrato mineralizável no solo (Boeira *et al*, 2002). Os parâmetros obtidos com este modelo (potencial de mineralização e constante da taxa de mineralização) são úteis na definição do balanço entre as necessidades da cultura e o N fornecido pelo lodo, estimando-se a quantidade de N mineral que será liberada em determinado período de tempo, geralmente considerado como um ciclo de cultivo agrícola (Camargo *et al*., 1997; Boeira *et al*., 2002).

2.3 Determinação da taxa de aplicação em função do nitrogênio disponível estabelecida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1999).

Desde que devidamente avaliados e equacionados os riscos potenciais definidos pelos elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Molibdênio (Mo), Chumbo (Pb), Selênio (Se), Zinco (Zn), Cobalto (Co) e agentes patogênicos presentes no lodo, a taxa de aplicação deverá ser baseada na disponibilidade do nitrogênio.

A aplicação em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura em kg ha^{-1} (Raij *et al*, 1997) e o teor de nitrogênio disponível no lodo. Assim: taxa de aplicação (Mg ha^{-1}) = nitrogênio recomendado (kg ha^{-1}) / nitrogênio disponível (kg Mg^{-1}).

O nitrogênio disponível pode ser determinado da seguinte maneira: N disponível = (FM/100) * (Nkj – $N\text{-}NH_3$) + 0,5 * ($N\text{-}NH_3$) + ($N\text{-}NO_3$ + $N\text{-}NO_2$), para aplicação superficial e; N disponível = (FM/100) * (Nkj – $N\text{-}NH_3$) + ($N\text{-}NH_3$) + ($N\text{-}NO_3$ + $N\text{-}NO_2$), para aplicação subsuperficial. Onde: FM = Fator de Mineralização; Nkj = Nitrogênio total (Kjedahl); $N\text{-}NH_3$ = Nitrogênio amoniacal; $N\text{-}NO_3$ + $N\text{-}NO_2$ = Nitrogênio nitrato e nitrito, respectivamente. O valor da fração de mineralização pode ser determinado para o lodo específico ou adotado a partir de dados da literatura.

2.4 Determinação da taxa de aplicação em relação às Normas do Paraná, do Canadá, da Austrália e da Norte Americana.

As Normas do Paraná (Companhia de Saneamento do Paraná, 1997) do Canadá (Sludge and waste utilization committee, 1992) e da Austrália (EPA, 1997) relatam que o nitrogênio pode ser utilizado como fator limitante à quantidade de lodo que pode ser aplicado, desde que os demais fatores como metais pesados e patógenos estejam dentro dos limites estabelecidos. No Canadá o total de lodo aplicado não deverá fornecer acima de 135kg de N ($N\text{-}NH_3$ + $N\text{-}NO_3$ + $N\text{-}NO_2$) ha^{-1} num período de 5 anos. Na Austrália, a taxa de aplicação deve ser baseada na disponibilidade de nitrogênio presente no lodo e a quantidade requerida pela cultura. A fórmula de obtenção do nitrogênio disponível deverá ser: Nd = ($N\text{-}NH_3$ / 5) + N oxidado + (N orgânico * Fator de Mineralização).

Para a Norma Norte Americana (USEPA, 1993), as restrições são baseadas na composição do lodo e no tratamento do mesmo, referentes respectivamente à limitação na concentração de metais comumente encontrados nos lodos de esgotos e à necessidade de tratamento para redução de patógenos e de atratividade de vetores.

2.5 Dinâmica do nitrogênio quando aplicado via lodo de esgoto no solo

Quando incorporados aos solos, os resíduos liberam carbono, nitrogênio e outros componentes simples durante o processo de decomposição, dos quais parte retorna à

atmosfera na forma de gás (CO_2, NH_3 etc.), parte é imobilizada pelos microrganismos decompositores, parte permanece na forma prontamente disponível para as plantas e o restante é perdido por lixiviação ou direcionado à produção de substâncias húmicas (Stevenson, 1985).

Considerando-se que 50 a 90% do nitrogênio total presente em lodo de esgoto é nitrogênio orgânico (Sommers, 1977), o conhecimento da contribuição de cada um destes caminhos ou componentes do nitrogênio fertilizante aplicado é de grande importância tanto sob o ponto de vista da agronomia como da ecologia, visto que o primeiro visa à maximização da produção de uma cultura, enquanto que o segundo à minimização da poluição nitrogenada das águas de superfície e subterrânea (Libardi e Reichardt, 1978).

Entender o comportamento e o destino do nitrogênio em solos tratados com adubos orgânicos é importante na obtenção de melhores respostas do fertilizante e também no gerenciamento sobre o risco potencial da lixiviação do $N\text{-}NO_3^-$ para as águas subterrâneas (Smith *et al.*, 1998; Andreoli e Carneiro, 2002).

De acordo com Reichardt *et al* (1979), uma cultura raramente aproveita mais que 60% do nitrogênio aplicado como fertilizante. O restante pode permanecer no solo, disponível para as culturas subseqüentes, ou perder-se por diversos mecanismos, tais como a volatilização, desnitrificação e lixiviação para fora da zona radicular. Este último processo tem sido muito estudado nos últimos anos, em virtude da sua contribuição para a deterioração da qualidade de águas subterrâneas e superficiais.

2.5.1 Mineralização e disponibilidade do nitrogênio para as plantas

O nitrogênio é um nutriente essencial que, em geral, mais rapidamente responde quando bem utilizado e que produz retornos altos quando os demais nutrientes estão acima do mínimo (Kopper, 1981). É mais freqüentemente aproveitado pelas plantas na forma de nitrato cuja concentração natural na solução do solo é, em geral, pequena (Reichardt, 1979). Por isso, elevadas quantidades de fertilizantes nitrogenados são adicionadas, anualmente, aos solos. Apesar dessas adições, o N originado da mineralização da matéria orgânica do solo é considerado a fonte mais importante de N para as culturas, pois contribui para a liberação de N mineral no solo, e consequentemente, na disponibilidade de N para as plantas (Raison *et al*., 1987; Kolberg *et al*., 1997 e Mattos Júnior *et al*., 2003).

A mineralização do N é definida como a passagem do N de formas orgânicas para formas inorgânicas por meio da ação de microorganismos e ocorre, provavelmente, através das seguintes etapas: N-orgânico $\rightarrow$ N-amínico $\rightarrow$ N-amoniacal $\rightarrow$ N-nitrito $\rightarrow$ N-nitrato (Mello *et al*, 1983).

Como o lodo de esgoto é rico em matéria orgânica (40 a 60%), o estudo da dinâmica da mineralização pode fornecer parâmetros úteis à definição das doses desses materiais a serem aplicados ao solo, a fim de evitar a disponibilização do nitrato em quantidades excedentes à capacidade de absorção das plantas, visto que os íons nitrato são mais passíveis de serem lixiviados graças à baixa capacidade de retenção, podendo contaminar os lençóis freáticos (Andreoli e Carneiro, 2002).

A principal vantagem do lodo de esgoto, em relação aos fertilizantes minerais, consiste em proporcionar de forma contínua a liberação dos nutrientes para o solo e para o sistema radicular das árvores, ao longo de vários anos (Poggiani *et al,* 2000). Nascimento *et al*. (2004) e Da Ros *et al*. (1993) observaram um aumento importante no teor de nitrogênio total do solo devido à aplicação de lodo de esgoto, indicando a eficiência do resíduo em suprir N para o crescimento vegetal.

O lodo tem apresentado bons resultados como fertilizante para diversas culturas, dentre elas o milho (Simonete *et al*., 2003; Nascimento *et al*., 2004); o feijão (Nascimento *et al*., 2004); o sorgo (Defelipo *et al*., 1991; Oliveira *et al*., 1995), o milheto (Da Ros *et al*., 1993), sendo, portanto, um fertilizante potencial em diversas condições de solo e clima.

Berton *et al*. (1989) e Da Ros *et al*. (1993) observaram ocorrência de aumento dos teores de nitrogênio em plantas de milho e milheto, que foram proporcionais ao aumento da doses de lodo de esgoto adicionadas.

Gonçalves *et al*. (2003) verificaram que o parcelamento da fonte nitrogenada mineral foi um pouco mais eficiente em suprir N às plantas que o biossólido aplicado inteiramente no sulco de plantio. Entretanto, todos os tratamentos apresentaram valores acima da faixa de teores considerados adequados para esse nutriente para o café, que fica em torno de 26 a 30 g/kg segundo Thomaziello *et al*. (2000). Por outro lado, segundo Bataglia *et al*. (1983), o lodo de esgoto teve baixa eficiência como fonte de nitrogênio para o capim-braquiária.

A mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos, assim como muitos outros processos bioquímicos, é diretamente influenciada pelas propriedades químicas e

físicas do solo, pelas origens e características dos resíduos, pelas taxas de aplicação e pelos fatores climáticos (Robinson *et al*, 2002; Barbarika *et al*, 1985). A exemplo disto, verificam-se em estudos de incubação de lodo de esgoto as mais variadas taxas de mineralização do nitrogênio orgânico: de 40% em 15 semanas (Epstein *et al*, 1978), de 54% em 17 semanas (Magdoff e Amadon, 1980), de 15% em 16 semanas (Parker e Sommers, 1983), de 1 a 58% em 26 semanas (Chae e Tabatabai, 1986) e de 31% em 15 semanas de incubação (Boeira *et al*, 2002).

Num estudo de laboratório, utilizando dois tipos de solo (argiloso e arenoso) e três taxas de aplicação de lodo de esgoto digerido anaerobiamente (0, 15 e 30g de lodo kg^{-1} de solo), (Lindemann e Cardenas, 1984) objetivaram determinar a mineralização potencial do N orgânico. Após 32 semanas de incubação foi observada uma taxa de mineralização total de 68% e de mineralização líquida (total menos a testemunha) de 30% no solo argiloso, e de 58% para mineralização total e 24% de mineralização líquida para solo arenoso.

No entanto, os métodos para estimar a taxa de mineralização no campo são mais realistas do que os métodos de laboratório, porque o N do solo é muito influenciado pelos fatores ambientais (Mattos Júnior *et al*., 2003).

Kelling *et al.* (1977) em estudo realizado em campo, com aplicações de 3,75; 7,5; 15; 30 e 60Mg ha^{-1} de lodo líquido digerido anaerobiamente, verificaram que 50% do N orgânico aplicado ao solo via lodo, após um período de três semanas, foi mineralizado. Após quatro meses, aplicações de lodo nas doses de 7,5; 15; 30 e 60Mg ha^{-1} continuaram a mostrar aumento nas concentrações de N inorgânico até 30cm de profundidade.

Por sua vez Magdoff e Amadon (1980), utilizando lodo líquido digerido aerobicamente, verificaram mineralização de 55% do N orgânico no primeiro ano de aplicação do lodo. No segundo ano, a alta taxa de mineralização (79%) indica um provável e significante efeito residual do lodo referente à aplicação anterior. Em condições de laboratório e de campo, os mesmos autores verificaram que as devidas taxas de mineralização foram semelhantes. Em laboratório, a taxa de mineralização ficou em torno de 54%, enquanto que, no campo, a taxa de mineralização foi de 55% após um ano da aplicação do lodo.

Segundo Cogger *et al* (2004), a USEPA recomenda uma taxa de mineralização de 20% do N orgânico do lodo de esgoto no primeiro ano após a aplicação do lodo digerido anaerobiamente e de 30% para lodo digerido aerobicamente. No segundo ano, 10% para lodo anaeróbio e 15% para aeróbio. Straus (2000) e CETESB (1999), também sugerem uma taxa de mineralização de 30% para lodo digerido aerobicamente e de 20% para lodo digerido anaerobiamente. A EPA (1997), para uso agrícola do lodo de esgoto, recomenda uma taxa de 25% e 15% respectivamente.

2.5.2 Lixiviação do nitrogênio

De acordo com Muchovej & Rechcigl (1995) apud Oliveira (2000), as águas com concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ maiores que 3mg L^{-1} já são consideradas contaminadas. O consumo de águas com teores de $N\text{-}NO_3^-$ acima do limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde (10mg L^{-1}) pode ocasionar problemas de saúde em animais e humanos, especialmente

em crianças menores que três anos de idade pelo risco de causar a doença denominada de metahemoglobinemia ou “síndrome do bebê azul” (Jenkinson, 2001).

A agricultura tem sido identificada como o maior contribuidor de $N\text{-}NO_3^-$ para as águas subterrâneas (Randall e Mulla, 2001). Deste modo, a aplicação de lodos de esgotos em solos agrícolas se torna preocupante em virtude da possibilidade da movimentação de nitrato para os lençóis freáticos (Anjos e Mattiazzo, 2000).

De acordo com Raij (1986), o nitrato é um ânion normalmente repelido pela superfície negativa das partículas do solo e, consequentemente, facilmente lixiviado do solo, podendo tal fato comprometer o sincronismo entre o N mineral disponível no solo e a cinética de absorção pelas plantas (Basso e Ceretta, 2000; Cartron e Weil, 1998).

Segundo Shepherd, (1996), a lixiviação do $N\text{-}NO_3^-$ é influenciada pelo tipo de lodo utilizado, pela época e pelo método de aplicação. Deste modo, esse autor desenvolveu um experimento em campo, em solo arenoso, comparando três tipos de lodo de esgoto: lodo líquido cru, lodo líquido digerido e lodo digerido semi desidratado, dois métodos de aplicação (injetado na subsuperfície do solo ou espalhado superficialmente) e em três épocas: setembro, novembro e janeiro. As doses aplicadas dos lodos foram equivalentes a 250kg ha^{-1} de N-total. Os resultados, mostraram que o tipo de lodo teve uma grande influência na perda do $N\text{-}NO_3^-$ sendo que, quanto maior a proporção de $N\text{-}NH_4^+$ presente no lodo, maior foi a lixiviação do ânion. Esse fato ocorreu em razão do rápido processo de nitrificação, fato também encontrado em um estudo desenvolvido por Kelling *et al*. (1977) que relatam que, embora quase todo N inorgânico aplicado, via lodo, tenha sido na forma de $N\text{-}NH_4^+$, após três semanas mais de 95% desse nitrogênio foram nitrificados. Assim, Shepherd (1996) observou que as maiores

perdas de $N\text{-}NO_3^-$ por lixiviação ocorreram na ordem: lodo líquido digerido > lodo líquido crú > lodo digerido semi desidratado. Em relação aos métodos de aplicação, o autor verificou que, injetando o lodo na subsuperfície do solo, as perdas por lixiviação foram maiores. Quanto às épocas de aplicação, verificou-se que as perdas foram mais acentuadas nas épocas de maior temperatura e precipitação, que ocorreram nos meses de setembro e novembro.

Kelling *et al* (1977) em estudo realizado em solo franco arenoso e franco siltoso, aplicando 3,75; 7,5; 15; 30; e 60 toneladas de lodo líquido digerido anaerobiamente por hectare, verificaram que nas taxas de lodo acima de 30 Mg ha^{-1}, grandes perdas de N ocorreram por lixiviação. As concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ na solução do solo excederam 100mg L^{-1} na profundidade de 120 a 150 cm, dez semanas após a aplicação do lodo no solo franco arenoso, e após um ano no solo franco siltoso. O N inorgânico foi significativamente maior do que o controle nas profundidades de 30 a 60cm nas taxas acima de 15 Mg ha^{-1} e nas profundidades de 60 a 90cm nas taxas acima de 30 Mg ha^{-1}.

Aschmann *et al* (1992) conduziram um estudo para determinar o efeito de diferentes taxas de lodo de esgoto no movimento do N no solo. Para isso utilizaram um lodo digerido anaerobiamente, num solo siltoso, nas doses de 0; 3; 6 e 12 Mg ha^{-1} de lodo seco, equivalentes a 0; 200; 400 e 800kg ha^{-1} de N total respectivamente. Analisando a solução do solo após seis meses da aplicação do lodo, a uma profundidade de 80cm, verificaram que a concentração de $N\text{-}NO_3^-$ atingiu 30mg L^{-1} para o tratamento de 200kg ha^{-1} de N. Após um ano esta concentração estava abaixo de 5mg L^{-1}. Em relação aos tratamentos com 400 e 800kg de N ha^{-1}, as médias das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ ficaram próximas a 40mg L^{-1} até um ano após a aplicação do lodo. Depois deste período as concentrações diminuíram para níveis entre 5 e 25mg L^{-1}. A relação entre a taxa de aplicação do lodo e a magnitude da lixiviação do nitrato

não foi linear, ou seja, não houve aumento significativo nas concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ nas amostras da solução do solo com o aumento das doses de 400 para 800 kg de N ha^{-1}. Em relação às amostras de solo coletadas três meses após a aplicação do lodo, a média das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$, a 10cm de profundidade, para os tratamentos 0; 200; 400 e 800 kg de N ha^{-1} foram, respectivamente, 1; 18; 45 e 50mg kg^{-1}. As médias das concentrações de NH_4^+, nessa mesma profundidade, aumentaram de 179 para 217mg kg^{-1}, não havendo diferença significativa entre os tratamentos. Uma vez mineralizado, o NH_4^+ foi convertido para NO_3^- dentro de poucos dias. Abaixo de 45cm de profundidade, não houve diferença significativa das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ entre os tratamentos. No entanto, após nove meses da aplicação do lodo, já existia diferença significativa das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ entre os tratamentos em relação ao controle, na profundidade entre 75 a 90cm. Os valores obtidos foram; 1,5; 6,0; 10,0 e 12mg kg^{-1}, seguindo a ordem crescente das aplicações. Os autores observaram que as precipitações ocorridas no período de estudo ficaram abaixo da média, indicando assim que o processo de lixiviação pode ter sido menor. Baseados neste estudo, os mesmos relatam que as aplicações de lodo em taxas equivalentes a 200kg de N ha^{-1} não devem oferecer risco de contaminação das águas subterrâneas.

Medaile *et al*. (1994) desenvolveram um projeto com a finalidade de avaliar a lixiviação do nitrato em solos tratados com lodo de esgoto. Para isso utilizaram doses de lodo de esgoto digerido aerobicamente equivalentes a 0; 3,3; 6,9 e 14,5Mg ha^{-1} (base seca). Essas doses correspondem respectivamente a 0; 199; 396 e 740kg de N ha^{-1}. Nos solos onde não havia nenhum tipo de cobertura vegetal, as concentrações máximas de nitrato, a 60cm de profundidade, nos tratamentos com as doses de 199, 396 e 740kg de N ha^{-1} foram detectadas cinco meses após a aplicação, mostrando valores de 1,6; 0,9 e 2,3mmol L^{-1} ou 22,4; 12,6 e 32,2mg L^{-1}, respectivamente. Nota-se que a concentração de nitrato equivalente à menor taxa

de lodo aplicada situou-se entre as médias das concentrações referentes às maiores taxas. As altas concentrações de NO_3^- na camada de 60cm de profundidade indicam o potencial de lixiviação para as águas subterrâneas. Com exceção do tratamento que recebeu a maior dose, as concentrações de NO_3^- na solução do solo, três meses após a aplicação, ficaram abaixo do padrão de água potável (0,7mmol L^{-1} ou 10mg L^{-1}). Nos solos onde haviam algum tipo de cobertura vegetal, as concentrações de NH_4^+ ficaram abaixo de 0,014mg L^{-1} em todos os tratamentos e em todas as épocas de coleta. A concentração de NO_3^- não ultrapassou, em nenhum momento, valores superiores a 2,8mg L^{-1} nos tratamentos. Aparentemente, o solo com alguma cobertura vegetal pode reduzir suficientemente as concentrações de NO_3^- no solo.

2.5.3 Volatilização do nitrogênio

Como o nitrogênio volatilizado não está disponível para as plantas ou para a lixiviação, a volatilização do nitrogênio aplicado via lodo de esgoto precisa ser considerada no cálculo das taxas desse material aplicado em solos agrícolas, prevenindo a contaminação das águas subterrâneas e providenciando um benefício nutricional (Robinson e Roper, 2003).

É possível estimar as perdas por volatilização de amônia do solo provenientes da aplicação de fertilizantes nitrogenados por meio de métodos diretos ou indiretos. Métodos diretos necessitam de aparelhos específicos que podem dificultar sua prática. Já os métodos indiretos que podem ser efetuados por meio do uso de fertilizante isotopicamente marcado (^{15}N) apresentam alto custo. Os sistemas fechado-estático, fechado-dinâmico e semi-aberto

estático são utilizados nas determinações pelos métodos diretos (Lara Cabezas & Trivelin, 1990).

Os coletores descritos por Nonmik (1973), com sistema semi-aberto estático, são utilizados em estudos de campo, apresentando, no entanto, algumas limitações como alterações na temperatura, na umidade relativa, na taxa de evaporação da água do solo e pressão da amônia no ambiente das câmaras. Essas limitações foram avaliadas por Lara Cabezas & Trivelin (1990) os quais observaram que a presença do sistema coletor semi-aberto estático influiu significativamente, reduzindo a percentagem e a quantidade de amônia volatilizada do fertilizante. Mais de 80% do $N\text{-}NH_3$ volatilizado, em presença do coletor, não foi retido pelo aparelho. A eficiência do coletor variou em função da quantidade de $N\text{-}NH_3$ volatilizado de forma não linear, mostrando valor médio de 16% na faixa de doses entre 60 e 100kg de N ha^{-1}. Assim, verifica-se a importância do uso de fatores de correção para determinar, pelo coletor semi-aberto estático, o $N\text{-}NH_3$ volatilizado.

Costa *et al*. (2003) em condições de campo na região de Piracicaba, num Argissolo cultivado com cana-de-açúcar, realizaram um estudo da volatilização da amônia por meio de coletores semi-abertos estáticos. O resíduo líquido, resultante do processo de fermentação glutâmica produzido em grandes quantidades por indústrias da região canavieira de Piracicaba, foi aplicado na dose equivalente a 100kg de N ha^{-1}, e os resultados mostraram perdas de $N\text{-}NH_4^+$ de aproximadamente 9%, até os seis primeiros dias após a aplicação do resíduo.

Com o objetivo de estudar as perdas de nitrogênio presente no lodo de esgoto, Robinson *et al.* (2002) conduziram um experimento na Austrália com três tipos de lodo, sendo

um digerido aerobicamente, um digerido anaerobiamente e outro com digestão anaeróbia secundária. Os lodos foram aplicados superficialmente nas doses: 26, 28 e 23Mg ha^{-1}, eqüivalendo a 1425, 1037 e 965kg de N ha^{-1} respectivamente. Grandes perdas de $N\text{-}NH_3$ por volatilização foram verificadas durante as três primeiras semanas após a aplicação. Para o lodo digerido aerobicamente, a perda de N por volatilização foi igual a 40% (89% do $N\text{-}NH_4^+$ aplicado). Em relação ao lodo digerido anaerobiamente e ao lodo com digestão secundária, as volatilizações chegaram a 30% (90% do $N\text{-}NH_4^+$ aplicado) e 19% (85% do $N\text{-}NH_4^+$ aplicado) respectivamente.

Donovan & Logan (1983) realizaram uma série de experimentos em laboratório a fim de avaliar a volatilização do N aplicado via lodo de esgoto. Utilizando lodo digerido aerobicamente e anaerobiamente, a uma taxa equivalente a 5Mg ha^{-1} de lodo seco, encontraram uma volatilização de até 32% do $N\text{-}NH_4^+$ total aplicado, 24 horas após o início da incubação.

Robinson e Roper (2003) realizaram um estudo sobre a volatilização do nitrogênio, aplicado via lodo de esgoto, por meio do balanço de massa. O experimento foi conduzido na Nova Zelândia, em solo cultivado com pinheiros (*Pinus radiata*). As taxas de lodo de esgoto foram: 4.804 e 9.136g de lodo m^{-2}, equivalentes a 40g de N m^{-2} (400kg de N ha^{-1}) e 80g de N m^{-2} (800kg de N ha^{-1}). Os resultados mostraram que 44 a 55% de $N\text{-}NH_4^+$ aplicado foi volatilizado. Cerca de 95% desta volatilização ocorreu nos cinco primeiros dias após a aplicação do lodo. Estas perdas representam 12% do N total aplicado.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área e delineamento experimental

O projeto de pesquisa foi instalado no Instituto Agronômico de Campinas – Centro Experimental Central de Campinas – SP (22° 51’ S; 47° 06’ W) em março de 2004. O plantio do café, variedade Obatã, foi realizado em 28 de fevereiro de 2002 com espaçamento de 3,5m entre linhas e 1m entre plantas em Latossolo Vermelho distrófico, sem nenhum tipo de adubação.

Antes da aplicação do lodo foi realizada uma coleta de solo e de folhas do café para a determinação da adubação. Para a coleta das folhas foram escolhidas sete plantas por parcela onde coletaram-se quatro folhas do 3^{o} par de dois ramos do terço médio de cada planta (Malavolta *et al*., 1989.; Thomaziello *et al*., 2000). Estas foram ensacadas e levadas ao laboratório para a determinação do N, de acordo com o método proposto por Bataglia *et al.*,(1983).

As amostras de solo foram coletadas com o trado em duas profundidades (0-15cm e 15-30cm) sob a saia do café em três pontos por parcela (amostra composta), onde as concentrações de $NH4^{+}$ e $NO3^{-}$ foram determinadas em laboratório pelo método da destilação a vapor (Cantarella e Trivelin, 2001).

Antes da aplicação do lodo, foi realizada uma adubação básica de potássio e de fósforo nos tratamentos, de acordo com a necessidade estabelecida por RAIJ *et al* (1997), ou seja, 30 kg ha^{-1} de K_2O na forma de KCl e 20 kg ha^{-1} de P_2O_5 como Yoorin.

O experimento foi conduzido em um delineamento fatorial em blocos casualizados com 3 tratamentos (L0, L1 e L2) e 3 repetições, totalizando 9 parcelas, envolvendo combinações entre as doses de lodo e os dias após a sua aplicação.

3.2 Caracterização do resíduo e tratamentos

O lodo utilizado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos de Jundiaí, que utiliza tratamento secundário biológico, por lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação. Uma amostra composta deste lodo foi coletada e levada ao laboratório para análises. Suas características químicas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Composição do lodo de esgoto utilizado no experimento.

Parâmetro (1)	**Unidade (2)**	
PH (em água)	% (m/m)	7,5
Umidade	% (m/m)	46,6
Sólidos voláteis	mg/kg	55,9
Carbono orgânico	g/kg	255
Nitrogênio total	g/kg	25
Nitrogênio (amoniacal)	g/kg	3,4
Nitrogênio (nitrato-nitrito)	mg/kg	85,9
Fósforo	g/kg	6,2
Potássio	g/kg	1,3
Cálcio	g/kg	8,5
Enxofre	g/kg	17,8
Magnésio	mg/kg	1.796
Boro	mg/kg	9,2
Cobre	mg/kg	565
Ferro	g/kg	24,5
Manganês	mg/kg	447
Molibdênio	mg/kg	<0,01
Zinco	mg/kg	1.182
Sódio	mg/kg	1.064
Alumínio	g/kg	25
Arsênio	mg/kg	<0,01
Cádmio	mg/kg	4,7
Chumbo	mg/kg	102
Cromo total	mg/kg	136
Mercúrio	mg/kg	<0,01
Níquel	mg/kg	38,2
Selênio	mg/kg	<0,01

(1) Método empregado para metais: SW 3051, EPA – U.S., determinação por ICP-AES; para Nitrogênio total: Kjeldahl; Nitrogênio amoniacal: destilação por arraste a vapor; umidade e sólidos voláteis: perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente; Carbono orgânico: digestão com dicromato.
(2) Todos os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

Na determinação das doses, seguiu-se a adubação recomendada para a cultura do café no 3º ano agrícola, em função do teor de N nas folhas e da produtividade esperada (180 kg de N ha^{-1}), de acordo com RAIJ *et al* (1997). Assim, com base na fórmula usada para o cálculo do nitrogênio disponível no lodo (ND) para aplicação superficial, de acordo com a CETESB (1999): $ND = (TM/100) * (Ntotal – N\text{-}NH_3) + 0,5*(N\text{-}NH_3) + (N\text{-}NO^-_3 + N\text{-}NO^-_2)$, onde ND é dado em g kg^{-1} e a taxa de mineralização (TM) considerada foi de 28% (este valor foi adotado devido a um prévio conhecimento deste lodo), estimou-se que o biossólido possui ND = 7,85 g kg^{-1} (massa seca) ou 4,20 g kg^{-1} (massa úmida).

Desta forma estabeleceu-se que os tratamentos seriam equivalentes a:

- L0 = 0Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 0Mg de lodo seco ha^{-1};
- L1 = 21,5Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 11,5Mg de lodo seco ha^{-1} (90kg de N disponível ha^{-1} ou 287,5 kg de N total ha^{-1}); e,
- L2 = 43Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 23Mg de lodo seco ha^{-1} (180kg de N disponível ha^{-1} ou 575 kg de N total ha^{-1}) (Referente à dose de Nitrogênio recomendada pelo Boletim 100).

A aplicação do lodo foi realizada em linha com uma largura de aproximadamente 0,50cm, sob as saias das plantas do café.

3.3 Determinação em laboratório da fração de mineralização do nitrogênio

Para a determinação em laboratório da fração de mineralização do nitrogênio presente no resíduo foi adotado o método de incubação sem lixiviação, de acordo com a norma CETESB (1999).

O solo utilizado foi o Latossolo Vermelho distrófico seco em estufa e peneirado em peneira com 2mm de malha. Após sua homogeneização, foi feita a determinação da densidade (1,21g cm^{-3}). Amostras de 100g desta terra foram colocadas em 88 frascos de polietileno. Incubaram-se as amostras com o lodo, adicionando em doses que proporcionaram uma aplicação de N total equivalentes a: 128; 256 e 384mg kg^{-1} de solo. Esses valores correspondem respectivamente a : 310; 620 e 930kg de N total ha^{-1}. Para o cálculo das doses

foi considerado que 1 ha eqüivale a 2.420Mg de solo. As características químicas do lodo utilizado neste ensaio estão mostradas na Tabela 2.

Tabela 2. Composição do lodo de esgoto utilizado no ensaio laboratorial.

Parâmetro (1)	**Unidade (2)**	
PH (em água)	% (m/m)	6,7
Umidade	% (m/m)	58,7
Sólidos voláteis	mg/kg	48,0
Carbono orgânico	g/kg	254
Nitrogênio total	g/kg	20,9
Nitrogênio (amoniacal)	g/kg	0,02
Nitrogênio (nitrato-nitrito)	mg/kg	465,6
Fósforo	g/kg	6,7
Potássio	g/kg	1,1
Cálcio	g/kg	12,5
Enxofre	g/kg	31,0
Magnésio	mg/kg	1.400
Boro	mg/kg	4,3
Cobre	mg/kg	726
Ferro	g/kg	21,9
Manganês	mg/kg	722,5
Molibdênio	mg/kg	<0,01
Zinco	mg/kg	1.700
Sódio	mg/kg	1.400
Alumínio	g/kg	19,3
Arsênio	mg/kg	<0,01
Cádmio	mg/kg	6,6
Chumbo	mg/kg	179,3
Cromo total	mg/kg	204
Mercúrio	mg/kg	<0,01
Níquel	mg/kg	42,7
Selênio	mg/kg	<0,01

(1) Método empregado para metais: SW 3051, EPA – U.S., determinação por ICP-AES; para Nitrogênio total: Kjeldahl; Nitrogênio amoniacal: destilação por arraste a vapor; umidade e sólidos voláteis: perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente; Carbono orgânico: digestão com dicromato.
(2) Todos os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

Em cada um dos tratamentos foi aplicada água deionizada para ajustar a umidade a 70% da capacidade de campo. Os tratamentos foram conduzidos em duplicata. Foi montado um frasco para cada período de coleta, tratamento e repetição, resultando: 4 tratamentos e 11 períodos de coleta com 2 repetições, totalizando assim 88 parcelas.

Os frascos foram cobertos com uma folha de papel alumínio, com pequenos orifícios para permitir a troca gasosa e evitar a perda de umidade, que foi controlada pela pesagem periódica dos frascos. Um frasco de cada tratamento e sua duplicata foram sucessivamente desmontados após: 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112 e 126 dias de incubação.

A extração do N mineral do solo, usando-se aproximadamente 5g de solo úmido, foi realizada com 50ml de uma solução de KCl 2mol L^{-1} determinando-se no extrato NH_4^+ e NO_3^- + NO_2^- por destilação a vapor empregando-se MgO e liga de Devarda.

O cálculo da fração de mineralização para análise dos dados foi realizada da seguinte maneira:

1 – Para cada período de incubação em que o N mineralizado foi determinado (30, 60, 90 e 120 dias após a aplicação do lodo), foi calculada a quantidade do N total mineralizado, correspondente à soma do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e do nitrogênio mineral (NO_3^-+NO_2^-);
2 – Calculou-se a quantidade do nitrogênio mineralizado acumulado pela soma dos valores de N mineralizado total determinados em cada período de incubação;
3 – Elaborou-se o gráfico do nitrogênio mineralizado acumulado ao longo do período de incubação; e,
4 – A fração de mineralização, no tempo de 120 dias do ensaio, para cada tratamento, foi calculada dividindo-se o nitrogênio mineralizado líquido (nitrogênio mineralizado total menos nitrogênio mineralizado no tratamento testemunha) pela dose de nitrogênio aplicada.

3.4 Determinação da fração de mineralização do nitrogênio e caminhamento do nitrato

Para a determinação em campo da fração de mineralização do nitrogênio e lixiviação do nitrato foram utilizados quatros tubos de PVC com 5cm de diâmetro e 35cm de comprimento em 3 tratamentos, 4 períodos de coleta e 3 repetições, totalizando 144 tubos. Cada tubo de PVC contem quatro furos, com 1cm de diâmetro, a 10 e 20 cm de profundidade a partir do topo, para facilitar a troca de ar e água entre o solo dentro e fora do tubo, como modelo descrito por DOU *et al*. (1997) (Figura 1).

Figura 1 Ilustração dos tubos de PVC.

Metade destes tubos foram cobertos com a finalidade de evitar a entrada de água proveniente da chuva, minimizando assim a lixiviação do nitrogênio durante o período de incubação. A outra metade dos tubos ficaram abertos e expostos ao ambiente. Os tubos foram introduzidos no solo em outubro de 2003 a cerca de 15cm a partir do tronco do café com uma profundidade equivalente a 30cm. Para esta prática foi necessário perfurar o solo com um

trado para a retirada da terra, que foi cuidadosamente salva. Logo após, os tubos foram aí introduzidos e a terra foi recolocada dentro do tubo (Figura 2).

Figura 2 Ilustrações dos tubos incubadores no solo.

A aplicação do lodo nos tubos incubadores foi realizada no dia 07 de março de 2004, nas doses equivalentes a: zero; 11,5 e 23 Mg de lodo seco ha^{-1} ou 0; 287,5 e 575kg de N total ha^{-1}. Esses valores correspondem respectivamente aos tratamentos: L0, L1 e L2.

No final de cada período de incubação (trinta dias), os tubos foram retirados e os solos foram divididos em 0-15cm e 15-30cm de profundidade, onde as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- foram determinadas em laboratório pelo método da destilação a vapor, seguindo modelo relatado por Cantarella e Trivelin (2001).

Em outra porção da amostra de terra foi feita a determinação da umidade a fim de se poder fazer a conversão de N inorgânico presente no material úmido para N inorgânico presente no material seco.

O cálculo da fração de mineralização para análise dos dados foi realizada da mesma maneira como citado anteriormente.

3.5 Absorção do nitrogênio pelas plantas

A absorção de N pelas plantas foi estimada por meio de análises foliares. Amostras de folhas foram retiradas 60 e 120 dias após a aplicação do lodo, segundo Malavolta *et al* (1989) e Thomaziello *et al* (2000). Para isso foram coletadas quatro folhas do 3º par de dois ramos do terço médio de 7 plantas por parcela. Estas foram ensacadas e levadas ao laboratório para a determinação do N, de acordo com o método proposto por Bataglia *et al.* (1983).

3.6 Determinação do nitrogênio volatilizado

Para a determinação do N volatilizado, foram instaladas câmaras coletoras de amônia volatilizada, conforme modelo descrito por Nommik (1973) e Cantarella *et al* (1999). Para isso, bases de PVC de cerca de 19cm de diâmetro e 15cm de altura foram introduzidas no solo (Figura 3).

Figura 3 Ilustrações da câmara de volatilização

Em seguida, os corpos das câmaras foram colocados no local, sobre as bases. No interior e acima da superfície do solo havia duas esponjas coletoras, embebidas em cerca de 100ml de uma solução de ácido fosfórico (50ml L^{-1}) e glicerina (40ml L^{-1}). A esponja inferior tinha a finalidade de absorver a amônia proveniente do solo e, a superior, discriminava a amônia do ar no exterior da câmara. As esponjas dos coletores de amônia foram trocadas de três em três dias durante o período de avaliação.

Para cada câmara de volatilização foram usadas quatro bases. Uma ficava coberta pela câmara enquanto as demais ficavam expostas ao ambiente. Cada vez que as esponjas coletoras eram substituídas, a câmara era colocada sobre a base seguinte. Esta prática foi realizada até sessenta dias após a aplicação do lodo.

A amônia retida nas esponjas foi extraída com, pelo menos, quatro lavagens sucessivas com uma solução de KCl a 1,0 mol L^{-1}, seguidas de compressão, e o volume final completado a 500ml com solução de KCl. O destilado foi recolhido em solução de ácido bórico mais indicador e titulado com solução padronizada de H_2SO_4 (Cantarella *et al.*, 1999).

Como o lodo foi aplicado em uma faixa de 0,50 m, o cálculo para a determinação da quantidade aplicada dentro das câmaras de volatilização seguiu sobre esta área. Assim, como foram aplicados 165kg de lodo úmido em 5,5m^2, para a câmara de volatilização que possui cerca de 0,027m^2 de área foram aplicados 810 e 405g de lodo úmido nos tratamentos V2 e V1 respectivamente.

Desta forma estabeleceram-se os seguintes tratamentos:

V0 = 0 Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 0Mg de lodo seco ha^{-1};

V1 = 150 Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 80Mg de lodo seco ha^{-1}; e,

V2 = 300 Mg de lodo úmido ha^{-1} ou 160Mg de lodo seco ha^{-1}.

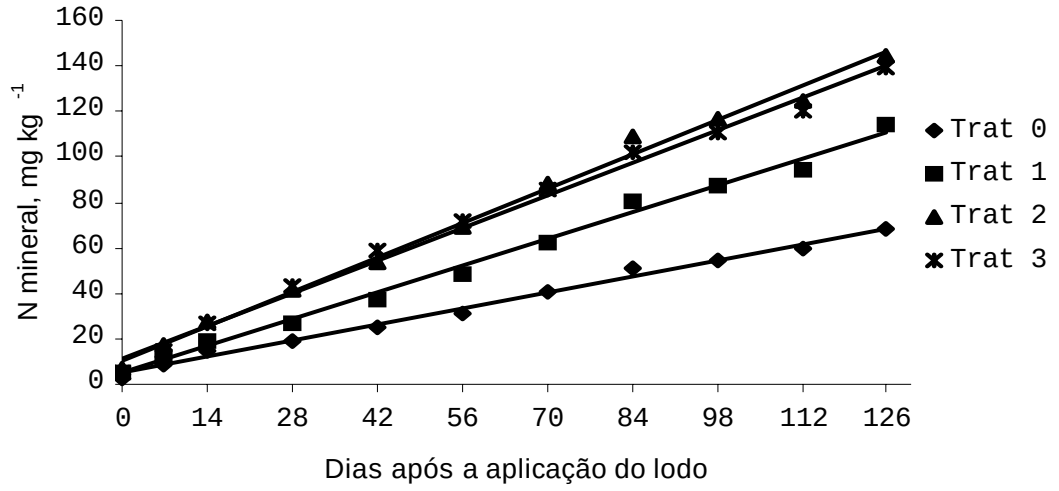
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mineralização do N em laboratório

O nitrogênio potencialmente mineralizável foi estimado com base nos valores de N mineralizado, acumulados no tempo. As quantidades acumuladas de N inorgânico ($N\text{-}NH_4^+$ e $N\text{-}NO_3^-$), determinadas nos tratamentos durante o período de incubação em laboratório estão no Anexo 1.

A mineralização acumulada do nitrogênio, mineralização determinada no dia mais o valor anterior, no período de dezoito semanas pode ser verificada na Figura 4. Este gráfico mostra um comportamento linear da mineralização acumulada do N nos diferentes tratamentos ao longo do período estudado.

Figura 4. Mineralização acumulada de nitrogênio em ensaio laboratorial, num período de 126 dias.



Equações. Trat0: y = 0,50x + 4,81; Trat1: y = 0,84x + 4,78; Trat2: y = 1,08x + 10,25; Trat3 : y = 1,02x + 11,41. Onde: Trat 0 = sem aplicação de lodo; Trat 1 = 310kg de N total ha^{-1}; Trat 2 = 620kg de N total ha^{-1}; Trat 3 = 930kg de N total ha^{-1}.

Analisando esta Figura, visualiza-se que os tratamentos 1, 2 e 3 apresentaram valores de mineralização acumulada de N maiores do que a da testemunha, sendo superiores em aproximadamente 67%, 111% e 103% respectivamente. Por meio do teste de comparação de médias, pode se verificar que a diferença foi significativa (Anexo 2). Os valores detectados na mineralização do N no tratamento 1 foram significativamente inferiores em cerca de 21% e 17% aos dos tratamentos 2 e 3 respectivamente. No entanto, as concentrações do N mineral dos tratamentos 2 e 3 foram muito parecidas, não havendo diferença estatística entre as médias. Isto pode ser comprovado comparando-se as respectivas equações lineares, onde se verificam que os coeficientes (de inclinação e de interseção) da equação referente ao tratamento 2 se aproximam numericamente dos coeficientes da equação do tratamento 3. Este fato ocorreu em razão de a fração de mineralização do tratamento L2 ter sido pelo menos 56% maior do que a do tratamento L3 (Tabela 3).

Tabela 3. Frações de mineralização do nitrogênio do lodo em condições laboratoriais.

Tratamentos	Dose de Ntotal aplicado	N extraído inicialmente	N extraído após 18 semanas	Nitrogênio Mineralizado		
				Total	Líquido	F. M.
		----------kg ha^{-1}----------				%
0	0	7,19	165,07	157,88	-	-
1	310	13,16	275,90	262,74	104,86	34
2	620	15,97	349,74	333,77	175,89	28
3	930	13,41	336,21	322,80	164,92	18

Pelo exame desta Tabela observa-se que a fração de mineralização do nitrogênio para o tratamento 1, equivalente a 310kg de N total ha^{-1}, após 18 semanas de incubação foi de 34%. Para os tratamentos 2 e 3, equivalentes a 620 e 930kg de N total ha^{-1}, foram 28% e 18% respectivamente. Nota-se que as frações de mineralização diminuíram com o aumento das doses de lodo aplicadas, sendo provavelmente ocasionadas devido à maior quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo via lodo de esgoto, que pode ter proporcionado a elevação da relação C/N e, conseqüentemente, provocado a imobilização do N pelos microrganismos.

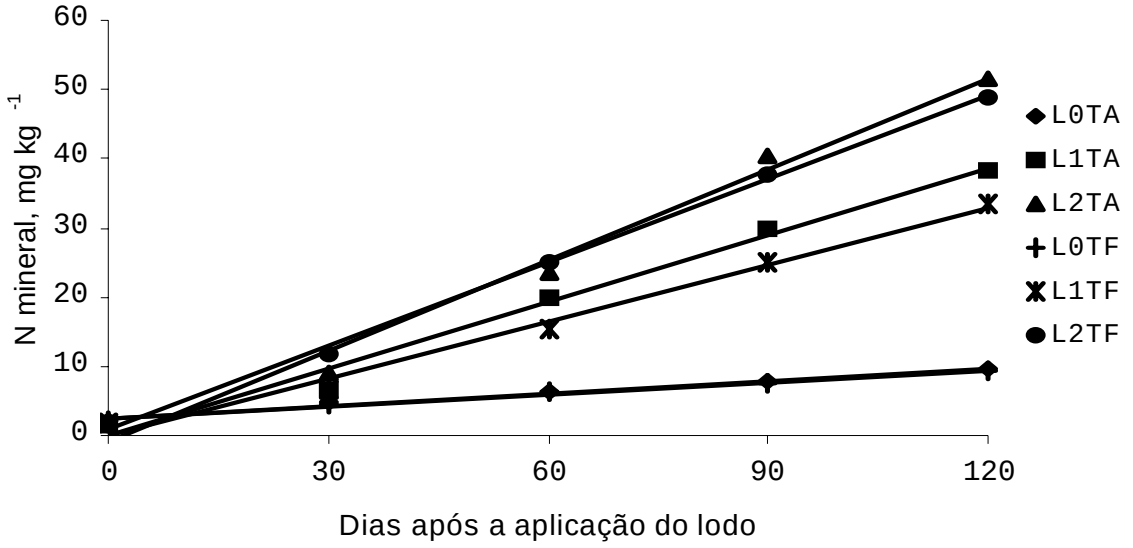
Os valores das frações de mineralização obtidas neste trabalho são menores do que as relatadas por Epstein *et al* (1978) e Magdoff e Amadon (1980) que obtiveram, respectivamente 40% em 15 semanas e 54% em 17 semanas de incubação. Este fato provavelmente ocorreu devido ao experimento desenvolvido por Epstein *et al.* (1978) ter sido realizado com incubação a 35°C e ao de Magdoff e Amadon (1980) por ter utilizado lodo líquido em taxas correspondentes a 50, 100, 150 e 200kg ha^{-1} de N. No entanto, elas estão próximas às frações verificadas por Parker e Sommers (1983) e Boeira *et al* (2002) que obtiveram respectivamente 15% em 16 semanas e 31% em 15 semanas de incubação.

4.2 Mineralização do N em campo

O nitrogênio potencialmente mineralizável foi estimado com base nos valores de N mineralizado, acumulados no tempo. As quantidades acumuladas de N inorgânico ($N\text{-}NH_4^+$ e $N\text{-}NO_3^-$), determinadas nos tratamentos durante o período de incubação podem ser encontrados nos Anexos 3 e 4.

A mineralização acumulada do nitrogênio no período de 120 dias pode ser observada na Figura 5, onde se percebe que as quantidades acumuladas de N orgânico mineralizado nas formas $N\text{-}NO_3^-$ e $N\text{-}NH_4^+$, aumentaram proporcionalmente às doses de lodo aplicadas.

Figura 5. Mineralização acumulada de nitrogênio na camada 0-15cm de profundidade, num período de 120 dias.



Equações. L0TA : y = 0,06x + 2,50; L1TA : y = 0,32x + 0,06; L2TA : y = 0,44x – 0,99; L0TF: y = 0,06x + 2,48; L1TF : y = 0,27x + 0,10; L2TF : y = 0,40x + 0,93.
Onde: L0=Tratamento sem aplicação de lodo; L1=Tratamento com 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2=Tratamento com 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TA = Tubo Aberto; TF = Tubo Fechado.

Nesta Figura verifica-se que os tratamentos L1 e L2 apresentaram valores de mineralização acumulada de N maiores do que a testemunha L0, sendo superiores em média 278% e 432% respectivamente. O tratamento L2 foi pelo menos 40% superior ao tratamento L1. Comparando cada dose de lodo isoladamente, verifica-se que, tanto para os tubos abertos como para os tubos fechados, os comportamentos das mineralizações foram muito semelhantes, não havendo diferença significativa entre as condições dos tubos. Este fato pode ser comprovado comparando-se as respectivas equações lineares, onde registram-se que, para cada dose de lodo, os coeficientes (de inclinação e de interseção) das equações dos tubos que permaneceram abertos se aproximaram numericamente dos coeficientes das equações dos tubos fechados. Isto pode ser observado nos resultados apresentados na Tabela 4, onde se nota que não houve diferença significativa entre as médias do mesmo tratamento. Isso mostra que as condições dos tubos, ou seja, quando os tubos permaneceram abertos e expostos às condições ambientais comparados aos tubos que ficaram fechados, não tiveram influências significativas nas frações de mineralização do N.

Tabela 4. Concentrações de N mineral no solo durante o período analisado na camada 0-15cm de profundidade.

Tratamentos	Dias após a aplicação do lodo de esgoto					Médias
	0	30	60	90	120	
	----------mg kg^{-1} de N no solo----------					
L0TA	2,11Aa	2,62Ba	1,62Ca	1,51Ca	1,79Ba	1,93D
L0TF	2,11Aa	2,51Ba	1,64Ca	1,48Ca	1,68Ba	1,88D
L1TA	1,83Ac	4,77Bbc	13,4ABa	9,72Bab	8,68Aab	7,68BC
L1TF	1,83Ab	4,73Bab	8,91Ba	9,44Ba	8,66Aa	6,71C
L2TA	1,60Ad	7,41ABc	14,64Aab	16,73Aa	11,05Abc	10,28A
L2TF	1,60Ab	10,28Aa	13,05ABa	12,78ABa	10,12Aa	9,98AB

Onde: L0=sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TA = Tubo Aberto; TF = Tubo Fechado. Letras diferentes indicam diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey. Letras maiúsculas indicam comparações entre os tratamentos. Letras minúsculas indicam comparações entre os dias após a aplicação do lodo no mesmo tratamento.

Nesta Tabela verifica-se que as médias dos dois tratamentos com aplicações de lodo (L1 e L2) diferiram estatisticamente da testemunha. Embora durante o período analisado se tenha notado poucas diferenças entre os tratamentos L1 e L2, as médias do tratamento L2 foram significativamente maiores do que as do tratamento L1.

Analisando isoladamente cada tratamento, registra-se que os valores das concentrações de N mineral no solo nos tubos que ficaram abertos e expostos às condições climáticas foram superiores em 13% e 3% aos valores das concentrações de N verificados nos tubos fechados dos tratamentos L1 e L2 respectivamente, não diferindo significativamente no teste de comparação de médias.

As maiores concentrações de N mineral encontradas no solo foram observadas em sessenta e noventa dias após a aplicação do lodo, em todos os tratamentos. Neste intervalo foram registradas precipitações de 62,7mm e 126,2mm de chuva respectivamente (Anexo 5), sendo elas as maiores observadas ao longo do período estudado. Após 120 dias da aplicação do lodo, as concentrações de N mineral no solo na camada de 0-15cm de profundidade começaram a diminuir, provavelmente devido à translocação de N para as camadas mais profundas.

As frações de mineralização (%) do nitrogênio, após 120 dias da aplicação do lodo, estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Frações de mineralização do nitrogênio do lodo em condições de campo 120 dias após a aplicação do lodo, numa profundidade de 0-15cm.

Tratamentos	Dose de Ntotal aplicado	N extraído inicialmente	N extraído após 120 dias	Nitrogênio Mineralizado		
				Total	Líquido	F. M.
	----------kg ha^{-1}----------					%
L0TA	0	5,10	23,35	18,25	-	-
L1TA	287,5	4,43	92,93	88,50	70,25	24
L2TA	575,0	3,87	124,46	120,59	102,34	18
L0TF	0	5,11	22,80	17,69	-	-
L1TF	287,5	4,43	81,24	76,81	59,12	21
L2TF	575,0	3,87	118,17	114,30	99,61	17

Onde: N = nitrogênio; F.M. = Fração de Mineralização; L0=sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TA = Tubo Aberto; TF = Tubo Fechado.

Apesar das concentrações de N mineral encontradas no solo na camada de 0-15cm de profundidade terem sido significativamente maiores em razão da adição de 23Mg de lodo seco ha^{-1}, referente ao tratamento L2, as frações de mineralização do tratamento L1 foram maiores do que as do tratamento L2.

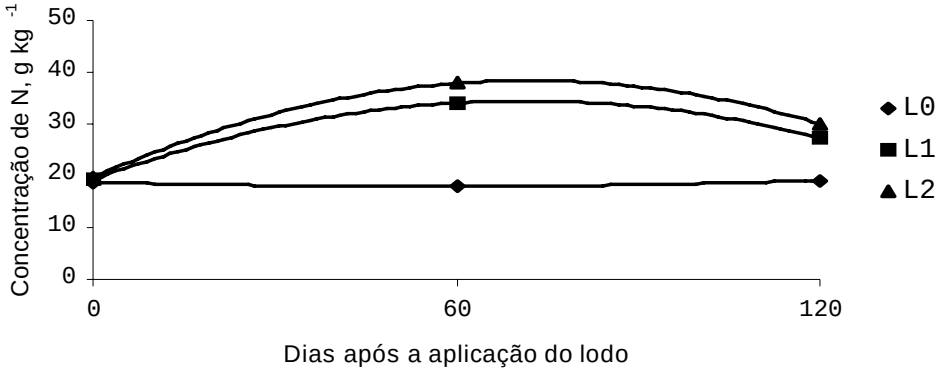
Na Tabela 5 pode-se observar que a fração de mineralização do nitrogênio para o tratamento L1, correspondente à 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}, após 120 dias de incubação foi de 24% quando o tubo permaneceu aberto e 21% quando permaneceu fechado. Para o tratamento L2, correspondente a 23Mg de lodo seco ha^{-1}, as frações de mineralização foram de 18% quando o tubo permaneceu aberto e de 17% quando o tubo permaneceu fechado. No entanto, essas diferenças não influenciaram significativamente nos valores obtidos nas concentrações de N mineral encontradas no solo.

Os valores obtidos para as frações de mineralização do nitrogênio presente no lodo em condições de campo, 120 dias após a aplicação do lodo, em uma profundidade de 0-15cm são menores do que as relatadas por Kelling *et al* (1977) e Magdoff e Amadon (1980) que obtiveram frações de mineralização respectivamente iguais a 50% e 55%. No entanto, a diferença nos valores obtidos nas frações de mineralização provavelmente foi ocasionada pelas diferenças climáticas, pelo tipo de lodo e suas propriedades físicas e químicas e/ou pelo período analisado após a sua aplicação. Por outro lado, as frações de mineralização obtidas em campo eqüivalem à sugerida pela CETESB (1999), que é de aproximadamente 30% para lodo digerido aerobicamente, e às obtidas em laboratório. Este fato é importante por mostrar que a fração de mineralização do N do lodo obtida em laboratório pode apresentar valores confiáveis que se assemelham às frações de mineralização obtidas no campo, ou seja, para a determinação das doses de lodo aplicadas em áreas agrícolas pode-se lançar mão das frações obtidas em ensaios laboratoriais.

4.3 Absorção do N pelas plantas

A disponibilidade do N do solo foi avaliada pela absorção desse nutriente pelas plantas do cafeeiro, por meio das concentrações de N nas folhas em três períodos de coleta (0, 60 e 120 dias após a aplicação do lodo de esgoto), as quais podem ser verificadas na Figura 6.

Figura 6. Concentrações de N nas folhas do cafeeiro em 0, 60 e 120 dias após a aplicação do lodo de esgoto.



Equações. L0: $y = 0{,}0003x^2 - 0{,}0308x + 18{,}77$; L1: $y = -0{,}003x^2 + 0{,}4253x + 19{,}27$; L2: $y = -0{,}0036x^2 + 0{,}5213x + 19{,}63$.
Onde: L0=Tratamento sem aplicação de lodo; L1=Tratamento com 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2=Tratamento com 23Mg de lodo seco ha^{-1}.

Nesta Figura visualiza-se que os tratamentos L1 e L2 apresentaram concentrações de N nas folhas do cafeeiro maiores do que a testemunha L0, sendo superiores em média 45% e 57% respectivamente. O tratamento L2 se aproxima numericamente do tratamento L1, sendo superior em média apenas 8,4%. Este fato pode ser comprovado comparando-se as respectivas equações polinomiais, onde se verificam que os coeficientes se aproximam numericamente.

Segundo Malavolta *et al* (1989), o teor total de nitrogênio nas folhas do café, por ocasião da diagnose foliar, considerado adequado, situa-se entre 29 e 32g kg^{-1}. Enquanto que no tratamento L0 as concentrações de N nas folhas sempre ficaram abaixo do adequado, nos tratamentos com aplicações de lodo as concentrações de N ficaram dentro e até acima desta faixa, apontando a eficiência do lodo de esgoto em fornecer este nutriente para as plantas.

A diferença das concentrações de N absorvido pelas plantas dos tratamentos com aplicações de lodo em relação ao tratamento L0 é significativa estatisticamente, como mostra a Tabela 6.

Tabela 6 Concentrações de N nas folhas do cafeeiro durante o período estudado. Valores em g kg^{-1}.

Tratamentos	Dias após a aplicação do lodo			Médias
	0	60	120	
L0	18,77Aa	17,93Ba	19,10Ba	18,60B
L1	19,27Ac	34,07Aa	27,43Ab	26,92A
L2	19,63Ac	37,87Aa	30,03Ab	29,18A

Onde: L0=sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}. Letras diferentes indicam diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey. Letras maiúsculas indicam comparações entre os tratamentos. Letras minúsculas indicam comparações entre os dias após a aplicação do lodo no mesmo tratamento.

Nesta Tabela verifica-se que, no tratamento L0, os valores obtidos pela absorção de N pelas folhas do cafeeiro variaram muito pouco durante o período analisado, não diferindo significativamente entre si. Em relação as tratamentos L1 e L2 verificam-se aumentos significativos nas concentrações de N absorvido em 60 e 120 dias após a aplicação do lodo. Apesar da média da concentração de N absorvido pelas plantas no tratamento L2 ser maior do que a média da concentração do tratamento L1, esta diferença não é significativa.

As maiores concentrações de N nas folhas do cafeeiro para os tratamentos L1 e L2 foram verificadas sessenta dias após a aplicação do lodo, sendo significativamente superiores aos demais períodos de coleta. Provavelmente este fato foi ocasionado pela precipitação onde, no segundo mês após a aplicação do lodo, foi registrado um índice de 62,7 mm de chuva (Anexo 5), sendo que metade deste valor foi anotado nos três dias antes da coleta das folhas e, desta forma, tenha contribuído na absorção desse nutriente pelas plantas. No período de 120

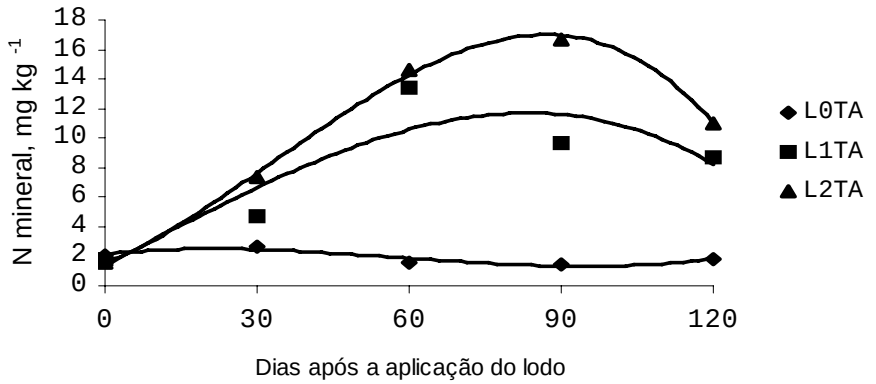
dias após a aplicação do lodo, as concentrações de N nas folhas do cafeeiro dos tratamentos L1 e L2 diminuíram significativamente em cerca de 19% e 21% em relação ao período de sessenta dias. Este fato pode ser justificado pela estiagem registrada neste período, onde foi detectada uma precipitação de apenas 15,2 mm de chuva, os quais ocorreram vinte dias antes da coleta das folhas, provocando uma redução na absorção de N pelas plantas. A hipótese de translocação do nutriente para os frutos não pode ser apontada como uma provável causa dessa redução, uma vez que não haviam frutos no cafeeiro.

4.4 Lixiviação do N

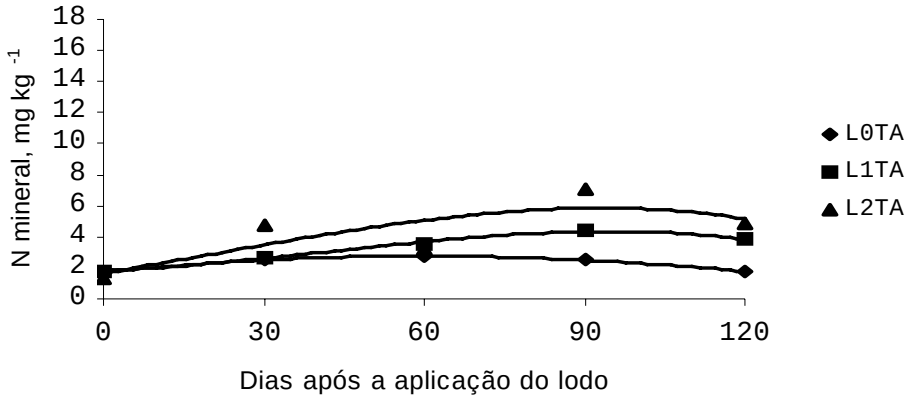
O nitrogênio lixiviado foi analisado num período de 120 dias após a aplicação do lodo, até uma profundidade de 30cm (Figuras 7 e 8). Estas figuras mostram que houve aumento nas concentrações de N mineral no solo nas camadas 0-15cm e 15-30cm de profundidade após a aplicação do lodo.

Figura 7. Concentrações de N mineral nas camadas 0-15cm (A) e 15-30cm (B) de profundidade durante o período analisado. Tubo Aberto.

A)



B)

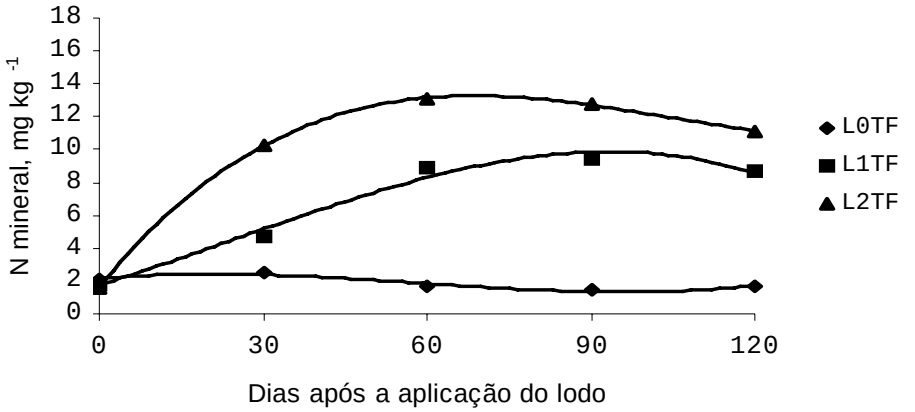


Equações. L1TA (0-15cm): $y = -9.10^{-6}x^3 + 9.10^{-5}x^2 + 0,1824x + 1,3593$; L2TA (0-15cm): $y = -3.10^{-5}x^3 + 0,0029x^2 + 0,1423x + 1,5439$; L1TA (15-30cm): $y = -5.10^{-6}x^3 + 6.10^{-4}x^2 + 0,0122x + 1,8387$; L2TA (15-30cm): $y = -4.10^{-6}x^3 + 3.10^{-4}x^2 + 0,0552x + 1,6966$.

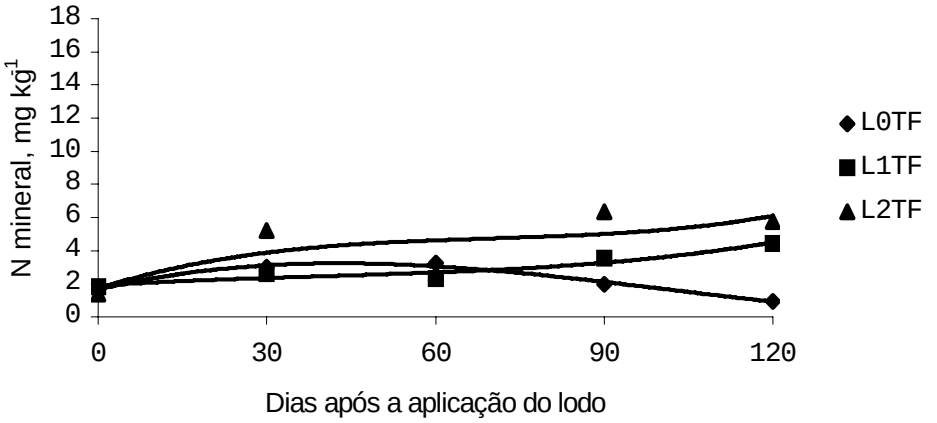
Onde: L0=Tratamento sem aplicação de lodo; L1=Tratamento com 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2=Tratamento com 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TA=Tubo Aberto.

Figura 8. Concentrações de N mineral nas camadas 0-15cm (A) e 15-30cm (B) de profundidade durante o período analisado. Tubo Fechado.

A)



B)



Equações. L1TF(0-15cm): $y = -8.10^{-6}x^3 + 6.10^{-4}x^2 + 0,1042x + 1,7261$; L2TF(0-15cm): $y = 1.10^{-5}x^3 - 4,4.10^{-3}x^2 + 0,4057x + 1,6174$; L1TF(15-30cm): $y = 2.10^{-6}x^3 - 3.10^{-4}x^2 + 0,022x + 1,8851$; L2TF(15-30cm): $y = 7.10^{-6}x^3 - 0,0014x^2 + 0,1075x + 1,7154$.

Onde: L0=Tratamento sem aplicação de lodo; L1=Tratamento com 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2=Tratamento com 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TF=Tubo Fechado.

Na Figura 7 nota-se que, sessenta dias após a aplicação do lodo, a concentração de N mineral no solo na camada 0-15cm de profundidade aumentou significativamente, provavelmente devido à mineralização da matéria orgânica do lodo. No entanto, na camada de

15-30cm de profundidade, a concentração de N mineral no solo não foi alterada significativamente. Isto mostra que a precipitação ocorrida neste período (Anexo 5) não beneficiou a translocação do N da camada superior para a inferior. Noventa dias após a aplicação do lodo observa-se a maior concentração de N mineral no solo na camada de 15-30cm de profundidade, apresentado valores correspondentes a 4,41mg kg^{-1} e 7,11mg kg^{-1} para L1 e L2, respectivamente. Neste período foi registrado uma precipitação de 126,2mm de chuva, o que provavelmente tenha contribuído para o aumento da concentração de N mineral no solo na camada de 15-30cm de profundidade.

Na Figura 8 visualiza-se que, trinta dias após a aplicação do lodo, a concentração de N mineral no solo na camada de 0-15cm de profundidade aumentou significativamente, provavelmente devido à mineralização da matéria orgânica do lodo. A partir desta data as concentrações permaneceram praticamente constantes. Na camada de 15-30cm de profundidade, as evoluções da concentração do N mineral no solo dos tratamentos L1 e L2 foram semelhantes numericamente das obtidas nos tratamentos dos tubos abertos, podendo ser comprovadas através das respectivas equações. Isto indica que as condições dos tubos não alteraram significativamente o comportamento da lixiviação do N.

As variações das concentrações do N mineral no solo com o tempo, na camada de 15-30cm de profundidade, podem ser visualizadas na Tabela 7.

Tabela 7. Variações das concentrações de N mineral no solo com o tempo na camada 15 a 30cm de profundidade. Valores em mg de N kg^{-1} de solo.

Tratamentos	Dias após a aplicação do lodo de esgoto					Médias
	0	30	60	90	120	
L0TA	1,69Aa	2,53Ba	2,74Aa	2,51CDa	1,77BCa	2,25BC
L0TF	1,69Aa	2,98ABa	3,25Aa	1,98Da	0,95Ca	2,17C
L1TA	1,82Ab	2,68Bab	3,57Aab	4,41BCa	3,81ABab	3,26AB
L1TF	1,82Ab	2,61Bab	2,29Aab	3,53CDab	4,44Aa	2,94BC
L2TA	1,38Ac	4,74ABb	3,17Abc	7,11Aa	4,84Aab	4,25A
L2TF	1,38Ab	5,22Aa	2,61Ab	6,35ABa	5,76Aa	4,26A

Onde: L0=sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}; TA = Tubo Aberto; TF = Tubo Fechado. Letras diferentes indicam diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey. Letras maiúsculas indicam comparações entre os tratamentos. Letras minúsculas indicam comparações entre os dias após a aplicação do lodo no mesmo tratamento.

Nesta Tabela visualiza-se que, apesar de registrado um aumento na concentração de N mineral no solo na camada de 15-30cm de profundidade devido a aplicação de 11,5Mg de lodo seco ha^{-1} (L1), as médias das concentrações dos diferentes tempos não diferiram significativamente da testemunha (L0). Esta diferença só foi observada em relação ao tratamento L2, referente a aplicação de 23Mg de lodo seco ha^{-1}.

As médias das concentrações (TA + TF) do N mineral no solo na camada de 15-30cm de profundidade do tratamento L2 foram significativamente superiores em aproximadamente 37% às do tratamento L1, podendo-se pressupor que a lixiviação do N mineral aumentou com o aumento das doses de lodo aplicadas.

Em relação às condições dos tubos, ou seja, quando os tubos permaneceram abertos e expostos às condições ambientais comparados aos tubos que ficaram fechados, não foram

observadas diferenças significativas entre as médias da mesma dose de lodo aplicada. Isto sugere que a cobertura do tubo, mesmo isolando o lodo das condições climáticas, não influenciou significativamente na lixiviação do N mineral nas condições deste experimento.

As porcentagens da lixiviação do N mineral em resposta à aplicação de diferentes doses de lodo foram avaliadas pelos resultados obtidos aos 0, 30, 60, 90 e 120 dias após a aplicação do lodo, na profundidade de 15-30cm (Tabela 8).

Tabela 8. Porcentagens de lixiviação do N na camada de 15-30cm de profundidade.

Tratamentos	Dose de Ntotal aplicado	N extraído inicialmente	N extraído após 120 dias	N total	N líquido	N lixiviado
	----------kg ha^{-1}----------					%
L0TA	0	4,09	27,23	23,14	-	-
L0TF	0	4,09	26,26	22,17	-	-
L1TA	287,5	4,40	39,45	35,05	11,91	4
L1TF	287,5	4,40	35,57	31,17	9,00	3
L2TA	575,0	3,34	51,43	48,09	24,95	4
L2TF	575,0	3,34	51,55	48,21	26,04	5

Onde: N = nitrogênio; L0 = sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg e lodo seco ha^{-1}; TA = Tubo Aberto; TF = Tubo Fechado.

Observando esta Tabela verifica-se que, nos tratamentos L1 e L2, as porcentagens do N lixiviado em relação às condições dos tubos, ou seja, quando o tubo permaneceu aberto e exposto às condições climáticas em relação ao tubo fechado, apresentaram uma diferença de apenas um ponto percentual. Essa diferença não foi significativa para indicar que as condições dos tubos influenciaram na lixiviação do N. As porcentagens obtidas do N lixiviado em

relação ao Ntotal aplicado não representaram valores que indiquem o risco de lixiviação do N para o lençol freático.

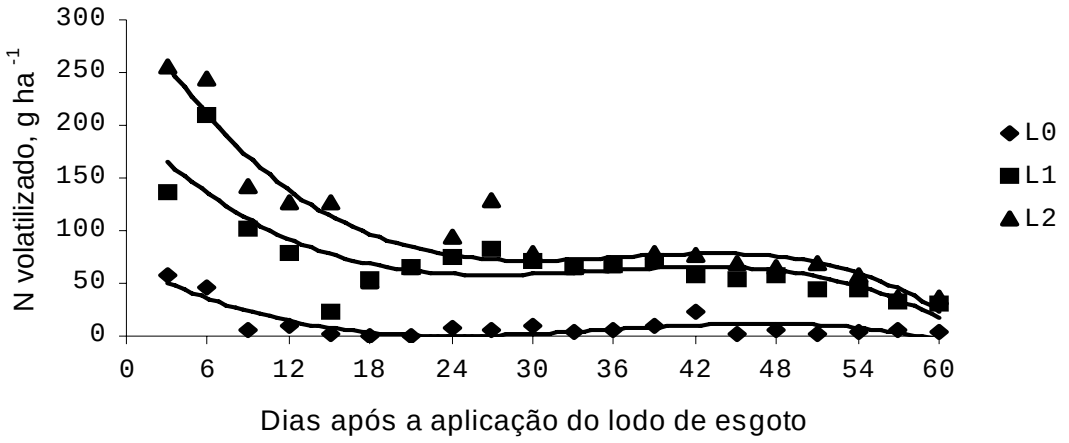
Analisando os resultados obtidos notou-se que, em momento algum houve diferença significativa nos valores da mesma dose de lodo aplicada em relação às condições dos tubos, ou seja, não houve diferença nos valores verificados quando os tubos ficaram abertos e expostos às precipitações em relação aos tubos que ficaram fechados, impossibilitando a ação das águas pluviais.

Esse fato pode ter sido provocado por uma de duas situações ou por duas simultaneamente: primeiro devido às precipitações ocorridas durante o período terem sido baixas (Anexo 5), não influenciando na lixiviação; segundo em virtude dos tubos terem sido colocados embaixo da saia do café e, de alguma forma, sua copa tenha evitado que as águas das chuvas entrassem nos tubos abertos.

4.5 Volatilização do N

O nitrogênio volatilizado foi analisado durante um período de sessenta dias após a aplicação do lodo e sua evolução está apresentada na Figura 9.

Figura 9. Volatilização do nitrogênio em resposta a aplicação de diferentes doses de lodo durante o período de sessenta dias.



Equações. L0 : $y = -0{,}002x^3 + 0{,}2138x^2 - 6{,}87x + 69{,}53$; L1 : $y = -0{,}0039x^3 + 0{,}4107x^2 - 13{,}565x + 202{,}43$; L2 : $y = -0{,}0054x^3 + 0{,}5965x^2 - 21{,}152x + 315{,}67$.
Onde: L0 = tratamento sem aplicação do lodo; L1 = tratamento equivalente a 80Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = tratamento equivalente a 160Mg de lodo seco ha^{-1}.

Nesta figura vê-se que no tratamento L0 houve uma pequena perda de N nas duas primeiras coletas, provavelmente devido à degradação da matéria orgânica já presente no solo. Depois deste período elas se mantiveram praticamente nulas.

Nos tratamentos L1 e L2, as maiores perdas ocorreram nos seis primeiros dias, representando 24 e 25% do total volatilizado, respectivamente. Este fato coincide com as observações feitas por Robinson e Roper (2003) que também verificaram maiores perdas de N por volatilização nos primeiros dias após a aplicação do lodo, acumulando 95% do total volatilizado. No tratamento L1, no período de nove a dezoito dias, as volatilizações do N oscilaram entre 30-100g de N ha^{-1} e a partir desta data permaneceram entre 40-60g de N ha^{-1}. No tratamento L2, no período de nove a dezoito dias, as quantidades volatilizadas de N oscilaram entre 50 e 140g de N ha^{-1}. A partir desta data as perdas de N permaneceram constantes na faixa de 50-70g de N ha^{-1} até o final do experimento. No período entre o 24º e o 27º dia após a aplicação do lodo registrou-se um aumento na temperatura do solo que atingiu

uma média diária de 27,6ºC, o que contribuiu para o aumento na volatilização do N observada no 27º dia.

Os dois tratamentos com aplicações de lodo tiveram maiores perdas de N por volatilização em relação à testemunha, sendo essa diferença significativa. Mesmo com os tratamentos L1 e L2 apresentando valores semelhantes de perdas de N por volatilização a partir do 30º dia, comprovadas pelos coeficientes das respectivas equações, as suas médias diferiram significativamente entre si, sendo observada maiores perdas de N no tratamento L2 (Anexo 6).

As porcentagens do nitrogênio total volatilizado em relação às doses de nitrogênio aplicadas via lodo de esgoto estão mostradas no Tabela 9.

Tabela 9. Porcentagens da volatilização do N.

Tratamentos	Dose de Ntotal aplicado	N acumulado após 60 dias	N líquido	N volatilizado
	----------kg ha^{-1}----------			%
L0	0	0,208	----------	----------
L1	3.750	1,422	1,214	0,03
L2	7.500	1,944	1,736	0,02

Onde: N = nitrogênio; L0 = sem aplicação de lodo; L1 = 80Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 160Mg de lodo seco ha^{-1}.

Visualizando estes resultados nota-se que, mesmo apresentando diferenças significativas dos tratamentos com lodo em relação à testemunha, as taxas de volatilização iguais a 0,03 e 0,02% nos tratamentos L1 e L2 respectivamente, são muito baixas, diferindo dos resultados obtidos por Donovan e Logan (1983), por Robinson *et al* (2002), por Costa *et al* (2003) e por Robinson *et al* (2003), que obtiveram 32%, 40%, 9% e 12%, concomitantemente. No entanto os trabalhos desenvolvidos por Donovan e Logan (1983) e

Costa *et al* (2003) foram realizados em condições diferentes a este experimento. Os primeiros desenvolveram uma série de experimentos com lodo em condições laboratoriais enquanto que Costa *et al* (2003) avaliaram a volatilização de um resíduo líquido resultante de um processo de fermentação glutâmica produzido por indústrias da região canavieira de Piracicaba. Já os trabalhos conduzidos por Robinson *et al* (2002) e Robinson e Roper (2003) apresentaram valores de volatilização de N superiores a este provavelmente devido ao tipo de lodo e/ou às suas características químicas e físicas.

Como os coletores de amônia volatilizada descritos por Nonmik (1973) apresentam algumas limitações que influenciam significativamente na volatilização e que estes, segundo Lara Cabezas e Trivelin (1990), podem não reter cerca de 80% do total volatilizado, se fez necessário uma discussão sobre possíveis novos resultados. Supondo que os coletores utilizados no experimento tenham retido apenas 20% do total de amônia volatilizada, os valores corrigidos apontam perdas na volatilização de 0,15% para o tratamento L1 e de 0,1% para o tratamento L2. Mesmo fazendo este tipo de correção, as perdas de N por volatilização ainda permaneceram muito baixas.

5 CONCLUSÕES

Tendo em vista os resultados obtidos no período analisado, pode-se concluir que: a aplicação em superfície de 11,5 e 23Mg de lodo seco ha^{-1} foi eficiente em fornecer nitrogênio para as plantas de café; as porcentagens obtidas do nitrogênio lixivado variaram de 3 a 5% do N total aplicado via lodo, não indicando assim risco de lixiviação de nitrato para as águas subterrâneas; a fração de mineralização em ensaio laboratorial e em campo foi de

aproximadamente 20 a 30% do N total aplicado; e, a aplicação de lodo seco mesmo em altas dosagens (80 e 160Mg ha^{-1}) não mostrou perdas significativas de nitrogênio por volatilização da amônia.

6 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

AMARAL SOBRINHO, N. M. B., VELLOSO, A. C. X., COSTA, L. M. & OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 22, n. 2, p. 345-353, abr./jun. 1998.

ANDREOLI, C. V. & CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caleado. **Revista Técnica da Sanepar,** Curitiba, v. 18, n. 18, p. 63-70, jul./dez. 2002.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. & DOMASZAK, S. C. **Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto.** Estudo preliminar para definição de critérios para uso agronômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária. 2. ed. Curitiba. Companhia de Saneamento do Paraná, 1999. 81p.

ANJOS, A. R. M. & MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 24, n. 4, p. 927-938, out./dez. 2000.

ASCHMANN, S. G; McINTOSH, M. S.; ANGLE, J. S. & HILL, R. L. Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wasterwater sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment.** v. 38, p. 249-263, 1992.

BATAGLIA, O. C., FURLANI, A.M.C., TEIXEIRA, J.P.F., FURLANI, P.R. e GALLO, J.R. 1983. Métodos de Análise Química de Plantas. **Boletim Técnico do IAC**, vol.78, 48p.

BARBARIKA, A. Jr.; SIKORA, L. J. & COLACICCO, D. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. **Soil Science Society of America Journal.** v. 49, p. 1403-1406, 1985.

BASSO, C. J. & CERETTA, C. A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 24, n. 4, p. 905-915, out./dez. 2000.

BATAGLIA, O. C.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Resíduos orgânicos como fontes de nitrogênio para capim braquiária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 7, p. 277-284, 1983.

BENCKISER, G. & SIMARMATA, T. Environmental impact of fertilizing soils by using sewage and animal wastes. **Fertilizer Research.** v. 37, p. 1-22, 1994.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 13, p. 187-192, 1989.

BERTONCINI, E. I. & MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 23, n. 3, p. 737-744, jul./set. 1999.

BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. Prefácio. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 5-6.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V. & DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, nov. 2002.

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. v. 21, p. 575-580, 1997.

CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M. J. & RESENDE, L. C. L. Perdas de N por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistema de colheita de cana sem queima prévia. **Anais: 7º Congresso nacional da sociedade dos técnicos açucareiros e alcooleiros do Brasil**, Londrina. p. 82-87, 1999.

CANTARELLA, H. & TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas, 2001. p. 270-276

CARTRON, J. M. & WEIL, R. R. Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surface-incorporated sewage sludge applied to corn. **Communications in Soil Science and Plant Analysis.** v. 29, n^{os} 1 e 2, p. 121-139, 1998.

CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação. São Paulo, CETESB, 1999. Norma Técnica P. 4.230. 32 p.

CHAE, Y. M. & TABATABAI, M. A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality.** v. 15, n. 2, p. 1986.

COGGER, C. G.; BARY, A. I.; SULLIVAN, D. M. & MYHRE, E. A. Biosolids processing effects on first and second year available nitrogen. **Soil Science Society of America Journal,** v. 68, p. 162-167, 2004.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná.** Curitiba: SANEPAR, 1997. 96p.

COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C. & CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH_3 de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 27, p. 631-637, 2003.

DA ROS, C. O.; AITA, C.; CERETTA, C. A. & FRIES, M. R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milheto e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas. v. 17, p. 257-261, 1993.

DEFELIPO, B. V.; NOGUEIRA, A. V.; LOURES, E. G. & ALVAREZ, V. H. V. Eficiência agronômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas, v. 15, p. 389-393, 1991.

DONOVAN, W. C. & LOGAN, T. J. Factors affecting ammonia volatilization from sewage sludge applied to soil in a laboratory study. **Journal of Environmental Quality,** v. 12, n. 4, p. 584-590, 1983.

DOU, H.; ALVA, A. K. & KHAKURAL, B. R. Nitrogen mineralization from citrus tree residues under different production conditions. **Soil Science Society of America Journal.** v. 61, p. 1226-1232, 1997.

EPA (Environmental Protection Agency – Australia). Environmental Guidelines: **Use and disposal of biossolids products.** October, 1997. 109p.

EPSTEIN, E.; KEANE, D. B.; MEISINGER, J. J. & LEGG, J. O. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. **Journal of Environmental Quality,** v. 7, n. 2, p. 217-222, 1978.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C. & CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** v. 28, p. 569-577, 2004.

GONÇALVES, F. T. A.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; FERREIRA, T. L. Uso do biossólido como fonte de nitrogênio no plantio do cafeeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. Resumos. CD-Rom.

JENKINSON, D. S. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. **Plant and Soil,** v. 228, p. 3-15, 2001.

JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas, v. 15, p. 237-240, 1991.

KELLING, K. A.; WALSH, L. M.; KEENEY, D. R.; RYAN, J. A. & PETERSON, A. E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. **Journal of Environmental Quality,** v. 6, n. 4, p. 345-352, 1977.

KOLBERG, R. L.; ROUPPET, B.; WESTFALL, D. G. & PETERSON, G. A. Evaluation of na in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal.** v. 61, p. 504-508, 1997.

KOPPER, A. Fatores climáticos e edáficos na cultura cafeeira: O nitrogênio. In: MALAVOLTA, E.; YAMADA, T. & GUIDOLIM, J. A. **Nutrição e adubação do cafeeiro.** Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 1981. p. 50-53.

LARA CABEZAS, W. A. R. & TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH_3 volatilizado da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas, v. 14, p. 345-352, 1990.

LIBARDI, P. L. & REICHARDT, K. Destino da uréia aplicada a um solo tropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 2, p. 40-44, 1978.

LINDEMANN, W. C. & CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of America Journal,** v. 48, p. 1072-1077, 1984.

MAGDOFF, F. R. & AMADON, J. F. Nitrogen availability from sewage sludge. **Journal of Environmental Quality,** v. 9, n. 3, p. 451-455, 1980.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C. & OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas:** Princípios e aplicações. Piracicaba. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A. & CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa – MG, v. 27, n. 3, p. 563-574, maio/jun. 2003.

MATTOS JÚNIOR, D.; ALVA, A. K.; PARAMASIVAM, S. & GRAETZ, D. A. Nitrogen mineralization and volatilization in a sandy entisol of Florida under citrus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis.** v. 34, n. 13 e 14, p. 1803-1824, 2003.

MEDAILE, L.; BOWDEN, W. B. & SMITH, C. T. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a Northern Hardwood Forest. **Journal of Environmental Quality.** v. 23, p. 130-138, 1994.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C. & KIEHL, J. C. O nitrogênio no solo. Mineralização e imobilização do N. In: MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C. & KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo.** 4. ed. Nobel, 1983. p. 159-166.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S. A. S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do solo,** Campinas, v.18, p. 449-455, 1994.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C. & OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 28, p. 385-392, 2004.

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

OLIVEIRA, F. C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, 2000. 247p. **Tese (Doutorado)** – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A. & PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v. 52, n. 2, p. 360-367, maio/ago., 1995.

PARKER, C. F. & SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality.** v. 12, n. 1, 1983.

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C. & BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. Reflexo no ciclo dos nutrientes. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 163-178, 2000.

RAIJ, B. V. Propriedades eletroquímicas de solos. Lixiviação de íons em solos: Lixiviação de nitrato. In: Simpósio avançado de química e fertilidade do solo, 1., 1986, Piracicaba. Anais. Campinas: Fundação Cargil, 1986. p. 37-38.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. & FURLANI, A. M. C. **Boletim Técnico 100.** Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2. ed. Campinas, Instituto Agronômico/Fundação IAC, 1997. 285p.

RAISON, R. J.; CONNEL, M. J. & KHANNA, P. K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. **Soil Biology and Biochemistry.** v. 19, p. 521-530, 1987.

RANDALL, G. W. & MULLA, D. J. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. **Journal of Environmental Quality.** v. 30, n. 2, p. 337-344, mar./abr., 2001.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; VICTÓRIA, R. L. & VIEGAS, G. P. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 23, p. 17-20, 1979.

ROBINSON, M. B.; POLGLASE, P. J. & WESTON, C. J. Loss of mass and nitrogen from biossolids applied to a pine plantation. **Australian Journal of Soil Research.** v. 40, p. 1027-1039, 2002.

ROBINSON, M. B. & ROPER, H. Volatilization of nitrogen from land applied biosolids. **Australian Journal of Soil Research.** v. 41, p. 711-716, 2003.

SHEPHERD, M. A. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 58, p. 171-185, 1996.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A. & BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um argissolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SIMONETE, M. A.; KICHI, J. C.; ANDRADE, C. A. & TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um argissolo e no crescimento e nutrição do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, out. 2003.

SLUDGE AND WASTE UTILIZATION COMMITTEE. **Guidelines for sewage sludge utilization on agricultural lands.** Ontario, 1992.

SMITH, S. R.; WOODS, V. & EVANS, T. D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. **Bioresource Technology,** v. 66, p. 139-149, 1998.

SOBRINHO, P. A. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 11-24, 2000.

SOMMERS, L. E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, v. 6, n. 2, p. 225-232, 1977.

STEVENSON, F. J. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. **New York, John Wiley & Sons,** p. 167-178, 1985.

STRAUS, E. L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215-224.

THOMAZIELLO, R. A.; FAZUOLI, L. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; FAHL, J. I. & CARELLI, M. L. C. **Boletim Técnico 187.** Café Arábica: Cultura e técnicas de produção. Campinas. Instituto Agronômico, 2000. 82p.

TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 5, 2000.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Title 40 Code of Federal Regulations – Part 503. Final Rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register,** v. 58, n. 32, p. 9387-9415, 1993.

VIEIRA, R. F. & CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 38, n. 7, p. 867-874, jul. 2003.

ANEXOS

Anexo 1. Mineralização do nitrogênio (Laboratório). Valores em mg kg^{-1}.

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (Início)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	1,51	1,46	2,97	2,97
1	2,57	2,87	5,44	5,44
2	2,72	3,88	6,60	6,60
3	2,82	2,72	5,54	5,54
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (7 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	2,67	2,62	5,29	8,26
1	1,81	5,29	7,10	12,54
2	3,32	7,10	10,42	17,02
3	1,56	7,44	9,00	14,54
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (14 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	1,96	4,23	6,19	14,45
1	1,26	5,03	6,29	18,83
2	2,62	8,31	10,93	27,95
3	2,67	9,92	12,59	27,13
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (28 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	1,16	3,32	4,48	18,93
1	1,61	6,39	8,00	26,83
2	1,86	11,63	13,49	41,44
3	2,47	13,30	15,77	42,90
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (42 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,30	5,99	6,29	25,22
1	0,90	9,22	10,12	36,95
2	0,95	10,83	11,78	53,22
3	1,11	14,91	16,02	58,92

Continua...

Continuação...

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (56 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,50	5,79	6,29	31,51
1	0,75	10,83	11,58	48,53
2	1,11	14,91	16,02	69,24
3	1,56	10,98	12,54	71,46
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (70 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,30	8,56	8,86	40,37
1	1,16	12,24	13,40	61,93
2	1,61	17,48	19,09	88,33
3	1,56	12,39	13,95	85,41
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (84 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	1,05	9,32	10,37	50,74
1	1,41	17,02	18,43	80,36
2	1,71	19,34	21,05	109,38
3	1,51	15,11	16,62	102,03
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (98 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,15	3,17	3,32	54,06
1	0,86	6,50	7,36	87,72
2	0,65	7,15	7,80	117,18
3	0,75	7,70	8,45	110,48
Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (112 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,60	5,14	5,74	59,80
1	0,91	5,94	6,85	94,57
2	0,20	7,30	7,50	124,68
3	1,26	8,15	9,41	119,89

Continua...

Continuação.

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (126 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
0	0,45	7,96	8,41	68,21
1	0,65	18,79	19,44	114,01
2	1,76	18,08	19,84	144,52
3	1,51	17,53	19,04	138,93

Onde: Tratamento 0 = sem aplicação de lodo; Tratamento 1 = 310kg de Ntotal ha^{-1}; Tratamento 2 = 620kg de Ntotal ha^{-1}; Tratamento 3 = 930kg de Ntotal ha^{-1}; N = Nitrogênio; NH_4^+ = Nitrogênio amoniacal; $NO_3^- + NO_2^-$ = Nitrogênio nitrato – nitrito.

Anexo 2. Médias das concentrações de N mineral em ensaio laboratorial. Valores em mg de N kg^{-1} de solo.

Tratamentos	Médias
0	06,22 C
1	10,39 B
2	13,14 A
3	12,63 A

Onde: Tratamento 0 = sem aplicação de lodo; Tratamento 1 = 310kg de Ntotal ha^{-1}; Tratamento 2 = 620kg de Ntotal ha^{-1}; Tratamento 3 = 930kg de Ntotal ha^{-1}; Letras diferentes indicam diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey.

Anexo 3. Mineralização do nitrogênio na camada 0-15cm de profundidade (Tubo Aberto). Valores em mg kg^{-1}.

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (Início)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	1,01	1,10	2,11	2,11
L1	1,21	0,62	1,83	1,83
L2	0,70	0,90	1,60	1,60

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (30 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	1,13	1,49	2,62	4,73
L1	1,47	3,30	4,77	6,60
L2	2,22	5,19	7,41	9,01

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (60 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	0,18	1,44	1,62	6,35
L1	3,22	10,18	13,40	20,00
L2	3,01	11,63	14,64	23,65

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (90 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	0,71	0,80	1,51	7,86
L1	4,06	5,66	9,72	29,72
L2	6,92	9,81	16,73	40,38

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (120 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	0,74	1,05	1,79	9,65
L1	3,02	5,66	8,68	38,40
L2	2,60	8,45	11,05	51,43

Onde: L0 = Sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}; N = Nitrogênio; NH_4^+ = Nitrogênio amoniacal; $NO_3^- + NO_2^-$ = Nitrogênio nitrato – nitrito.

Anexo 4. Mineralização do nitrogênio na camada 0-15cm de profundidade (Tubo Fechado). Valores em mg kg^{-1}.

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (Início)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	1,01	1,10	2,11	2,11
L1	1,21	0,62	1,83	1,83
L2	0,70	0,90	1,60	1,60

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (30 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	1,07	1,44	2,51	4,62
L1	1,16	3,57	4,73	6,56
L2	2,85	7,43	10,28	11,88

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (60 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	0,50	1,14	1,64	6,26
L1	1,46	7,45	8,91	15,47
L2	1,10	11,95	13,05	24,93

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (90 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	1,09	0,39	1,48	7,74
L1	1,99	7,45	9,44	24,91
L2	1,55	11,23	12,78	37,71

Tratamentos	Nitrogênio Mineralizado (120 dias)			N mineralizado total acumulado
	NH_4^+	$NO_3^- + NO_2^-$	N mineralizado total	
L0	0,68	1,00	1,68	9,42
L1	1,83	6,83	8,66	33,57
L2	0,93	10,19	11,12	48,83

Onde: L0 = Sem aplicação de lodo; L1 = 11,5Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 23Mg de lodo seco ha^{-1}; N = Nitrogênio; NH_4^+ = Nitrogênio amoniacal; $NO_3^- + NO_2^-$ = Nitrogênio nitrato – nitrito.

Anexo 5. Fatores climáticos verificados durante o período analisado.

Dias após a aplicação do lodo	Umidade Relativa (%) (média)	Temperatura do ar (ºC) (média)	Precipitação (mm)
30	71,8	22,5	45,0
60	75,2	21,9	62,7
90	82,6	16,9	126,2
120	71,5	18,5	15,2
Total	-	-	249,2

Anexo 6 Quantidade de amônia volatilizada durante o período analisado.

Dias após a aplicação do lodo	Tratamentos		
	L0	L1	L2
	mg de N / câmara de volatilização		
3	0,155	0,369	0,691
6	0,125	0,568	0,661
9	0,018	0,274	0,383
12	0,025	0,211	0,345
15	0,003	0,064	0,344
18	0,000	0,144	0,138
21	0,000	0,174	0,179
24	0,023	0,204	0,252
27	0,018	0,224	0,350
30	0,028	0,190	0,215
33	0,008	0,179	0,174
36	0,015	0,184	0,184
39	0,027	0,193	0,215
42	0,061	0,154	0,209
45	0,005	0,146	0,189
48	0,014	0,155	0,178
51	0,006	0,117	0,185
54	0,009	0,120	0,155
57	0,013	0,086	0,101
60	0,010	0,083	0,101
Médias	0,028 C	0,192 B	0,263 A

Onde: L0 = sem aplicação de lodo; L1 = 80Mg de lodo seco ha^{-1}; L2 = 160Mg de lodo seco ha^{-1}. Letras diferentes indicam diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey.