

9. FRANKOS, N.H.; GOUIN, F. & SIKORA, L.J. Using woodchips of specific species in composting. *Biocycle*, Emmaus, 23(3):38-40, 1982.
10. HUNGATE, R.E. Biochemistry and microbiology of anaerobic digestion. *Rev. Microbiol.*, São Paulo, 15(4):278-292, 1984.
11. KUSTER, E. & NIESE, G. Dumping of refuse and sludges. In: REHM, H.J. & REED, G., eds. *Biotechnology: a comprehensive treatise in 8 vols., Microbial Degradations*, SCHONBORN, W., (editor). Germany, VHC Verlagsgesellschaft, 1986. p.349-362. v.8.
12. LOEHR, R.C. *Agricultural waste management - problems, processes and approaches*. New York, Academic Press, 1974. p.576.
13. MAGALHÃES, A.P.T. *Biogás: um projeto de saneamento urbano*. São Paulo, Nobel, 1986. p.120.
14. NYNS, E.J. Biomethanation Process. In: REHM, H.J. & REED, G. eds. *Biotechnology: a comprehensive treatise in 8 vols., Microbial Degradations*, SCHONBORN, W., (editor). Germany, VHC Verlagsgesellschaft, 1986. p.207-267. v.8.
15. OVERCASH, M.R. & PAL, D. Design of land treatment systems for industrial wastes - theory and practice. *Ann Arbor, Sci. Publ. Inc.*, 1979. p.684.
16. PARR, J.F. & WILSON, G.B. Recycling organic wastes to improve soil productivity. *Hort. Science*, Alexandria, 15(2):162-166, 1980.
17. SHEA, T.B.; BRASWELL, J. & COKER, C.S. Bulking agent selection in sludge compost facility design. In: *Composting: theory and practice for city, industry and farm*. GOLDSTEIN, J., Emmaus, J.G. Press, 1981. p.125-128.
18. TESTER, C.F. & PARR, J.F. Intensive vegetable production using compost. *Biocycle*, Emmaus, 24(1):34-36, 1983.
19. VERSTRAETE, W. & VAERENBERGH, E. von. Aerobic Activated Sludge. In: REHM, H.J. & REED, G. eds., *Biotechnology: a comprehensive treatise in 8 vols., Microbial Degradations*, SCHONBORN, W., (editor), Germany, VHC Verlagsgesellschaft, 1986. p.43-112. v.8.

O CICLO DO NITROGÊNIO

Reynaldo L. Victoria⁽¹⁾, Marisa C. Piccolo⁽²⁾
& Álvaro A.T. Vargas⁽²⁾

INTRODUÇÃO

De uma maneira geral, todos os compostos de nitrogênio encontrados na natureza estão, de alguma forma, interligados, formando o que é comumente conhecido por ciclo do nitrogênio. Um esquema geral deste ciclo pode ser visto na figura 1.

Uma grande parte deste ciclo se passa principalmente na camada superficial dos solos, com vários mecanismos de entrada e saída de nitrogênio, sempre acompanhados de transformações bastante complexas, formando uma sucessão de reações de natureza principalmente bioquímica (25, 26). De uma certa forma, o homem, com a introdução de técnicas agrícolas modernas, tem a capacidade de interferir em praticamente todos os processos deste ciclo. O estudo e conhecimento mais aprofundado dos fatores que controlam estes processos reveste-se, então, de grande importância prática, para que possamos utilizar as técnicas agrícolas de maneira racional, sem perturbar o equilíbrio natural do ambiente em que vivemos.

As principais fontes de nitrogênio para o solo são: materiais vegetais (como restos de cultura, adubo verde ou serapilheira) ou de natureza animal, fertilizantes industriais, sais de amônio e nitratos trazidos pela precipitação, e a fixação biológica de nitrogênio realizada por certos microrganismos. Destas, as mais importantes são os fertilizantes (fixação industrial) e a fixação biológica. A entrada de nitrogênio via precipitação se deve a fenômenos ionizantes,

⁽¹⁾ Departamento de Física e Meteorologia ESALQ/USP, Caixa Postal 9, CEP 13400, Piracicaba SP.

⁽²⁾ Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP, Caixa Postal 96, CEP 13400 Piracicaba, SP.

como as radiações cósmicas e os relâmpagos, que podem fornecer a energia necessária para a reação do N_2 com o oxigênio ou com o hidrogênio da água. A fixação industrial de N tem crescido consideravelmente nas últimas décadas, principalmente devido ao aumento do uso de insumos na agricultura. Antes da fabricação em larga escala de fertilizantes, e do aumento do cultivo de variedades de leguminosas com alto potencial de fixação biológica de N_2 , a quantidade de N retirada da atmosfera por processos naturais de fixação era quase equilibrada em relação à quantidade devolvida à atmosfera pelos processos de volatilização e desnitrificação (11). Nos dias de hoje, já não podemos estar seguros de que os processos de volatilização e desnitrificação sejam equivalentes aos de fixação. Pela sua grande importância, a fixação biológica de nitrogênio será tratada em capítulos à parte. As perdas de N se devem principalmente à remoção pelas culturas, à erosão, à volatilização na forma de amônia e à desnitrificação, na forma de óxidos de N e N_2 . Neste capítulo, será discutido somente o processo de desnitrificação, devido à sua natureza biológica. Deixamos de discutir os demais processos de perda que são controlados por processos mecânicos ou físico-químicos.

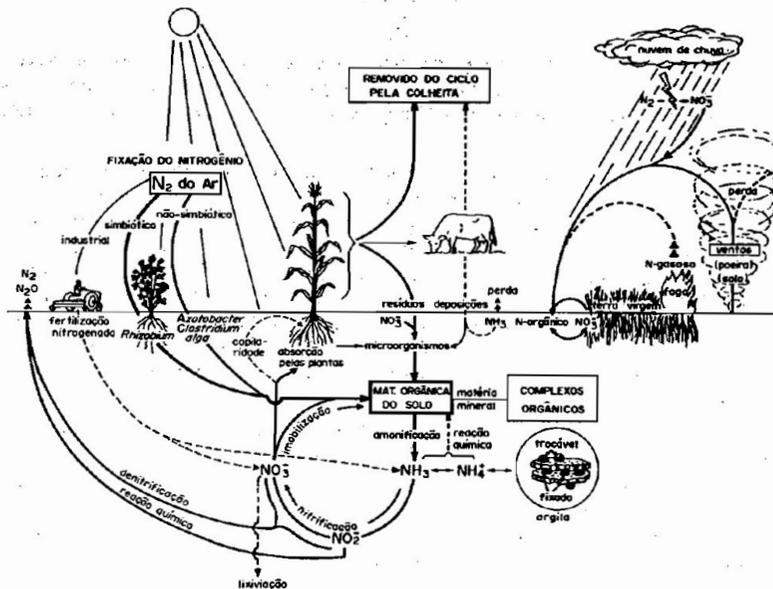


Figura 1. Ciclo do nitrogênio no solo. Reimpressão da figura 1, Stevenson (26), com permissão da American Society of Agronomy Inc, Crop Science Society of America Inc. e Soil Science Society of America Inc.

MICROORGANISMOS DO SOLO

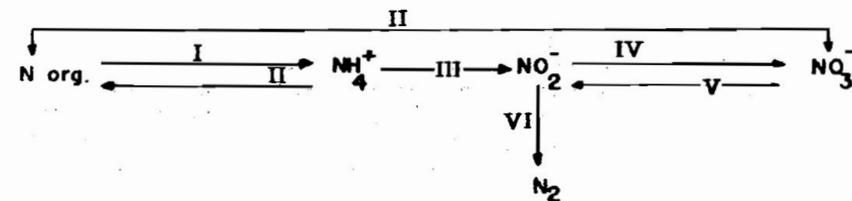
O ciclo interno de N no solo é o controlador da disponibilidade de nitrogênio para a nutrição das plantas. Apesar de sua grande importância, nota-se que nas últimas décadas, pouca atenção tem sido dada aos estudos dos processos de transformação de N nos solos, principalmente no Brasil. A maior parte dos esforços de pesquisa tem sido voltada para o estudo da fixação biológica de N_2 , e pouca atenção tem sido dada aos processos microbianos de transformação de N nos solos. A maioria dos processos de transformação de N no solo é mediada por microrganismos. Procuraremos neste tópico dar uma rápida visão das características dos principais grupos de microrganismos envolvidos nestes processos. Uma visão mais profunda foge aos objetivos deste capítulo.

Dos microrganismos do solo, os mais importantes do ponto de vista das transformações de N são os fungos e as bactérias. Os actinomicetos e as algas, embora também participem dos mesmos, têm importância relativamente menor. Os fungos, por não possuírem clorofila, dependem de carbono orgânico pré-formado para suas sínteses celulares. Desta maneira, geralmente usam amônia ou nitrato como fonte de N, mas também metabolizam proteínas, ácidos nucleicos e outros complexos orgânicos. A capacidade de utilizar substâncias protéicas é característica de fungos que mineralizam frações nitrogenadas orgânicas, produzindo amônia ou outros compostos nitrogenados simples, ao mesmo tempo liberando carbono para síntese celular.

As bactérias constituem também um grupo de atuação destacada nos processos de transformação de N nos solos. Atuam na decomposição da matéria orgânica e são as principais responsáveis pelos processos de nitrificação e desnitrificação, como será visto adiante.

OS PROCESSOS DE TRANSFORMAÇÕES DE NITROGÊNIO NO SOLO

A seqüência de transformações pelas quais passa o nitrogênio no solo pode ser visualizada no esquema seguinte:



O processo de transformação de N orgânico em nitrato é chamado de **mineralização** e é composto pelos processos de **amonificação** (I) e **nitrificação** (III e IV). Nesta seqüência, o passo limitante é a amonificação, mediada por microrganismos quimiorganotróficos. A nitrificação ocorre geralmente de maneira mais rápida, mediada por microrganismos quimiolitotróficos especializados. A **imobilização** (II) é caracterizada pela utilização do N mineral disponível durante o metabolismo microbiano, ocorrendo simultaneamente à mineralização. A **desnitrificação** (V e VI) é um processo de respiração anaeróbia que resulta em perdas gasosas de nitrogênio (Ver figura 2).

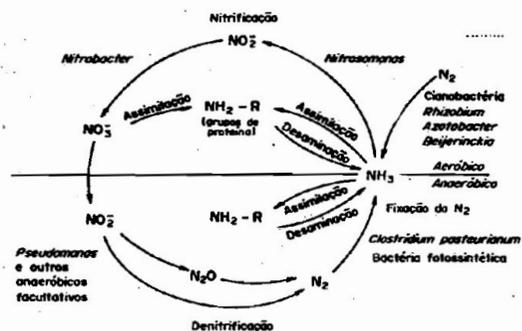


Figura 2. Ciclo de oxidação-redução para o nitrogênio. Os estados de oxidação para os compostos-chave deste ciclo são: N-orgânico (R-NH_2) = -3; NH_3 = -3; N_2 = 0; N_2O = +1; NO_2^- = +3; NO_3^- = +5. Reimpressão da p.643, Brock & Madigan (6), Biology of Microorganisms, 6.ed., 1991, com permissão da Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

AMONIFICAÇÃO

É o processo de conversão de N orgânico em amônio, sendo o passo limitante da mineralização. É relativamente lento e não requer a presença de microrganismos específicos para ser levada a cabo. Muitos microrganismos quimiorganotróficos são capazes de efetuar esta transformação, tanto em condições aeróbias como anaeróbias. Neste último caso, as taxas de transformação são ainda mais lentas. A formação de amônio é tipicamente o resultado de um processo de excreção de N celular durante a decomposição de formas orgânicas de N. Sendo o primeiro produto resultante da decomposição de matéria orgânica, o amônio foi, a princípio, bastante utilizado por microbiologistas para quantificação das taxas de mineralização. Foi, porém, logo observado que os resultados obtidos eram, na maioria das vezes, contraditórios e de difícil interpretação (1). Mesmo a produção de nitrato, apesar de sujeita a menores críticas, pode levar a interpretações

errôneas dos resultados. O procedimento mais aconselhável é, então, a determinação de todas as formas de N mineral, estudando-se a mineralização como um todo. Esta é a principal razão pela qual poucos são os trabalhos específicos sobre amonificação que podem ser encontrados na literatura. Outro fator complicador na interpretação dos resultados, e que deve aqui ser lembrado, é o fato de que a formação de N mineral em solos é sempre acompanhada pelo processo reverso, a imobilização em formas orgânicas durante o metabolismo celular. A medida da produção de N mineral, calculada pela diferença entre as quantidades determinadas em dois tempos diferentes, é então, na realidade, o resultado líquido destes processos opostos e não a taxa absoluta de produção (2). Além disso, os processos de lixiviação e desnitrificação também têm papel importante no controle da quantidade de N mineral presente em um solo, em um dado instante. Dessa maneira, embora a produção de N mineral possa ser grande, a taxa calculada pode ser nula, ou até mesmo negativa (1). Percebe-se, então, que as maiores dificuldades encontradas para os estudos das transformações de N nos solos são de natureza metodológica, que podem, pelo menos em parte, ser contornadas pelo uso de compostos marcados com ^{15}N .

Uma vez disponível no solo, o amônio pode seguir vários caminhos:

- Pode ser absorvido em quantidades razoáveis por alguns dos próprios amonificados, ou por outros microrganismos capazes de utilizar este composto;
- Pode ser absorvido por vegetais superiores, que, em sua grande maioria, têm a capacidade de absorver diretamente esta forma de N;
- Pode ser adsorvido pelos minerais de argila, passando a fazer parte do complexo de troca do solo;
- Pode ser fixado no solo pela sua inclusão entre as lâminas dos minerais de argila do tipo 2:1, tornando-se, desta maneira, indisponível para as plantas;
- Pode ser oxidado a nitrato por certas espécies de bactérias quimiolitotróficas que o utilizam como fonte de energia, iniciando assim o processo de nitrificação.

NITRIFICAÇÃO

A nitrificação é um processo de natureza estritamente biológica, descoberto por Winogradsky entre 1889-1890, com o isolamento de "bactérias nitrificadoras". Pode ocorrer nos mais variados ambientes e é de vital importância para a produtividade primária, ciclagem de nutrientes, tratamento de resíduos e qualidade de águas e da atmosfera (25). É definido como a oxidação de amônio a nitrato mediada por microrganismos que podem ser quimiolitotróficos ou quimior-

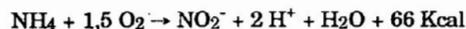
ganotróficos. Os primeiros são os principais responsáveis pela nitrificação em solos, sendo os únicos diretamente ligados à nitrificação em ambientes naturais. São bactérias gram negativas da família Nitrobacteriaceae, que são capazes de retirar a energia necessária para seu crescimento da oxidação de N amoniacal ou nitroso. Os diferentes gêneros e espécies envolvidos nesses processos estão relacionados no quadro 1.

Quadro 1. Microrganismos quimiolitotróficos, responsáveis pela nitrificação do amônio no solo (Schmidt (24), Focht (12) e Focht & Verstraete (12))

Espécie	Crescimento em cultura pura		Tempo para geração
	Temperatura	pH	
	°C		horas
	Oxidação do NH_4^+ a NO_2^-		
<i>Nitrosomonas europaea</i>	5-40	5,8-9,5	12,7
<i>Nitrosospira briensis</i>	25-30 (ótimo)	7,5-8,0 (ótimo)	20,9
<i>Nitrosolobus multiformis</i>	15-30	6,0-8,2	16,0
<i>Nitrosovibrio tenuis</i>
	Oxidação do NO_2^- a NO_3^-		
<i>Nitrobacter winogradskyi</i>	5-40	5,7-10,2	15,1
<i>Nitrobacter agilis</i>	13,2

A nitrificação ocorre em duas etapas:

a) **Nitritação:** que é a transformação de amônio a nitrito, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, através da seguinte reação:

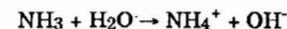


b) **Nitratação:** que é a transformação de nitrito a nitrato, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrobacter*, através da reação:



Alguns microrganismos quimiorganotróficos, como, por exemplo, bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Corynebacterium* e *Achromobacter*, são capazes de efetuar a nitrificação, acumulando NO_2^- em meio contendo NH_4^+ . O fungo *Aspergillus flavus* forma NO_3^- na presença de NH_4^+ . Entretanto, embora exista a comprovação, em meio artificial, de que estes microrganismos podem oxidar o NH_4^+ , não existem evidências de que o mesmo possa ocorrer no solo, em condições naturais.

Junto com a amonificação, a nitrificação exerce papel fundamental nos mecanismos de perdas de N dos solos, principalmente os de perda por via gasosa. A adição de uréia ou de fertilizantes amoniacais em um solo pode induzir a variações de pH (19). Após a hidrólise da uréia, a amônia formada é imediatamente hidrolisada com produção de hidroxila e conseqüente aumento do pH (14):



Nos locais de aplicação do fertilizante, o pH pode chegar a 10 (19), predominando neste caso em solução a forma NH_3 , que pode volatilizar neste pH. Com a seqüência do processo, o NH_4^+ é oxidado a NO_3^- (nitrificação), com a produção líquida de dois íons H^+ e conseqüente abaixamento do pH. O nitrato formado, conforme as condições, pode ser perdido por lixiviação ou desnitrificação. Como conclusão, a adição de uréia a um solo deve causar um aumento inicial do pH, que decresce para valores abaixo do original após completa nitrificação do amônio, e caso não haja perdas substanciais do N (18). Em solos com boa aeração e não fertilizados, a oxidação do nitrito é mais rápida que a do amônio, não havendo, portanto, acúmulo de nitrito na maioria dos solos. Como o NO_2^- serve de precursor na formação de nitrosaminas, e sendo ambos os compostos considerados como agentes carcinogênicos, a rapidez com que o nitrito é oxidado a NO_3^- diminui seu impacto nocivo sobre os seres vivos.

Pela importância que tem para a nutrição de plantas cultivadas, o controle das concentrações de amônio e nitrato em solos, pela utilização de fertilizantes de liberação lenta e inibidores de urease e da nitrificação, tem recebido atenção especial nos últimos anos por parte de pesquisadores do mundo inteiro. Como exemplo de fertilizante de liberação lenta, podemos citar a uréia recoberta com enxofre, cera impermeabilizante, ou outro material que lhe confira a propriedade de se solubilizar lentamente no solo. Também são bastante utilizados, especialmente em culturas de arroz irrigado, os supergrânulos de uréia (péletes de 5 a 7 mm de diâmetro, que têm a sua dissolução retardada).

Os inibidores da nitrificação podem ocorrer naturalmente, como certos aminoácidos e bases nitrogenadas liberadas durante a decomposição da matéria orgânica, e substâncias liberadas pelas raízes de algumas plantas. O uso de inibidores artificiais, tais como N-SERVE e agrotóxicos (fungicidas, fumigantes, herbicidas, etc.), tem recebido atenção especial de pesquisadores, alguns deles se mostrando como potentes inibidores da nitrificação em solos (3, 20, 21, 23). Os resultados obtidos são ainda controversos, sendo alguns deles benéficos (14, 15, 16, 18, 21, 27), ou adversos, com aumento das perdas de N por volatilização de amônia (8, 9, 17, 22). Em princípio, a utilização de inibidores de nitrificação tinha como objetivo principal, a redução de perdas por lixiviação de nitrato, mas sabe-se hoje que certos inibidores são capazes de reduzir perdas gasosas via desnitrificação química e biológica (18).

Fatores que afetam a nitrificação

Os principais fatores que podem influir na nitrificação em solos são:

a) **Aeração:** sendo um processo de oxidação estritamente aeróbio, a nitrificação depende da presença de oxigênio. Desta maneira, qualquer procedimento capaz de aumentar a aeração de um solo acelerará, até certo ponto, a taxa de nitrificação. Em ambientes anaeróbios, a nitrificação mediada por microrganismos quimiolitotróficos não ocorre.

b) **Temperatura:** a temperatura mais favorável para o processo de nitrificação se situa na faixa entre 26 e 32^o C, cessando acima de 51^o C (7).

c) **Umidade:** além de estar indiretamente associada com a aeração do solo, a umidade exerce também influência direta na nitrificação, que pode ser retardada por condições extremas de umidade, quer reduzidas, quer saturadas. O teor ótimo de umidade para a nitrificação pode ser considerado, em geral, o mesmo que o exigido para o crescimento ótimo de vegetais superiores.

d) **Calagem:** a calagem estimula a nitrificação em solos ácidos. O processo de oxidação exige abundância de bases trocáveis, o que explica em parte a baixa taxa de nitrificação encontrada em solos minerais ácidos (6). Os microrganismos responsáveis pela nitrificação são também sensíveis a valores baixos de pH e requerem um pH na faixa de 7,0-7,6 para atingir o seu crescimento ideal. Em solos ácidos, a população destes grupos, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, é extremamente baixa, e sua atividade muitas vezes sequer é detectada. Isto tem sugerido a possibilidade da nitrificação causada por microrganismos quimiorganotróficos, adaptados às condições de acidez do solo. Entretanto, mesmo em solos ácidos, podem existir *micro-habitats* a pH elevado, onde a acidez não é o fator limitante para a nitrificação.

e) **Fertilizantes:** a aplicação de quantidades elevadas de fertilizantes amoniacais a solos alcalinos inibe a segunda fase da nitrificação (5). Nestas condições, a amônia formada é tóxica a *Nitrobacter*, sem exercer influência prejudicial a *Nitrosomonas*. Como resultado, quantidades tóxicas de nitrato poderão se acumular no solo.

f) **Relação C/N:** a relação C/N de materiais vegetais incorporados a um solo tem influência marcante nas transformações de N, em especial na nitrificação. Relações C/N elevadas causam a imobilização do N mineral, pelo menos temporária, cessando a nitrificação por falta de substrato e podendo causar deficiência de N para os vegetais superiores. Tomemos, como exemplo hipotético, um solo cultivado e que ofereça condições favoráveis à nitrificação. A presença de nitrato se encontra em nível razoavelmente grande e a relação C/N do solo é baixa. Os organismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica se encontram em nível reduzido de atividade e a produção de CO₂ é mínima. Um exemplo desse efeito pode ser visualizado na figura 3.

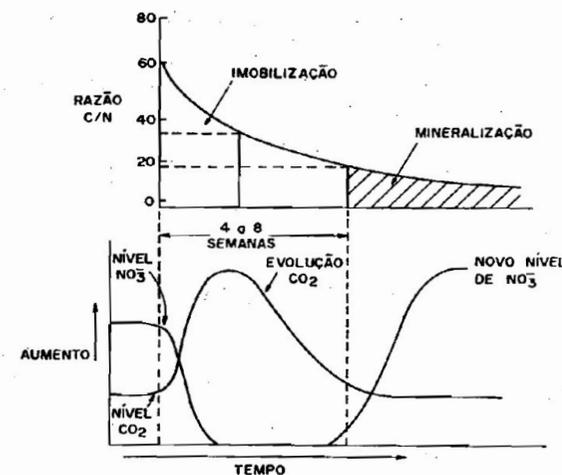


Figura 3. Transformações nos níveis de nitrato atendendo à decomposição de resíduos orgânicos no solo. Reimpressão da figura 5.5, Stevenson (25) com permissão da John Wiley & Sons, Inc.

Se a este solo adicionarmos quantidades elevadas de resíduos orgânicos com alta relação C/N, a microbiota quimiorganotrófica (bactérias, fungos e actinomicetos) que atua na decomposição da matéria orgânica torna-se ativa, multiplicando-se rapidamente e produzindo CO₂ em grandes quantidades. Nestas condições, o nitrato praticamente desaparece do solo, o mesmo devendo ocorrer com o amônio, caso presente. Durante um certo período, predominam condições de pouca ou nenhuma disponibilidade de N mineral para os vegetais superiores. Com a continuidade do processo de decomposição, diminui a relação C/N do solo, uma vez que o carbono está sendo perdido na forma de CO₂ e o N sendo conservado pela formação da massa celular microbiana. Esta situação continua até que os resíduos vegetais atinjam uma relação C/N em torno de 20. Neste ponto, a atividade de microrganismos decompositores, pela falta de C facilmente oxidável, diminui gradualmente, e também a formação de CO₂. O N deixa de ser limitante para os processos microbianos, passando, então, a haver liberação de N mineral. A nitrificação volta a ser ativa, produzindo nitrato em níveis até superiores às condições originais.

Da mesma forma que o amônio, também o nitrato, uma vez disponível no solo, poderá seguir vários caminhos:

a) Ser absorvido pelas plantas. O NO_3^- é o íon nitrogenado absorvido preferencialmente pela maioria das plantas cultivadas.

b) Ser reutilizado pela atividade microbiana do solo, caso ocorram novas condições favoráveis à imobilização.

c) Sendo um íon bastante móvel no solo, em condições de alta umidade e fluxo descendente de água, poderá ser lixiviado.

d) Ocorrendo condições de baixa concentração de oxigênio, poderá ser perdido por desnitrificação.

IMOBILIZAÇÃO

O termo imobilização refere-se a qualquer mecanismo que contribua para um decréscimo do nitrogênio mineral disponível no solo. Pode, portanto, incluir processos biológicos (como a assimilação por microrganismos e conversão para formas orgânicas) e não biológicos (como a fixação de amônio em certos tipos de argilas). É um processo que ocorre simultaneamente às outras transformações de N no solo, sendo a sua quantificação metodologicamente difícil. O uso de compostos marcados com o isótopo estável ^{15}N pode contornar em parte estas dificuldades (4). Vários são os fatores que podem afetar o processo de imobilização biológica de N em um solo:

a) **Temperatura:** a influência da temperatura na imobilização de N pode ser vista na figura 4, que mostra as mudanças no N inorgânico total e marcado, em função do tempo e da temperatura, em um solo franco-argiloso ao qual foram adicionados 1% de palha e 100 ppm de sulfato de amônio marcado com ^{15}N .

Pode ser observado que a quantidade total de N eventualmente imobilizada não é afetada de maneira marcante pela temperatura, tanto para N total, como para N marcado. Porém, as taxas de imobilização, medidas pelo coeficiente angular inicial das curvas de mudança no N inorgânico, são fortemente afetadas, sendo que as maiores taxas estão associadas a temperaturas mais altas. A mineralização do N marcado (o início da mineralização está associado com os pontos de inflexão das curvas) é muito menor que a observada para o N total, indicando que o N mineralizado é derivado preferencialmente de fontes nativas.

b) **Relação C/N:** como visto anteriormente, a relação C/N de resíduos orgânicos adicionados a solos é de fundamental importância no controle da quantidade de N mineral disponível para as plantas. Resíduos com alta relação C/N levam a uma imobilização do N disponível, que é utilizado pelos microrganismos responsáveis pela decomposição (Figura 3).

De uma maneira geral, a relação C/N para a qual a mineralização passa a predominar se situa em torno de 20 nos solos de clima temperado. Poucas

informações existem para solos em nossas condições. O tempo necessário para que ocorra o decréscimo da relação C/N até níveis onde passa a predominar a mineralização depende de fatores como a taxa de adição de resíduo, temperatura e nível de atividade microbiana do solo, etc. Uma estimativa razoável se situa em torno de 4 a 8 semanas após a adição dos resíduos. Portanto, do ponto de vista prático, devem ser evitadas as adições de restos vegetais com alta relação C/N a um solo, na época imediatamente anterior ao plantio de uma cultura. A imobilização que fatalmente deverá ocorrer pode causar deficiências de N na cultura, caso não seja adicionado concomitantemente N mineral ao solo.

DESNITRIFICAÇÃO

A desnitrificação é definida como um processo de respiração anaeróbia levado a efeito por certos microrganismos capazes de utilizar nitrato ou nitrito como aceptores finais de elétrons em lugar do oxigênio (11, 12). É, portanto,

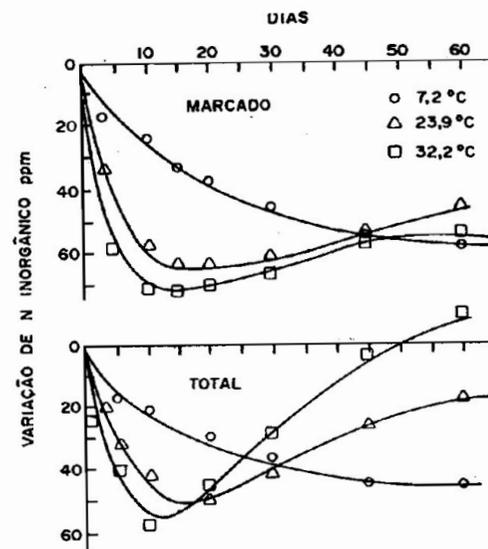
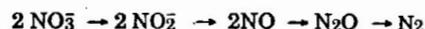


Figura 4. Influência da temperatura na variação do N inorgânico marcado e total em solo franco-argiloso (Broadbent (4)).

um processo de redução bioquímica do nitrato ou nitrito a formas gasosas de N, principalmente N₂ e N₂O. A seqüência de reações é indicada a seguir:



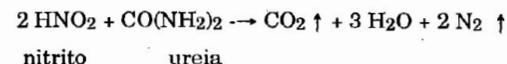
A desnitrificação biológica, juntamente com a volatilização de amônia, constituem as mais importantes vias de perdas gasosas de N do solo.

As perdas de N por desnitrificação são, de uma maneira geral, estimuladas por condições de drenagem deficientes, má aeração, presença de quantidades excessivas de nitrato ou qualquer outra condição que favoreça o aparecimento de condições redutoras no solo. Os microrganismos envolvidos na desnitrificação são bactérias quimiorganotróficas que, sob condições de anaerobiose, são capazes de usar formas oxidadas de N como aceptores finais na respiração. São, portanto, definidos como microrganismos anaeróbios facultativos (Quadro 2). O pH do solo tem influência sobre a forma preferencial de liberação de compostos nitrogenados. Valores de pH acima de 7,0 favorecem a liberação de N₂, enquanto que valores abaixo de 6,0 favorecem a liberação de óxidos de nitrogênio.

Quadro 2. Gêneros de bactérias capazes de desnitrificar formas oxidadas de nitrogênio (Firestone (11))

Gênero	Algumas características principais
<i>Alcaligenes</i>	Comumente isolado dos solos
<i>Agrobacterium</i>	Algumas espécies são patógenos em plantas (galhas)
<i>Azospirillum</i>	Capaz de fixar o N ₂ ; comumente associado a gramíneas
<i>Bacillus</i>	Termofílico
<i>Flavobacterium</i>	Desnitrificador, isolado mais recentemente
<i>Halobacterium</i>	Requer alta concentração de sal para crescer
<i>Hyphomicrobium</i>	Utiliza substrato com 1 átomo de carbono
<i>Parococcus</i>	Capaz de crescimento quimiorganotrófico e quimiolitotrófico
<i>Propionibacterium</i>	Bactéria fermentadora, capaz de desnitrificar
<i>Pseudomonas</i>	Comumente encontrada nos solos
<i>Rhizobium</i>	Fixa o N ₂ em simbiose com leguminosas
<i>Rhodospseudomonas</i>	Bactéria fotossintética
<i>Thiobacillus</i>	Geralmente cresce como quimiolitotrófico, oxida o S

As perdas gasosas resultantes da reação química do nitrito produzido por nitrificadores e/ou desnitrificadores com certos compostos do solo, chamada de quimiodesnitrificação, pode ser relevante em alguns casos. Como exemplo, podemos citar a seguinte reação:



Este processo de perda gasosa é estritamente químico e não depende de condições de anaerobiose no solo.

A grande maioria das pesquisas, onde se procura estabelecer um balanço final do N aplicado a culturas agrícolas, tem demonstrado que cerca de 20 a 30% do N adicionado não são recuperados, sendo presumivelmente perdidos por desnitrificação ou volatilização. A conseqüente prática de tal fato se faz sentir não somente na má utilização de fertilizantes, mas também em problemas ambientes, tais como a redução da camada de ozônio atmosférico pela sua reação química com o N₂O. As sugestões que podem ser feitas atualmente para se restringirem as perdas gasosas de N são: manter a cultura no solo por maior tempo possível, prover boas condições de drenagem e subsolagem, e evitar sempre que possível o excesso de compostos nitrogenados minerais no solo.

LITERATURA CITADA

- ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. 2.ed. New York, John Wiley, 1977, 465p.
- BLACK, C.A. Soil-plant relationships. 2.ed. New York, John Wiley, 1967. 792p.
- BREMNER, J.M. & BUNDY, L.G. Inhibition of nitrification in soils by volatile sulfur compounds. Soil Biol. Biochem., Oxford, 6:161-165, 1974.
- BROADBENT, F.E. Turnover of nitrogen in soil organic matter. In: ORGANIC MATTER AND SOIL FERTILITY, Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia, 32. Davies. 1968. New York, North Holland/Wiley, 1968. p.61-83.
- BROADBENT, F.W. & TYLER, K.B. Nitrification of ammoniacal fertilizers in some californian soils. Hilgardia, Berkeley, 27:247-267, 1957.
- BROCK, T.D. & MADIGAN, M.T. Biology of microorganisms 6. ed. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice Hall, 1991. 643p.
- BUCKMAN, H.O. & BRADY, N.C. Natureza e propriedade dos solos. 4.ed. Rio de Janeiro. 1976. 594p.
- BUNDY, L.G. & BREMNER, J.M. Effects of nitrification inhibitors on transformations of urea nitrogen in soils. Soil Biol. Biochem., Oxford, 6:369-376, 1974.

9. CORNFORTH, I.S. & CHESNEY, H.A.D. Nitrification inhibitors and ammonia volatilization. *Pl. Soil*, Hague, 34:497-501, 1971.
10. DELWICHE, C.C. The nitrogen cycle. *Sci. Amer.*, New York, 23:137-146, 1970.
11. FIRESTONE, M.K. Biological denitrification. In: *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, ASA/CSSA/SSSA, 1982. p.289-326.
12. FOCHT, D.D. & VERSTRAETE, W. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Microbiol. Ecol.*, 1:135-214, 1977.
13. FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. & DENMEAD, O.T. Volatilization of ammonia. In: FRENEY, J.R. & SIMPSON, J.R. eds. *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems*. Hague, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, 1983. p.1-32.
14. HUBER, D.M.; WARREN, H.L.; NELSON, D.W.; TSAI, C.Y.; ROSS, M.A. & MENGEL, D. Evaluation of nitrification inhibitors for notill corn. *Soil Sci.*, Baltimore, 134:388-394, 1982.
15. HUBER, D.M.; WARREN, H.L.; NELSON, D.W.; TSAI, C.Y. & SHANER, G.W. Response of winter wheat to inhibiting nitrification of fall-applied nitrogen. *Agron. J.*, New York, 72:632-637, 1980.
16. MAGALHÃES, A.M.T.; CHALK, P.M. & STRONG, W.M. Effect of nitrapyrin on nitrous oxide emission from fallow soils fertilized with anhydrous ammonia. *Fertilizer Res.*, Hague, 5:411-421, 1984.
17. MAGALHÃES, A.M.T. & CHALK, P.M. Nitrogen transformation during hydrolysis and nitrification of urea. II. Effect of fertilizer concentration and nitrification inhibitors. *Fertilizer Res.*, Hague, 11(2):173-184, 1987.
18. MAGALHÃES, A.M.T. Nitrogen transformations in soils during nitrification of alkaline-hydrolysing fertilizers. Austrália, The Univ. of Melbourne, 1985, 130p. (Tese de Doutorado).
19. NOMMIK, H. & NILSSON, K.O. Nitrification and Movement of Anhydrous Ammonia in Soil. *Acta Agric. Scand.*, Estocolmo, 13:205-219, 1963.
20. POWLSON, D.S. & JENKINSON, D.S. Inhibition of nitrification in soil by carbon disulphide from rubber bunds. *Soil Biol. Biochem.*, Oxford, 3:267-269, 1971.
21. RIDGE, E.H. Studies on soil fumigation - II. *Soil Biol. Biochem.*, Oxford, 8:249-253, 1976.
22. RODGERS, G.A. Effect of dicyandiamide on ammonia volatilization from urea in soil. *Fertilizer Res.*, Hague, 4:361-367, 1983.
23. ROVIRA, A.D. Studies on soil fumigation - I. *Soil Biol. Biochem.*, Oxford, 8:241-247, 1976.
24. SCHMIDT, E.L. Nitrification in soil. In: STEVENSON, F.J. ed. *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, ASA/CSSA/SSSA, 1982. p.243-288. (Agronomy, 22)

25. STEVENSON, F.J. Soil nitrogen. In: VINCENT SAUCHELLI, ed. *Fertilizer nitrogen: its chemistry and technology*. New York, Reinhold/Chapman Hall, 1964. p.18-39.
26. STEVENSON, F.J. Origin and distribution of nitrogen in soil. In: STEVENSON, F.J. ed. *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy, 1982. p.1-42 (Agron. Monogr, 22)
27. WARREN, H.L.; HUBER, D.M.; NELSON, D.W. & MANN, D.W. Stalk rot incidence and yield of corn as affected by inhibiting nitrification of fall-applied ammonium. *Agron. J.*, Madison, 67:655-660, 1975.