



Transporte de NO_3^- e NH_4^+ em agregados de Latossolo Vermelho com e sem atividade biológica

Fábio C. Coelho¹, Hugo A. Ruiz², Reinaldo B. Cantarutti², Gonçalo E. França³

RESUMO

Objetivou-se, com este trabalho, avaliar a influência do tamanho dos agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sobre as transformações e transporte do amônio e do nitrato em condições de presença e ausência de atividade biológica. Utilizou-se o fatorial $2^3 \times 4$, com fatores e níveis: vegetação de cobertura do solo (cerrado e milho); atividade biológica (com e sem esterilização do solo); fontes de N da solução com 10 mmol L^{-1} de N, para saturação das colunas ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ e NH_4Cl) e classes de agregados (2,0 a 1,0; 1,0 a 0,5; 0,5 a 0,25 e 0,25 a 0,105 mm). Na primeira eluição, o efluente das colunas contendo microbiota ativa e saturação com $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ apresentou teor de NO_3^- menor no efluente dos agregados de 0,25 a 0,105 mm; já em condições de esterilização, ocorreu o inverso: maior concentração do NO_3^- no efluente dos agregados de 0,25 a 0,105 mm. Para as colunas saturadas com NH_4Cl , na primeira eluição os teores do NH_4^+ foram maiores nos efluentes dos agregados de 0,25 a 0,105 mm para todas as combinações de cobertura de solo e esterilização, enquanto na presença da microbiota ativa o efluente dos agregados de 0,25 a 0,105 mm apresentou teor semelhante ao dos agregados de 0,5 a 0,25 mm.

Palavras-chave: nitrato, amônio, solo

NO_3^- and NH_4^+ transport in a typical Haplortox aggregates with and without biological activity

ABSTRACT

A laboratory experiment was carried out in a randomized block design with three replications, in which columns with aggregate classes 2.0-1.0; 1.0-0.5; 0.5-0.25 and 0.25-0.105 mm of a typical Haplortox were used. The treatments corresponded to a $2^3 \times 4$ factorial, with soil covering vegetation (savannah and maize); biological activity (with and without soil sterilization with methyl bromide); sources of N with 10 mmol L^{-1} of N for saturation of the columns ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ and NH_4Cl); and aggregate classes (2.0-1.0; 1.0-0.5; 0.5-0.25 and 0.25-0.105 mm). After seven days of incubation of the columns with aggregates at maximum water retention, percolations were made with water, after two days under saturated condition, totaling six samples (0, 2, 4, 6, 8 and 10 days after the first percolation). In the first elution, aggregates of 0.25-0.105 mm presented smaller NO_3^- content in columns containing microorganisms activity and saturation with $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$. In sterilized system, aggregates of 0.25-0.105 mm presented larger NO_3^- content in the solution. For the saturated columns with NH_4Cl , in the first elution the NH_4^+ content was larger in the aggregates of 0.25-0.105 mm for the combinations of soil covering and sterilization, while, with microorganisms activity aggregates of 0.5-0.25 mm and 0.25-0.105 mm presented the highest NH_4^+ content.

Key words: nitrate, ammonium, oxysol

¹ CCTA/UENF. Av. Alberto Lamego, 2000, Pq. Califórnia, CEP 28013-602, Campos dos Goytacazes, RJ. Fone: (22) 27261426. E-mail: fcoelho@uenf.br

² Departamento de Solos/UFV. Av. PH Rolfs, s/n, Centro, CEP 36571-000, Viçosa, MG. Fone: (31) 8992630. E-mail: hrui@ufv.br

³ CNPMS/EMBRAPA. Rodovia MG 424, Km 65, CEP 35701-970, Sete Lagoas, MG, CP 285. Fone: (31) 7791049. E-mail: franca@cnpmembrapa.br

INTRODUÇÃO

O nitrogênio é um dos nutrientes que mais limitam a produção de grãos no Brasil. O elevado custo do fertilizante nitrogenado, devido ao gasto de energia por tonelada produzida e a recente preocupação com a poluição de aquíferos e mananciais, têm direcionado pesquisas visando à eficiência da adubação. Sabe-se que água contendo concentração de nitrato acima de 50 mg L^{-1} , quando utilizada no consumo humano pode causar metahemoglobinemia (Ritter et al., 1991; Schepers et al., 1991; Ritter et al., 1993; Neeteson, 1995).

Os latossolos sob vegetação de cerrado apresentam, em geral, baixos teores de bases trocáveis e elevada acidez, condições em que a taxa de mineralização do nitrogênio orgânico é baixa, sendo geralmente necessário no cultivo agrícola, além da correção do solo, a adubação nitrogenada (Malavolta & Kliemann, 1985). A baixa eficiência dos fertilizantes nitrogenados em condições tropicais tem sido atribuída ao elevado potencial de perdas, sendo a lixiviação, a volatilização de amônia e a desnitrificação os mecanismos mais importantes (Gamboa et al., 1971; Osiname et al., 1983).

Os latossolos, em razão da estrutura granular, são solos muito permeáveis de tal forma que, de maneira geral, o NO_3^- pode ser facilmente lixiviado. França et al. (1986) observaram que a lixiviação do NO_3^- no perfil de um latossolo acompanhou a movimentação da água e, no período chuvoso, uma movimentação do NO_3^- da camada de 20-40 cm para a de 40-60 cm de profundidade. Girardin et al. (1993) e Francis & Schepers (1994) verificaram que em solos permeáveis as perdas de N-NO_3^- , por lixiviação podem ser minimizadas por meio do parcelamento da adubação.

Apesar de se utilizar, geralmente, a forma amoniacal como fonte de nitrogênio nas adubações, o íon NH_4^+ pode ser rapidamente oxidado no solo para a forma nítrica, em solos que favoreçam o desenvolvimento de bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira* e *Nitrobacter* (Muirhead et al., 1985). O íon NH_4^+ no entanto, é menos lixiviado que o íon NO_3^- , por ser adsorvido pelas cargas negativas do solo que, em geral, são predominantes.

Além de processos de perdas que requerem a movimentação a longas distâncias, tanto o íon NO_3^- como o íon NH_4^+ estão sujeitos à dispersão e, posteriormente, à difusão para o interior dos agregados do solo, o que pode ser intensificado com o tempo de residência da água de chuva ou irrigação no solo. Esta movimentação pode ser um fator de retardamento das transformações do N e da lixiviação, sobretudo do íon NO_3^- ; por outro lado, poderá comprometer a disponibilidade de N para as plantas, em razão de dificultar o acesso ao nutriente, diminuindo sua absorção (Wiersum, 1962; Addiscott et al., 1983).

Objetivou-se, com este trabalho, avaliar a influência do tamanho dos agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sobre as transformações e transporte dos íons NO_3^- e NH_4^+ em condições de presença e ausência de atividade biológica.

MATERIAL E MÉTODOS

Tratamentos

O ensaio foi realizado em condições de laboratório, com colunas contendo agregados cujos tratamentos corresponderam a um fatorial $2^3 \times 4$, e os fatores e níveis foram: vegetação de cobertura do solo amostrado (cerrado e milho); esterilização dos agregados com brometo de metila (ausência e presença); fontes de N na solução de saturação das colunas ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ e NH_4Cl) e quatro classes de agregados (2-1, 1-0,5, 0,5-0,25 e 0,25-0,105 mm de diâmetro).

Cada unidade experimental foi constituída de uma coluna de vidro de 2 cm de diâmetro interno e 30 cm de comprimento, contendo uma tela plástica e esferas de vidro, de aproximadamente 5 mm de diâmetro, sobrepostos por uma fina camada de lã de vidro, na parte basal, para evitar perda de material de solo. A extremidade inferior da coluna era afunilada e conectada a uma mangueira de látex com pinça de Hoffmann para regular a vazão. As colunas foram preenchidas com agregados até os 5 cm da borda superior e os materiais foram cobertos com lã de vidro para evitar o contato direto com a solução de saturação ou de eluição.

Vegetação de cobertura (cerrado e milho)

O trabalho foi realizado com agregados de um Latossolo Vermelho distrófico álico, textura argilosa, amostrado sob vegetação de cerrado e sob área agricultada com a cultura do milho durante vários anos, localizado no Centro Nacional de Pesquisa do Milho e Sorgo/EMBRAPA, Sete Lagoas, MG. Cada amostra de solo se compunha de quatro amostras simples retiradas em locais diferentes das áreas na profundidade de 0 a 5 cm.

Separação e caracterização dos agregados

Quatro classes de diâmetros de agregados foram separadas, via seca: 2-1, 1-0,5, 0,5-0,25 e 0,25-0,105 mm. Determinaram-se a composição granulométrica pelo método da pipeta, a densidade aparente pelo método da proveta, o pH em água, o carbono orgânico, a CTC efetiva e a total (EMBRAPA, 1979) o N-NO_3^- e N-NH_4^+ (Tedesco et al., 1985) de cada uma das classes (Tabela 1).

Esterilização com brometo de metila

Para se obter agregados sem atividade biológica, alguns tratamentos sofreram esterilização; assim, os agregados foram acondicionados em copos de plástico e expostos ao brometo de metila, em ambiente hermético, pelo tempo de 24 h, antes de serem acondicionados nas colunas. Até esta etapa do experimento para cada classe de diâmetro de agregados, tinha-se amostras provenientes de solo sob cerrado e de área agricultada com a cultura do milho que sofreram ou não a esterilização.

Fontes de N ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ e NH_4Cl)

As colunas foram preenchidas com os agregados levemente compactados até atingirem a densidade aparente de cada classe (Tabela 1). Esses sistemas de lixiviação foram saturados, de forma ascendente, com o auxílio de frascos

Tabela 1. Caracterização química e física dos agregados do Latossolo Vermelho distrófico

| Característica | Classe de Agregados (mm) | | | |
|--|--------------------------|---------|----------|------------|
| | 2,0-1,0 | 1,0-0,5 | 0,5-0,25 | 0,25-0,105 |
| Cerrado | | | | |
| pH em água (1: 2,5) | 5,3 | 5,0 | 5,2 | 5,2 |
| CTC efetiva (mmol _c dm ⁻³) | 24,3 | 26,5 | 29,4 | 29,8 |
| CTC total (mmol _c dm ⁻³) | 95,9 | 100,3 | 112,8 | 120,1 |
| C orgânico (kg kg ⁻¹) ⁽¹⁾ | 0,031 | 0,033 | 0,034 | 0,037 |
| NO ₃ ⁻ (mmol _c dm ⁻³) | 91 | 88 | 74 | 96 |
| NH ₄ ⁺ (mmol _c dm ⁻³) | 124 | 122 | 153 | 112 |
| Granulometria (kg kg ⁻¹) ⁽²⁾ | | | | |
| -Areia | 0,27 | 0,22 | 0,16 | 0,14 |
| -Silte | 0,17 | 0,23 | 0,26 | 0,22 |
| -Argila | 0,56 | 0,55 | 0,58 | 0,64 |
| Dens. aparente (kg dm ⁻³) ⁽³⁾ | 0,91 | 0,92 | 0,90 | 0,90 |
| Milho | | | | |
| pH em água (1: 2,5) | 5,2 | 5,1 | 5,1 | 5,0 |
| CTC efetiva (mmol _c dm ⁻³) | 23,3 | 25,9 | 28,4 | 28,6 |
| CTC total (mmol _c dm ⁻³) | 92,9 | 99,3 | 110,9 | 114,1 |
| C orgânico (kg kg ⁻¹) ⁽¹⁾ | 0,025 | 0,028 | 0,032 | 0,033 |
| NO ₃ ⁻ (mmol _c dm ⁻³) | 92 | 86 | 101 | 103 |
| NH ₄ ⁺ (mmol _c dm ⁻³) | 85 | 94 | 107 | 112 |
| Granulometria (kg kg ⁻¹) ⁽²⁾ | | | | |
| -Areia | 0,31 | 0,25 | 0,17 | 0,14 |
| -Silte | 0,16 | 0,20 | 0,27 | 0,24 |
| -Argila | 0,53 | 0,55 | 0,56 | 0,62 |
| Dens. aparente (kg dm ⁻³) ⁽³⁾ | 0,92 | 0,94 | 0,93 | 0,91 |

⁽¹⁾ Método de Walkley & Black (Jackson, 1958) ⁽²⁾ Método da pipeta e ⁽³⁾ Método da proveta (EMBRAPA, 1979)

de Mariotte, com as soluções de Ca(NO₃)₂ ou NH₄Cl a 10 mmol L⁻¹ de N. Posteriormente, cada sistema foi mantido em condição próximo à capacidade de retenção de umidade retirando-se a conexão da parte basal das colunas com os frascos de Mariotte e se deixando a solução das colunas escoar.

Incubação das colunas e paralisação da atividade biológica

Todas as colunas com os agregados foram incubadas durante sete dias, para possibilitar a atividade biológica dos sistemas não esterilizados e, após este período, acondicionadas em ambiente hermético e esterilizadas com vapor de clorofórmio para paralisação da atividade biológica a fim de que esta não interferisse na etapa seguinte.

Saturação e eluição com água, amostragens de alíquotas eluídas e determinações

As colunas foram saturadas com água desionizada de forma ascendente, com auxílio de frascos de Mariotte e só então efetuadas as eluições, com água desionizada, a cada intervalo de dois dias, em condições de saturação com água, totalizando seis amostragens para cada coluna; assim, a primeira eluição e amostragem foram realizadas logo após a saturação; a segunda amostragem dois dias depois da primeira eluição, a terceira também dois dias após a segunda eluição e assim, sucessivamente, até a sexta amostragem. Desta forma, as amostragens foram realizadas aos zero, dois, quatro, seis, oito e 10 dias após a primeira eluição. Em cada

amostragem foi coletada a solução eluída correspondente a duas vezes o volume de poros. O volume de poros de cada coluna foi quantificado previamente, por meio da determinação da densidade aparente dos agregados (EMBRAPA, 1979) e pelo cálculo da porosidade total, com base no volume ocupado pelos agregados na coluna.

Em todas as soluções eluídas foram determinadas as concentrações de NO₃⁻ e de NH₄⁺ (Tedesco et al., 1985).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nitrogênio adicionado sob a forma nítrica

Os melhores ajustes de regressão obtidos para avaliar o efeito do período de tempo em condições de saturação com água, sobre o teor de nitrato do efluente, foram cúbico, cúbico raiz e raiz quadrático, com decréscimo acentuado dos teores do ânion a partir da primeira eluição (Figura 1) indicando a baixa retenção do nitrato no sistema adsorptivo e a sua facilidade em ser lixiviado. Tal fato foi confirmado pela análise dos agregados de todas as classes após a última eluição, que revelou ausência de nitrato prontamente disponível (dados não mostrados). A facilidade em ser lixiviado é característica já amplamente verificada para o nitrato, de forma que este resultado já era previsto.

Os ajustes obtidos pelas equações de regressão dão a impressão de diferenças entre teores de NO₃⁻ na primeira eluição, quando se comparam as vegetações de origem dos agregados (Figura 1); entretanto e apesar de altamente significativos, esses ajustes apenas demonstram o efeito dos diferentes períodos com saturação com água desionizada e das eluições, a cada dois dias, sobre o teor de nitrato na solução percolada. Para se comparar o efeito da cobertura e das classes de agregados, utilizaram-se os dados amostrados (Figura 2A) em que ficou evidenciada a semelhança entre os teores de NO₃⁻ quando as coberturas são comparadas.

Na primeira eluição, os maiores teores de NO₃⁻, no efluente das colunas dos agregados esterilizados, ocorreu na classe com diâmetro entre 0,25 e 0,105 mm para ambas as coberturas vegetais, enquanto em presença de atividade microbiológica o resultado foi oposto, ou seja, os agregados de menor tamanho apresentaram os menores teores de NO₃⁻ nos efluentes (Figura 2A). A maior capacidade de retenção de umidade desses agregados menores (Carvalho, 1998) favoreceu a maior retenção da solução de Ca(NO₃)₂ nesta classe de agregados, o que explica sua maior concentração no efluente, em condições de ausência de atividade biológica; no entanto, os baixos teores de NO₃⁻ eluído dos menores agregados não esterilizados podem ser atribuídos a perdas por desnitrificação, devido as condições de anaerobiose decorrentes do excesso de umidade ou à imobilização pela biomassa do solo durante os sete dias de incubação. Diferenças na magnitude do processo de desnitrificação em agregados de diferentes tamanhos já foram observadas por Beauchamp & Seech (1990) e Lensi et al. (1995) em que se verificaram maiores populações de microrganismos desnitrificadores em agregados menores, com menor tensão de O₂ nos microporos. Esses resultados indicam que a desnitrificação pode ser

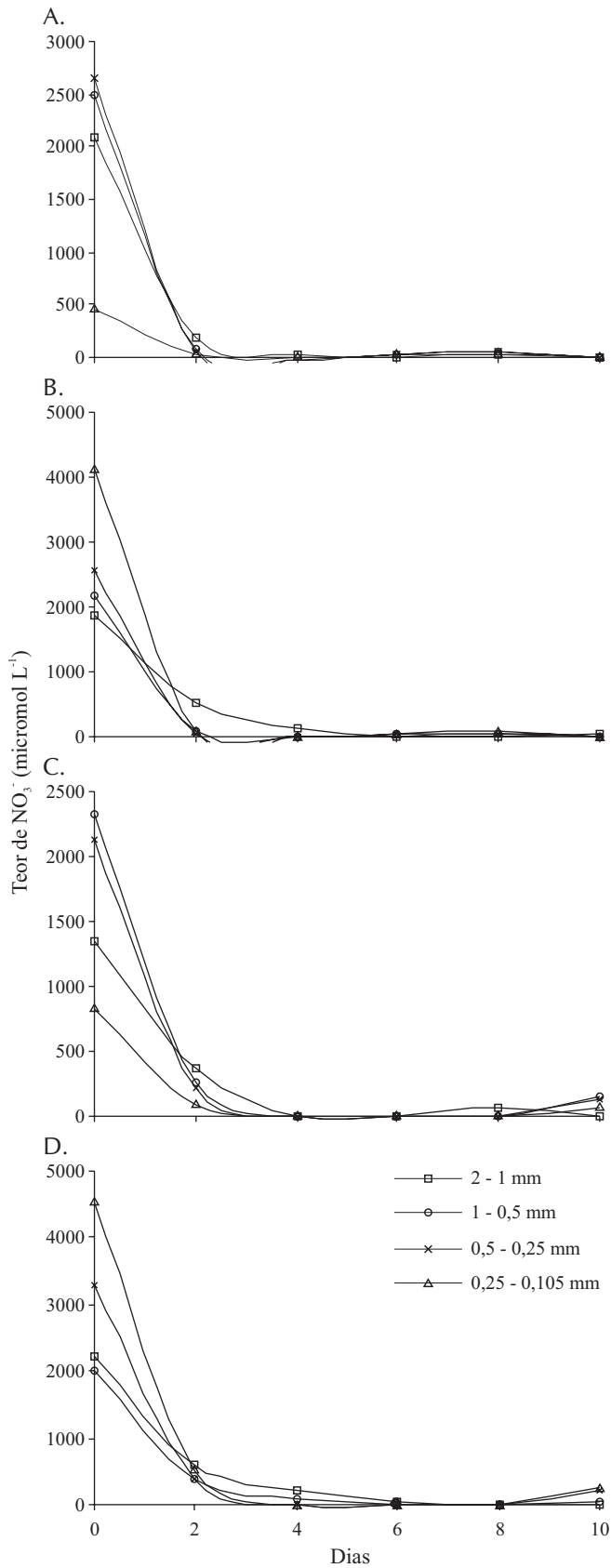


Figura 1. Teor de nitrato no efluente após lixiviações de dois volumes de poros com água desionizada, em relação ao tempo de difusão, considerando-se as classes de agregados amostrados em solo sob cobertura de vegetação de cerrado (A e B) e sob cobertura de cultura de milho (C e D), não submetidos à esterilização (A e C) e esterilizados (B e D) e saturados com solução de nitrato de cálcio

responsável por grande parte das perdas de nitrato adicionado a solos com predominância de agregados de tamanhos menores, muito comuns em áreas com cultivos sucessivos e com grande movimentação de máquinas.

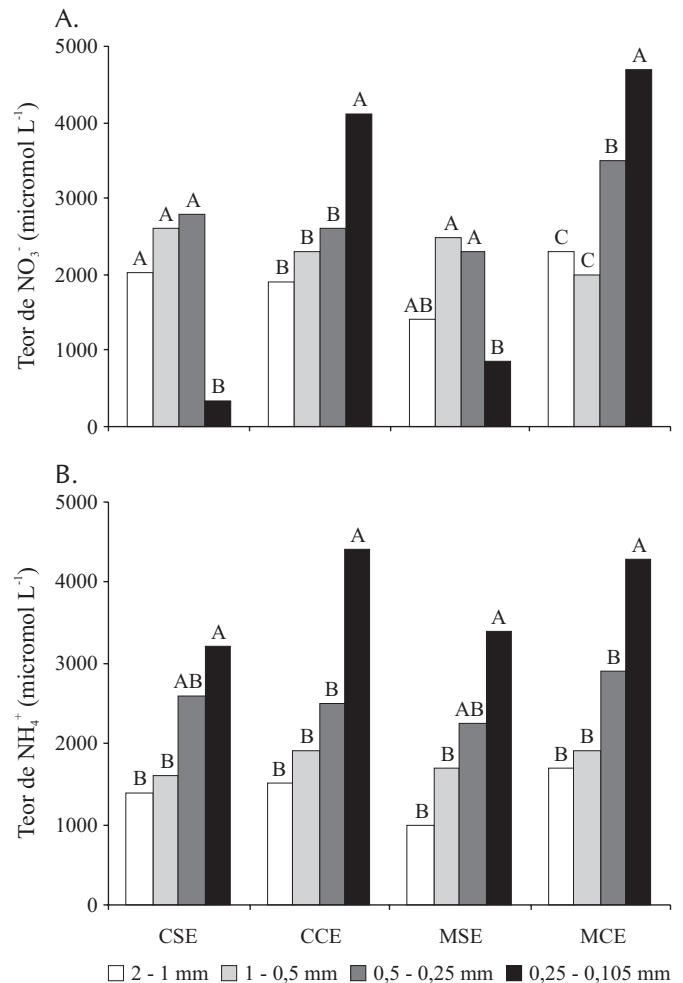


Figura 2. Teor de nitrato (A) e amônio (B) no efluente da primeira eluição, considerando-se as classes de agregados das amostras de solo sob cerrado, sem esterilização (CSE) e com esterilização (CCE); sob cultivo de milho, sem esterilização (MSE) e com esterilização (MCE) que foram saturados com solução de nitrato de cálcio (A) e cloreto de amônio (B). As médias, dentro de cada situação de cobertura vegetal e esterilização, seguidas pela mesma letra, não diferem entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade

A partir da segunda eluição em cada período de amostragem, não ocorreu diferença significativa entre os teores de nitrato das soluções efluentes das quatro classes de agregados, em cada condição de uso do solo ou de presença ou ausência de atividade da microbiota verificando-se, em média 174; 18; 15; 13 e 13 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de nitrato nas eluições seqüenciais aos dois; quatro; seis; oito e 10 dias após a primeira eluição, respectivamente (Figura 1); assim, o íon NO_3^- foi lixiviado com velocidade semelhante, independente do tamanho dos agregados.

Nenhum dos fatores analisados (vegetação de cobertura do solo; esterilização dos agregados e classes de agregados) afetou significativamente o teor de NH_4^+ dos efluentes que apresentaram, em média, 220 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de NH_4^+ . Este resultado indica que a diminuição mais pronunciada do teor de

nitrito no efluente da coluna com agregados de menor tamanho, não esterilizados, está relacionada principalmente à desnitrificação ou à imobilização, assim como comentado, visto que, caso o teor de amônio se apresentasse maior no efluente desta classe de agregados, poder-se-ia supor que tivesse ocorrido amonificação do nitrito que tem, como produto, o amônio, como observado por Michotey & Bonin (1997), Bonin et al. (1998), Hoffmann et al. (1998), Kelly et al. (1999) e Einsle et al. (2000) em amostras de sedimentos de costas marinhas, porém ainda não verificado em condições de solos.

Nitrogênio adicionado sob a forma amoniacal

As regressões obtidas para avaliação do efeito do período de tempo, em dias, em condições de saturação com água, sobre o teor de amônio do efluente foram, de maneira geral, raiz quadrática com decréscimo dos teores deste cátion em função das eluições sequenciais (Figura 3) mas de forma não tão acentuada como ocorreu com o nitrito (Figura 1); isto indica, como já constatado por diversos autores, uma adsorção maior do NH_4^+ em comparação com o NO_3^- .

Na primeira eluição os teores de amônio foram maiores nos efluentes das classes de agregados menores, independente de sua origem e da presença ou não da atividade microbiana (Figura 2B). A classe de agregados de menor tamanho certamente reteve maior volume da solução de NH_4Cl , devido à sua maior capacidade de retenção de umidade, como já comentado (Carvalho, 1998); além disto, sua maior capacidade de troca catiônica (Tabela 1) possibilitou também maior adsorção do NH_4^+ que, posteriormente, foi dessorvido para a solução eluente na primeira eluição. Coelho et al. (2000) verificaram maiores valores de fatores de retardamento em agregados de menores tamanhos, quando eluíram soluções contendo 10 mmol L^{-1} de NH_4^+ em colunas com agregados do mesmo Latossolo Vermelho distrófico, utilizado neste trabalho. Os autores concluíram que nesses agregados menores há maior adsorção do amônio. Em outro ensaio de eluição de cátions em agregados também deste mesmo solo, verificou-se que os agregados menores, quando eluídos com uma solução de CaCl_2 a 5 mmol L^{-1} , liberaram mais Mg^{2+} , Ca^{2+} e K^+ para a solução interagregados, quando comparado com agregados maiores (Araújo et al., 2000), confirmando que para este solo quanto menor o tamanho dos agregados maior a capacidade adsorptiva de cátions e sua maior dessorção em condições de eluição.

Além do efeito da maior adsorção do NH_4^+ nos agregados menores, quando estes foram expostos a solução de NH_4Cl , possivelmente devido à maior velocidade de escoamento da água desionizada através das colunas de agregados maiores, formou-se um gradiente de concentração entre os poros maiores, inter-agregados e os menores, intra-agregados, relativamente mais concentrados em NH_4^+ , não permitindo a total substituição da solução intra-agregados pela solução eluente, resultando em menores teores deste cátion na solução. Matos et al. (1996) estudando os fatores de retardamento de zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa, MG, verificou um rápido aparecimento do soluto no efluente sugerindo a existência

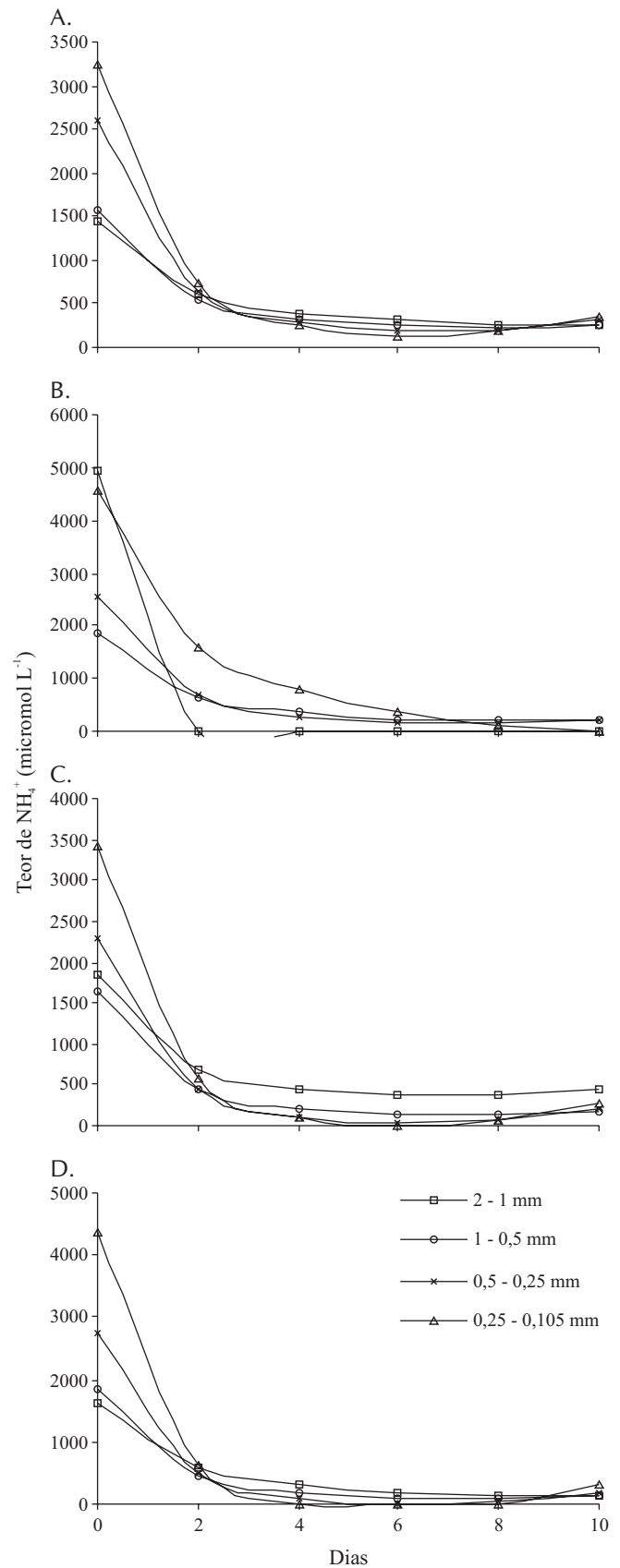


Figura 3. Teor de amônio no efluente após lixiviações de dois volumes de poros com água desionizada, em relação ao tempo de difusão, considerando-se as classes de agregados amostrados em solo sob cobertura de vegetação de cerrado (A e B) e sob cobertura de cultura de milho (C e D), não submetidos a esterilização (A e C) e esterilizados (B e D) e saturados com solução de cloreto de amônio

de um deslocamento preferencial da solução contaminante pelos poros de grande diâmetro com mistura menos completa entre a solução deslocadora e a deslocada nos poros menores, intra-agregados.

Na primeira eluição não ocorreu diferença significativa entre os teores de NH_4^+ dos efluentes das classes de 0,5 a 0,25 mm e 0,25 a 0,105 mm não esterilizados (Figura 2B) justamente porque o efluente das colunas com agregados de menor tamanho apresentou menor teor de NH_4^+ , em circunstâncias de presença de atividade da microbiota, comparativamente com os esterilizados. Descartou-se a possibilidade do responsável por este decréscimo ter sido a nitrificação pois, como constatado, ocorreu maior retenção de umidade nos agregados menores promovendo ambiente com baixa tensão de O_2 , pouco propício à oxidação do NH_4^+ e, além disto, ausência de diferença significativa do efeito do tamanho dos agregados sobre o teor de NO_3^- no efluente das colunas (dados não mostrados) com média de $578 \mu\text{mol L}^{-1}$ de NO_3^- . É plausível que o menor teor de NH_4^+ na presença da microbiota esteja relacionado à assimilação do NH_4^+ enquanto nos agregados esterilizados o NH_4^+ permaneceu no sistema adsortivo e na solução do solo independente do período de incubação.

Na segunda eluição, dois dias após a primeira, apenas o tratamento com agregados esterilizados e amostrados sob vegetação de cerrado apresentou diferença significativa entre classes de agregados. A solução eluída dos agregados de 0,25 a 0,105 mm foi a mais concentrada com $2.112 \mu\text{mol L}^{-1}$ de amônio, seguida das eluídas dos agregados de 2,0 a 1,0; 1,0 a 0,5 e 0,5 a 0,25 mm com 837; 558 e; $517 \mu\text{mol L}^{-1}$ de amônio, respectivamente; estas, porém, sem diferirem estatisticamente entre si a 5%, pelo Teste de Duncan; entretanto, nas eluições subsequentes não ocorreu efeito significativo da vegetação de cobertura do solo, atividade da microbiota e classes de agregados sobre os teores de amônio ocorrendo, em média, 339; 236; 195 e $165 \mu\text{mol L}^{-1}$ de amônio, respectivamente aos quatro; seis; oito e 10 dias após a primeira eluição (Figura 3).

A vegetação, o tamanho dos agregados, os dias em condições de saturação com água, assim como a esterilização com brometo de metila, não afetaram significativamente o teor de nitrato dos efluentes que apresentaram, em média, 578; 24; 14; 14; 12; e $13 \mu\text{mol L}^{-1}$ de amônio na primeira eluição e aos dois; quatro; seis; oito e 10 dias após a primeira eluição, respectivamente.

CONCLUSÕES

1. Os maiores teores de nitrato no efluente da primeira eluição das colunas com agregados esterilizados, ocorreram na classe com diâmetro menor, independente das coberturas vegetais, enquanto em presença de atividade microbiológica os agregados de menor tamanho apresentaram os menores teores de nitrato nos efluentes.

2. Os teores de amônio foram maiores nos efluentes da primeira eluição das classes de agregados menores, independente da vegetação ou uso do solo (cerrado ou cultura de milho) e da presença ou não da atividade microbiana.

3. Ocorre decréscimo dos teores de nitrato e amônio em função das eluições sequenciais, com decréscimo do amônio de forma não tão acentuada como se deu com o nitrato.

LITERATURA CITADA

- Addiscott, T. M.; Thomas, V. H.; Janjua, M. A. Measurement and simulation of anion diffusion in natural soil aggregates and clods. *Journal of Soil Science*, v.34, p.709-721, 1983.
- Araújo, C. A. S.; Ruiz, H. A.; Ferreira, P. A.; Silva, D.J.; Carvalho, M. A. de. Transporte de fósforo e de potássio em colunas com agregados de um Latossolo Vermelho Distrófico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.24, p. 259-268, 2000.
- Beauchamp, E. G.; Seech, A. G. Denitrification with different sizes of soil aggregates obtained from dry-sieving and from sieving with water. *Biology and Fertility of Soil*, v.10, p.183-193, 1990.
- Bonin, P.; Omnes, P.; Chalamet, A. Simultaneous occurrence of denitrification and nitrate ammonification in sediments of the French Mediterranean Coast. *Hydrobiology*, v.389, p.169-182, 1998.
- Carvalho, M. A. Retenção de água e outros atributos físicos de agregados de um Latossolo Vermelho distrófico. Viçosa: UFV, 1998. 83p. Tese Doutorado
- Coelho, F. C.; Ruiz, H. A.; Ferreira, P. A.; França, G. E.; Araújo, C. A. S.; Duarte, M. A. Transporte do amônio em colunas com agregados de um Latossolo Vermelho distrófico, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.4, p.362-367, 2000.
- Einsle, O.; Stach, P.; Messerschmidt, A.; Simon, J.; Kroeger, A.; Huber, R.; Kroneck, P. M. H. Cytochrome c nitrite reductase from *Wolinella succinogenes*. Structure at 1.6 Å resolution, inhibitor binding, and heme-packing motifs. *Journal of Biological Chemistry*, v.275, p.39608-39616, 2000.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979. s.n.p.
- França, G. E.; Bahia Filho, A. F. C.; Parentoni, S. N. Dinâmica de nitrogênio em dois tipos de solos. In: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Relatório Técnico Anual do Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo 1980-1984. Sete Lagoas: Embrapa-CNPMS, 1986. p.50-51.
- Francis, D. D.; Schepers, J. S. Nitrogen uptake efficiency in maize production using irrigation water high in nitrate. *Fertilizer Research*, v.39, p.239-244, 1994.
- Gamboa, J.; Perez, G.; Blasco, M. Um modelo para describir los procesos de retención y lixiviación en los suelos. *Turrialba*, v.21, p.312-316, 1971.
- Girardin, P. H.; Trendel, R.; Meyer, J. L.; Birgaentzle, M.; Freyss, P. Effects of conventional and multiple N application by fertigation on maize grain yields and N-NO_3^- residues. In: Frago, M. A. C.; Beusichem, M. L. (ed.), Optimization of plant nutrition, Boston, Kluwer Academic Publishers, 1993. p.411-415.
- Hoffmann, T.; Frankenberg, N.; Marino, M.; Jahn, D. Ammonification in *Bacillus subtilis* utilizing dissimilatory nitrite reductase is dependent on resDE. *Journal of Bacteriology*, v.180, p.186-189, 1998.

- Jackson, M. L. Organic matter determination for soil. In: Jackson, M. L. (ed.) Soil chemical analysis, New Jersey: Pretece-Hal, 1958. p.205-226.
- Kelly, G. B. A.; Hydes, D. J.; Trimmer, M.; Nedwell, D. B. Calibration of an early diagenesis model for high nitrate, low reactive sediments in a temperate latitude estuary (Great Ouse, UK). *Marine Ecology Progress Series*, v.177, p.37-50, 1999.
- Lensi, R.; Clays-Josserand, A.; Gourbiere, F. Spatial distribution of nitrification and denitrification in an acid forest soil. *Forest Ecology Management*, v.44, p.29-40, 1995.
- Malavolta, E.; Kliemann, H. J. Desordens nutricionais no cerrado. Piracicaba: POTAFOS, 1985. 136p.
- Matos, A. T.; Fontes, M. P. F.; Jordão, C. P.; Costa, L. M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados no perfil de um Latossolo Vermelho-Amarelo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.20, p.379-386, 1996.
- Michotey, V.; Bonin, P. Evidence of anaerobic bacterial processes in the water column: Denitrification and dissimilatory nitrate ammonification in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, v.160, p.47-56, 1997.
- Muirhead, W. A.; Melhuish, F. M.; White, R. J. G.; Higgins, M. L. Comparison of several nitrogen fertilisers applied in surface irrigation systems. n. nitrogen transformations. *Fertilizer Research*, v.8, p.49-65, 1985.
- Neeteson, J. J. Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilisers to crops. In: Adriano, D. C.; Iskandar, A. K.; Mura-rka, I. P. (ed.), Contamination of groundwaters. Northwood: Science Reviews Ltd., 1995. p.347-365.
- Osiname, O.; Gijn Van, H.; Vlek, P. L. G. Effect nitrifications inhibitors on the fate and efficiency of nitrogenous fertilizers under simulated humid tropical conditions. *Tropical Agriculture*, v.60, p.211-217, 1983.
- Ritter, W. F.; Scarborough, R. W.; Chirnside, A. E. M. Nitrate leaching irrigation on Coastal Plain. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.117, p.490-502, 1991.
- Ritter, W. F.; Scarborough, R. W.; Chirnside, A. E. M. Nitrate leaching under irrigated com. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.119, p.544-553, 1993.
- Schepers, J. S.; Martin, D. L.; Watts, D. G.; Ferguson, R. B. Integrated water and nitrogen management. In: Bogárdi, I.; Kuzelka, R. D. (ed.), Nitrate Contamination. Berlin: Springer-Verlag, 1991. p.163-171.
- Tedesco, M. J.; Volkweiss, S. J.; Bohnem, H. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRS, 1985. s.p. Boletim Técnico, 5
- Wiersum, L. K. Uptake of nitrogen and phosphorus in relation to soil structure and nutrient mobility. *Plant and Soil*, Dordrecht, v.16, p.62-69, 1962.