



NITROGÊNIO: NUTRIENTE OU POLUENTE?

Nathália Leal de Carvalho¹, Valdirene Zobot²

¹ Engenheira Agrônoma e Mestre em Agronomia – Produção Vegetal, Universidade Federal de Santa Maria, Doutoranda em Agronomia – Produção Vegetal, Universidade de Passo Fundo. Email: nathaliinha@gmail.com

² Zootecnista, Universidade do Oeste de Santa Catarina, Mestranda em Agronomia – Produção Vegetal, Universidade de Passo Fundo. Email: valdirene@zootecnista.com.br

Resumo: A utilização racional dos fertilizantes agrícolas, principalmente os nitrogenados em busca do aumento da produtividade, vem adquirindo importância crescente nas atividades ligadas à agropecuária brasileira. Entretanto, para que esse objetivo seja atingido, torna-se necessário um conhecimento cada vez mais abrangente dos diversos fatores que afetam o uso eficiente desse fertilizante. Por sua vez as áreas utilizadas para cultivo agrícola em todo o mundo contêm fertilizantes demais – ou de menos. E os dois extremos implicam elevados custos tanto para o ambiente como para o próprio homem. Um dos nutrientes mais limitantes à produção das culturas é o nitrogênio (N). Algumas populações carentes no mundo simplesmente passam fome por não haver uma quantidade de N suficiente para nutrir adequadamente suas lavouras. Por outro lado, em certas regiões do nosso planeta, há um excesso de N. Ou seja, esse nutriente é suprido às culturas agrícolas em uma quantidade muito maior do que a necessária. Nessas situações, o N passa a ser um poluente, pois sua presença em excesso desencadeia uma série de reações e processos extremamente prejudiciais ao ambiente e, conseqüentemente, à saúde das populações. Com o objetivo de entender a dinâmica do N e como ele pode se transformar em poluente procedeu-se o presente trabalho.

Palavras chave: Fertilizante, Ciclo do N, Lixiviação, Volatilização, Impacto ambiental.

Abstract: The rational use of fertilizers, especially nitrogen in search of productivity growth, has been gaining increasing importance in activities related to Brazilian agriculture. However, for this goal is reached, it is necessary a more comprehensive understanding of the various factors affecting the efficient use of fertilizer. In turn the areas used for agricultural cultivation worldwide fertilizers contain too much - or less. And the two extremes imply high costs for both the environment and man himself. One of the most limiting nutrient for crop production is nitrogen (N). Some poor people are starving in the world simply because there is a sufficient amount of N to adequately feed their crops. On the other hand, in certain regions of our planet, there is an excess of N. That is, this nutrient is supplied to crops in a much larger amount than necessary. In these situations, the N becomes a pollutant because its presence in excess triggers a series of reactions and processes that are extremely harmful to the environment and thus the health of populations. In order to understand the dynamics of N and how it can become pollutants carried to the present work.

Keywords: Fertilizer, Cycle N, leaching, volatilization, environmental impact.

1. Introdução

Sabe-se que a busca de alimentos pelo homem, desde os primórdios, não foi uma jornada fácil. Os primeiros hominídeos, que surgiram na Terra há cerca de 3,5 a 4 milhões de anos, eram meramente coletores de plantas. Assim foi até cerca de 2 milhões de anos, quando a carne começou a fazer parte do cardápio de nossos antepassados. E foi a espécie *Homo sapiens*, há cerca de 10.000 anos, que deu início a uma das maiores aventuras da raça humana: a agricultura – a arte de cultivar alimentos (MARTINELLI, 2007). Com o advento e evolução da agricultura, houve a possibilidade de se alimentar um número maior de pessoas, uma vez que em um campo agrícola a oferta de calorias por unidade de área é maior do que na natureza, pois se concentram várias plantas de uma única espécie em uma área menor. Começaram a surgir, assim, os primeiros aglomerados urbanos permanentes (RAVEN, 2001).

Com o aumento da oferta de alimentos, e conseqüentemente das populações, surgiram as condições nas sociedades primitivas para que houvesse o início da especialização do trabalho. Ou seja, nem todos precisavam se dedicar à produção de alimentos. Alguns se dedicavam a produzir utensílios agrícolas, outros ao transporte desses produtos, e assim por diante (LOPES & GUILHERME, 2000). Surgiram, assim, classes sociais, ainda que incipientes, levando a uma progressiva hierarquização das sociedades, culminando com a formação de grandes civilizações e impérios. Assim, lentamente, mas de forma inexorável, civilizações, impérios e, posteriormente, países passaram a depender de suas áreas agrícolas e, principalmente, de sua produtividade, a qual se encontra diretamente relacionada à oferta de N (MARTINELLI, 2007).

Dos seis bilhões de habitantes do nosso planeta, cerca de 15%, ou 852 milhões de pessoas, passam fome. Somente no Brasil são cerca de 15,6 milhões de habitantes, ou cerca de 9% da população (FAO, 2011).

Parte do problema advém do fato que populações extremamente carentes não conseguem uma quantidade mínima de alimento devido à falta de nutrientes para suas culturas. Com um suprimento adequado de nutrientes, a produtividade das lavouras aumentaria, incrementando, assim, a oferta de alimentos (LOPES & GUILHERME, 2000).

Um dos nutrientes mais limitantes à produção das culturas é o N. Algumas populações carentes no mundo simplesmente passam fome por não haver uma quantidade de N suficiente para nutrir adequadamente suas lavouras (POTAFOS, 2011).

Por outro lado, em certas regiões do nosso planeta, há um excesso de N. Ou seja, esse nutriente é suprido às culturas agrícolas em uma quantidade muito maior do que a necessária. Nessas situações, o N passa a ser um poluente, pois sua presença em excesso desencadeia uma série de reações e processos extremamente prejudiciais ao ambiente e, conseqüentemente, à saúde das populações (MARTINELLI, 2007).

Portanto, a falta de N é um dos motivos pelos quais um número perturbador de pessoas passa fome. Paradoxalmente, quando utilizado em excesso, se torna um importante poluente. Essa dualidade – extrema necessidade *versus* efeito poluente – é um dos maiores desafios que a humanidade terá que enfrentar nas próximas décadas. Especialmente se for considerado que, como limitante na agricultura, e baseando-se na lei da oferta e da procura, o N assume um valor econômico, tornando-se uma mercadoria. Ou seja, assume um valor de mercado (MARTINELLI, 2007).

Além desses aspectos sócio culturais, o N é também importante em sistemas naturais, pois sua condição limitante regula a aquisição de carbono e a composição de comunidades vegetais e animais. É extremamente móvel na natureza, assumindo várias formas orgânicas e

inorgânicas. Encontra-se presente em quase todos os compartimentos do globo, tendo, inclusive, uma fase gasosa que regula importantes funções da atmosfera (BISSANI et al., 2008).

O uso de adubo para melhorar o rendimento das culturas é conhecido desde há muito tempo atrás. O emprego de excrementos animais e de matéria orgânica em decomposição para enriquecer o solo se perde nas origens da agricultura, porém, com o aumento da população e consequentemente do consumo, essa prática tornou-se insuficiente, tendo, os produtores, de lançar mão de outras fontes para garantir maior qualidade e, principalmente, produtividade das lavouras. Uma opção encontrada já no século 19 foi a adição de minerais contendo nitratos, especialmente o salitre (RAVEN, 2001). Porém, o salitre não é utilizado somente para esse fim, ele é um dos componentes essenciais da pólvora. O valor estratégico de possuir uma fonte de compostos que pudessem ser utilizados tanto para a agricultura como para a indústria bélica impulsionou os cientistas a buscarem alternativas para sintetizá-los (BISSANI et al, 2008).

Além da sua importância tecnológica, poucos elementos químicos existentes são tão relevantes para a vida na terra como o nitrogênio. Assim como o oxigênio, carbono, água e fósforo, a dinâmica do nitrogênio na natureza pode ser entendida através dos denominados ciclos biogeoquímicos que são processos naturais de reciclagem de vários elementos em diferentes formas químicas do meio físico para os organismos e vice-versa (RAVEN, 2001). O nitrogênio, cujo símbolo químico é N, encontra-se na natureza em forma gasosa (N_2), iônica (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-) e ainda, não menos importante, em diversas estruturas orgânicas como aminoácidos (unidades fundamentais das proteínas) e nucleotídeos (subunidades formadoras do RNA, DNA e do ATP), além de outros diversos compostos como os alcaloides (QUAGLIANO, 1985). As aplicações industriais dos compostos de nitrogênio são bastante variadas: fertilizantes, explosivos, medicamentos, cosméticos, pigmentos, nylon, entre outras. E embora amplamente empregado e abundante na natureza sua obtenção em forma utilizável não é fácil (QUAGLIANO, 1985).

Com o objetivo de focar os aspectos básicos do uso do nitrogênio no sistema solo – planta – atmosfera, bem como sua dinâmica, ciclo e perdas, além dos processos envolvidos na sua determinação e no destino ambiental, procedeu-se o presente trabalho.

2. Uso de fertilizantes

A utilização de fertilizantes e corretivos, no Brasil está em torno de 16,5 milhões de toneladas de químicos e 21 milhões de toneladas de corretivos agrícolas. O uso entre as diferentes regiões do país apresenta diferenças marcantes e, mesmo assim, essas quantidades de nutrientes e corretivos aplicados estão abaixo das quantidades de nutrientes removidas pelas colheitas, não suscitando preocupações quanto à ocorrência de danos ambientais (AQUINO, 2009).

A estimativa, é que o déficit médio anual (diferença entre a remoção pelas plantas e as adubações) de $N+P_2O_5+K_2O$ no Brasil está entre 25-35 kg/ha.

No Brasil, o nível de consumo de fertilizantes nitrogenados está em torno de 30 kg/ha e, dependendo da cultura, a quantidade aplicada é menor. Esse valor é questionável quando se observa a média mundial de aplicação, que é de 60 kg/ha. A Tabela 1 mostra as diferenças de consumo aparente de nutrientes na Europa, Estados Unidos e Brasil, sendo visível a menor quantidade de nitrogênio (N) utilizado no nosso país. Isso demonstra que a utilização de fertilizantes nitrogenados em culturas como arroz, milho, grãos e trigo encontra-se muito abaixo do necessário (IV CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE NITROGÊNIO, 2007).

Os efeitos benéficos dos fertilizantes são inequívocos e inquestionáveis. Porém, o desafio da agricultura moderna é produzir alimentos para a crescente população mundial sem causar prejuízos ou danos à qualidade ambiental. Os efeitos dos fertilizantes no solo se tornam mensuráveis à medida que as suas aplicações se tornam sistemáticas e repetidas com o tempo (AQUINO, 2009).

Tabela 1. Consumo aparente de nutrientes.

	Europa (2004)	EUA (2007)	Brasil (2008)*
Nitrogênio (N)	59%	58%	26%
Fósforo (P)	24%	20%	36%
Potássio (K)	17%	22%	38%

*(Brasil: 3,1 milhões de Mg de N. 4,3 milhões de Mg de P; 45 milhões de Mg de K)

Fonte: Aquino (2009).

A questão crucial do uso de adubos químicos no solo, principalmente o uso excessivo, refere-se ao seu potencial para causar danos ao meio ambiente. Um exemplo disso, são os nitratos (NO_3^-), sendo altamente solúveis, são facilmente lixiviados, comprometendo a qualidade da água para o consumo humano (ROSOLEM et al., 2003).

No Brasil, a grande maioria das pesquisas voltadas ao estudo da dinâmica do N, busca melhorar o seu aproveitamento pelas culturas, ou busca viabilizar sistemas de manejo com plantas de cobertura ou dejetos de animais como fontes alternativas, porém, os estudos de contaminação da água pelo nitrogênio usado na agricultura são escassos (KAISER, 2006).

A contaminação da água por NO_3^- é lenta e gradual na natureza e, dessa forma, não chama a atenção da população. No entanto, quando altas concentrações são atingidas em corpos de água superficiais, é comum o aparecimento e crescimento de algas e aguapés, o que reduz o nível de oxigênio e, muitas vezes, ocasiona a morte de peixes, processo esse conhecido por eutrofização. Por outro lado, o aumento da concentração de NO_3^- nas águas subterrâneas, normalmente, só é percebido quando esse atinge níveis críticos que passam a prejudicar a saúde humana. Nessas condições, o processo de contaminação já atingiu magnitudes elevadas e difíceis de serem remediadas (KAISER, 2006).

A contaminação da água por NO_3^- tem se tornado um sério problema ambiental e de saúde pública, visto que as áreas agrícolas possuem diferentes graus de exploração e potencial de poluição do lençol freático, dependendo do tipo de solo, relevo, geologia, clima e principalmente das práticas agrícolas adotadas em cada região. O NO_3^- quando atinge níveis acima de 10 mg L^{-1} na água de consumo pode trazer graves problemas à saúde humana (FEWTRELE, 2004; ADDISCOTT & BENJAMIM, 2004).

3. O ciclo do N

O gás nitrogênio (N_2), que compõe 78% das partículas do ar, é incolor, inodoro e principalmente inerte em condições ambientais, o que garante que o oxigênio (O_2) disperso na atmosfera não incendeie a vegetação do planeta. A não reatividade e a abundância deste composto desafiaram os cientistas do início do século 20 a buscar maneiras de transformar o nitrogênio gasoso em formas iônicas utilizáveis (QUAGLIANO, 1985).

O vulcanismo e os raios formados durante uma tempestade são capazes de fazer reagir o N_2 com o O_2 e com o H_2 (hidrogênio) resultando em óxidos de nitrogênio (NO e NO_2) e amônio (NH_3) respectivamente. Esses gases facilmente são absorvidos em água gerando os ácidos nitroso (HNO_2) e nítrico (HNO_3), componentes da chuva ácida, além de hidróxido de amônio (NH_4OH). Esses, por sua vez, ionizam-se liberando NO_2^- , NO_3^- e NH_4^+ , formas potencialmente utilizáveis, tanto pelos organismos quanto pela indústria (QUAGLIANO, 1985).

O ciclo do N nada mais é que uma sequência de reações de oxidação-redução, intermediada por microrganismos que adquirem energia advinda das mudanças dos estados de oxidação-redução (Figura 1).

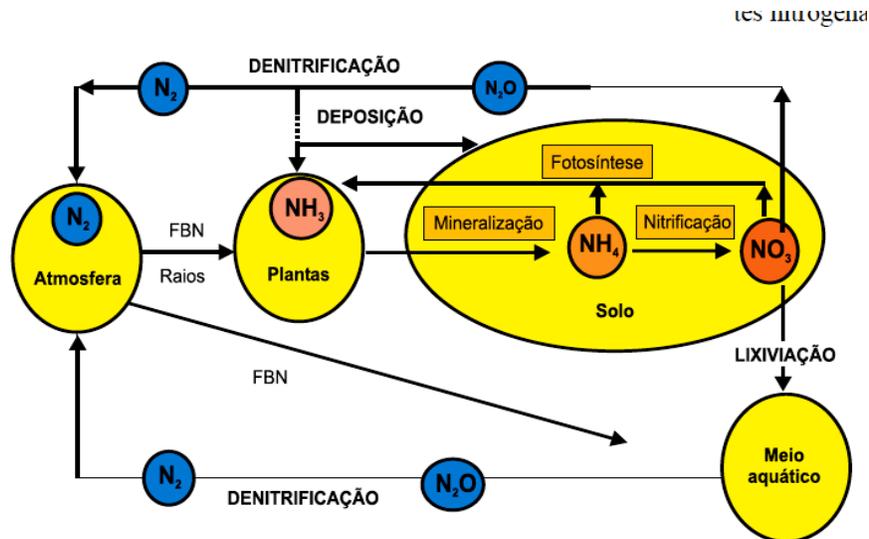


Figura 1: Ciclo esquemático do Nitrogênio. Fonte: MARTINELLI, 2007.

O N no tecido vegetal é repassado para os animais que se alimentam das plantas e é posteriormente lançado ao solo na forma de resíduos de animais ou partes do corpo morto. Da mesma forma, tecidos vegetais mortos contendo N são depositadas sobre ou dentro do solo. Esses materiais orgânicos estão sujeitos a decomposição por microrganismos, que liberam NH_4^+ para a produção de NO_3^- . Se a razão de C para N na matéria orgânica que será mineralizada é muito grande, os microrganismos utilizam formas minerais de N a partir do solo para atingir a proporção desejada (RAVEN, 2001).

Após seu ciclo de vida, as plantas são decompostas por organismos do solo que buscam energia. Nesse processo, denominado mineralização, o N orgânico, presente nos tecidos vegetais, é transformado em forma inorgânica, mais especificamente em amônio (NH_4), o qual pode ser transformado em nitrato (NO_3), pelo processo de nitrificação (MARTINELLI, 2007).

Essas duas formas inorgânicas podem voltar ao tecido vegetal vivo através do processo de absorção pelas plantas. O nitrato, sendo mais móvel no ambiente, pode ainda ser lixiviado do solo para camadas mais profundas e, finalmente, para cursos d'água. Em condições de ausência de oxigênio, o nitrato pode ser denitrificado, ou seja, passar a uma forma gasosa, voltando, assim, para a atmosfera (KERBUAY, 2008).

Portanto, existe uma constante reciclagem de N entre as plantas e o solo. Se não houvesse perdas por lixiviação profunda e denitrificação, essa ciclagem interna poderia ser mantida indefinidamente. Mas, devido a essas perdas, a cada ano os ecossistemas da Terra necessitam de novo N para sua manutenção (IV CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE NITROGÊNIO, 2007).

Até o começo do século 20, a via principal pela qual “novo” N era adicionado aos sistemas aquáticos e terrestres do nosso planeta era através do processo da fixação biológica de N. Portanto, esse processo é vital para a vida do planeta, pois o mesmo disponibiliza anualmente uma quantidade apreciável de N que antes se encontrava indisponível na atmosfera. Assim, o ciclo do N se rejuvenesce constantemente (MARTINELLI, 2007).

A fixação biológica de N pode ser feita por vários organismos e em vários ambientes. No entanto, os dois organismos mais importantes são as cianobactérias, que são bactérias autotróficas, ou seja, que adquirem carbono fazendo fotossíntese, e as bactérias do gênero *Rhizobium*, que vivem em simbiose nas raízes das espécies vegetais pertencentes à família das leguminosas (TAIZ & ZEIGER, 2003).

4. Etapas do ciclo do N

A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é segundo processo mais importante no ciclo biológico das plantas. Primeiro é a fotossíntese. O N molecular (N₂): incorporado no solo devido fixação biológico realizado por bactérias (TAIZ & ZEIGER, 2003).

Nitrato (NO₃⁻) chega ao solo pela combinação do N₂ ao O₂ e O₃ que são as chamadas descargas elétricas e também devido radiação ultravioleta. Já a amônia é provida de atividades vulcânicas, queimas florestais e atividades industriais. Armazenam-se no solo através da chuva (KERBUAY, 2008).

O nitrogênio molecular é fixado no solo devido atividade de bactérias que estão presentes no solo e associadas as plantas. Dessa forma, primeiramente o N₂ é fixado e produz um composto o NH₃. Quem produz esta amônia é devido ação de uma enzima presente nas bactérias denominada de nitrogenase. Logo após ele é protonado e a bactéria rompe esta ligação formando NH₄⁺. Devido à ação de bactérias do gênero *Nitrobacter* o NH₄⁺ recebe oxigênio, e é transformado em nitrito (NO₂⁻) e depois devido ação de bactérias do gênero *Nitrossomonas* recebe elétrons sendo transformado em nitrato (NO₃⁻). Quem disponibiliza este oxigênio é a leghemoglobina (TAIZ & ZEIGER, 2003).

O Nitrogênio na forma de amônio (NH₄⁺) e nitrato são absorvidos pelas plantas, sendo a forma preferencial o nitrato, que após absorção é incorporado em compostos orgânicos (que contêm carbono). Dessa forma, este processo de entrada vai fazer com que se produzam alguns tipos de aminoácidos (Aa) existindo 20 Aa essenciais (KERBUAY, 2008).

4.1 Mineralização

O N orgânico que está presente na matéria orgânica do solo, resíduos de colheitas e dejetos de animais é convertido em N inorgânico no processo de mineralização. Neste processo, as bactérias digerem matéria orgânica e liberam amônio (NH₄⁺). A formação de NH₄⁺ aumenta à medida que aumenta a atividade microbiana. O crescimento bacteriano é diretamente relacionado com a temperatura e umidade do solo. O NH₄⁺ fornecido pelos fertilizantes é a mesma que a de NH₄⁺ fornecida a partir de matéria orgânica e tem propriedades que são de importância prática para a gestão de N. As plantas podem absorver o NH₄⁺ e, como este possui uma carga positiva, pode ser também, atraído e/ou detido no solo ou na matéria orgânica. Isto significa que a NH₄⁺ não se move para baixo do solo e o que não é absorvido pelas plantas está sujeito a outras mudanças no sistema (O'LEARY et al., 1994).

Sierra (1997) estudando a mineralização em vários solos da Argentina, variando temperatura e umidade em câmaras de incubação, notou que a condição ótima para a mineralização ocorreu a umidade equivalente à tensão de 30 kPa. O autor constatou que a temperatura influenciou mais a mineralização do que a umidade do solo.

Lindemann & Cardenas (1984), em 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), objetivaram determinar a mineralização potencial do N orgânico. Após 32 semanas de incubação observaram 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.

4.2 Nitrificação

A nitrificação é a conversão de NH₄⁺ em NO₃⁻. É um processo biológico e prossegue rapidamente em solos úmidos, quente e bem aerado (O'LEARY et al., 1994). A nitrificação é beneficiada por valores de pH próximos da neutralidade, porém, o processo é acidófilo, particularmente na primeira fase da nitrificação (PEIXOTO, 2008)

O NO₃⁻ é a principal forma de N lixiviada no perfil do solo (NIELSEN, et al., 1982), por ser um íon carregado negativamente, não é atraído pelas partículas do solo ou da matéria orgânica do solo, como o NH₄⁺, é solúvel em água e pode se mover abaixo da zona de enraizamento das culturas sob determinadas condições (O'LEARY et al., 1994).

De acordo com Peixoto (2008), há uma correlação estreita entre a temperatura do solo e a atividade respiratória dos microorganismos presentes. Enquanto a microfauna amonificante manifesta-se mesmo sob baixas temperaturas, a atividade dos nitrificantes é beneficiada quando a temperatura situa-se na faixa entre 25 a 30°C. Quando a temperatura ultrapassa a faixa de 25 a 30°C haverá desequilíbrio entre a mineralização e a imobilização, intensificando o primeiro processo, liberando uma quantidade maior de N afetando o nível de equilíbrio da matéria orgânica do solo. Pode-se afirmar que reside aí a origem do menor teor de matéria orgânica nos solos tropicais, comparativamente àqueles das regiões temperadas.

Entre as condições ambientais abordadas, a umidade do solo influencia grandemente as atividades microbiológicas, as bactérias nitrificantes, são exigentes, paralisando suas atividades quando a tensão da água no solo aproxima-se do nível de 15atm e conseqüentemente afetando a dinâmica do N (PEIXOTO, 2008).

Black & Waring (1976) verificaram intensa mobilidade de NO₃⁻ através de uma camada de solo de 0 a 15 cm, confirmando a hipótese de haver baixa adsorção de NO₃⁻ nesta zona, devido à maior densidade de cargas negativas decorrentes da presença de matéria orgânica; constataram que a mobilidade se tornava maior quanto maior fosse a concentração de N aplicada.

Torna-se relevante para o manejo do N que a velocidade de nitrificação seja menor, com práticas, que levem principalmente à redução da oxidação da matéria orgânica do solo ou ainda mediante o parcelamento da adubação nitrogenada, bem como o emprego de adubos nitrogenados protegidos ("slow release"), como uréia revestida com enxofre (PEIXOTO, 2008).

4.3 Desnitrificação

Devido a rapidez com que o fenômeno de mineralização do N se processa, o NO_3^- não aproveitado pela cultura pode ter os seguintes caminhos: absorção pelas plantas e microrganismos - processo assimilativo, lixiviação, permanência como NO_3^- e a desnitrificação (PEIXOTO, 2008).

A desnitrificação é um processo pelo qual bactérias convertem o NO_3^- para N na forma de gás que é perdido para a atmosfera. Bactérias denitrificantes usam NO_3^- em vez de oxigênio nos processos metabólicos. A desnitrificação ocorre onde há solo alagado e onde há matéria orgânica suficiente para fornecer energia para as bactérias. Por estas razões, a desnitrificação é geralmente limitada ao solo. A desnitrificação pode avançar rapidamente quando os solos são quentes e tornam-se saturadas por dois ou três dias (O'LEARY et al., 1994).

4.4 Imobilização

A redução temporária da quantidade de N disponível para a planta pode ocorrer a partir de imobilização do N no solo. A imobilização ocorre quando o NO_3^- e/ou NH_4^+ presente no solo é usado pelos microrganismos para construir proteínas (O'LEARY et al., 1994).

5. N e as plantas

Sua disponibilidade no solo limita a produtividade e rendimento na maioria das culturas. É o elemento exigido em maior quantidade pelas plantas (BISSANI et al, 2008). Faz parte de compostos da célula como aminoácidos, ácidos nucleicos, proteínas. Sua deficiência inibe rapidamente o crescimento vegetal (KERBAUY, 2008). Persistindo provoca clorose, sobretudo nas folhas mais velhas próximas da base. Deficiência severa provoca folhas completamente amarelas que caem da planta (TAIZ & ZEIGUER). Também pode induzir o acúmulo de carboidratos em excesso, que não foram usados para sintetizar aminoácidos ou outros compostos nitrogenados; a síntese e acúmulo de antocianinas, formando folhas, pecíolos e caules arroxeados (tomate e algumas variedades de milho) (KERBAUY, 2008).

Absorvido nas formas de NO_3^- (móvel, transportado via xilema das raízes até as folhas) e NH_4^+ (incorporado em compostos orgânicos) (KERBAUY, 2008). Móvel no xilema e floema. Transportado na forma de nitrato, aminoácidos (transportados via floema, das folhas até órgãos de consumo), amidas. Excesso: crescimento excessivo da parte aérea sobre o das raízes e acamamento (TAIZ & ZEIGUER).

Assimilação se dá por reações bioquímicas complexas, onde 78% do N é reduzido por bactérias e disponibilizado as plantas. 90% do N fixado se dá pela ação da enzima nitrogenase que reduz o $\text{N}_2 \rightarrow \text{NH}_4^+$ (KERBAUY, 2008). Apesar de abundante na atmosfera, as plantas não conseguem absorver o N molecular, elas obtêm através da associação simbiótica com bactérias ou pela adubação nitrogenada (TAIZ & ZEIGUER). As plantas também obtêm o N combinado na matéria orgânica no solo, a partir da sua decomposição, por microrganismos (KERBAUY, 2008).

Demanda de N varia de acordo com a espécie; teor na planta de acordo com órgão (no caso da soja a demanda de N é muito maior porque há uma grande necessidade de proteínas;

em milho a demanda é menor porque a forma de reserva é amido); de uma forma geral as culturas necessitam 20-50g Kg-1 de N (TAIZ & ZEIGUER).

6. Perdas de N

Durante a época pré-industrial, o N era comumente deficiente e um fator limitante para a máxima produção de vegetais. Assim, a degradação do lençol freático não foi um grande problema. Porém, a produção de fertilizantes nitrogenados nas fábricas eliminou o fator limitante para o aumento da produtividade, de tal modo, que a gestão agrícola atual deve considerar o potencial para a degradação do solo, bem como a produção agrícola (RESENDE et al., 1988).

O maior problema atual, relacionado ao N, é a grande ineficiência no seu uso. Decorrente disso, ocorrem vários “vazamentos” ao longo dos sistemas de produção, tanto agrícola como pecuário, e seu destino é o meio ambiente. Como raramente todas as partes da planta são consumidas, ocorre uma perda de 16 unidades de N advinda da transformação da cultura em produto agrícola. Na transformação do produto em alimento há uma pequena perda adicional, e do alimento ao consumo há uma outra importante perda devido ao armazenamento, transporte e manipulação do alimento (IV CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE NITROGÊNIO, 2007).

Assim, de 100 unidades produzidas, somente 14 unidades são consumidas. Portanto, cerca de 76 unidades são perdidas para o meio ambiente. Numa cadeia mais complexa, como a produção de proteína animal a partir de grãos, não de pastagens, as perdas aumentam, pois a cultura é transformada primeiro em ração, que por sua vez é estocada no animal, o qual é transformado em alimento e, finalmente, consumido. Nesse caso mais complexo, das 100 unidades de fertilizantes produzidas, somente quatro unidades são consumidas. Portanto, ocorre uma perda de 96 unidades (Figura 2).

O excesso de N causa uma série de efeitos no meio ambiente, levando a uma deterioração no funcionamento dos ecossistemas, culminando em sua total desintegração. Ao ser adicionado fertilizante nitrogenado em um campo agrícola, parte do N é absorvida pela cultura e eventualmente chega às nossas mesas na forma de alimento (LOPES & GUILHERME, 2000). Como, infelizmente, as culturas não são capazes de absorver todo o N que é aplicado ao solo, parte desses N vai se perder para a atmosfera ou para o lençol freático. O “vazamento” para a atmosfera ocorre pelo processo de volatilização da amônia (NH₃), que é um gás produzido a partir do amônio (NH₄), o qual se encontra armazenado nas folhas das plantas e no solo. Concentrações elevadas de NH₃ na atmosfera acarretam uma série de efeitos negativos sobre a composição da mesma (MARTINELLI, 2007).

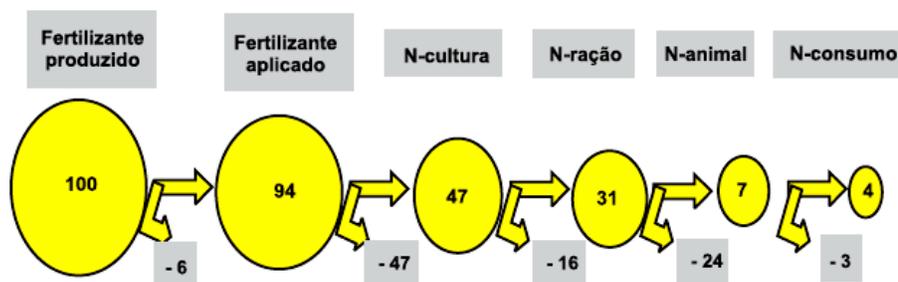


Figura 2: Perdas de N ao longo da cadeia agropecuária. Fonte MARTINELLI, 2007.

A desagregação e o arraste do solo provocado principalmente pela água, é um dos fatores mais importantes ligados à baixa eficiência de fertilizantes e corretivos no Brasil. Estima-se que o Brasil perde, por erosão laminar, cerca de 500 milhões de toneladas de terra anualmente, arrastando também milhares de toneladas de fertilizantes e corretivos aplicados (GIANLUPPI, 1970). Um exemplo de quão expressivas podem ser estas perdas, está demonstrado na Tabela 2.

Além da conservação do solo, que é a forma de minimizar perdas do solo, dos fertilizantes e corretivos por erosão, outras formas de perdas devem ser reduzidas para aumentar o uso eficiente desses insumos.

Tabela 2: Perdas causadas às lavouras do Planalto Rio Grandense pelas chuvas do mês de novembro de 1978.

Tipo de solo	Área Considerada (ha)	Área com perda de camadas de 10cm de espessura (ha)	Perdas (t)			
			Calcário	P2O5	K2O	N
Erexim	689.600	34.000	210.000	4.000	2.100	1.200
Santo Ângelo	1.054.300	53.000	130.000	6.000	2.600	950
Passo Fundo	406.000	41.000	100.000	4.700	2.400	1.200
Cruz Alta	428.200	64.200	90.000	5.500	3.200	1.200
Total	2.578.100	192.200	530.000	20.200	10.300	4.550

Fonte: GIANLUPPI et al. (1978).

O N pode se dissipar no solo de diversas maneiras. A primeira delas é através da erosão. Segundo Peixoto (2008), a erosão é a remoção física da partícula do solo, que ocorre principalmente através da ação da água e do vento. Esse fenômeno ocorre no mundo inteiro, em quase todos os países e pode se dar sob todas as práticas agrícolas.

A lixiviação é outro processo pelo qual o N pode se perder através da ação da água no solo. Apesar de presente no solo, o N só poderá ser absorvido pelas plantas se estiver de forma solúvel. É exatamente esse N que poderá ser perdido quando a água da chuva ou irrigação atravessa a superfície para as camadas mais profundas do solo (PEIXOTO, 2008). Lixiviação ou percolação é a perda de nutrientes pela lavagem do solo no sentido vertical. Estas perdas, segundo Resende et al. (1988), tendem a ser bem menos importante do que as perdas por erosão. Para este autor, o problema de altos teores de alumínio no horizonte B, mesmo em Latossolos muito permeáveis, corrigidos durante muitos anos com calagem e adubação.

Irrigação e aplicação de N fertilizante são fatores de manejo co-dependente. Irrigação prevê água, para o crescimento das plantas, mas é, um portador potencial de NO_3^- para às águas subterrâneas. Aplicação de fertilizantes providos de N serve tanto para o crescimento da planta, como é uma fonte potencial de N para a degradação de águas subterrâneas. Embora a redução na aplicação de N fertilizante parece ser um método óbvio de reduzir o potencial de degradação da água subterrânea por NO_3^- , este resultado não pode ser alcançado se o N reduzido também reduz o crescimento das plantas.

A salinidade da água de irrigação também pode afetar a quantidade de transporte de químicos para as águas subterrâneas por seu efeito sobre o crescimento das plantas. O aumento da salinidade induz a planta a reduzir o crescimento, fazendo com que inicie um processo de lixiviação de sal, mais uma tentativa de corrigir o problema. No entanto, outros produtos químicos, tais como NO_3^- também são lixiviados com os sais. Portanto, a irrigação de plantações com águas de maior salinidade estimula uma maior quantidade de transporte de químicos para as águas subterrâneas. Assim, o calendário, bem como o montante de aplicação, é importante.

A quantidade lixiviada, será muito maior se o excesso de água for aplicado no início da temporada quando a maior parte do N ainda está no solo. A mesma quantidade de excesso de água no final da estação lixiviaria menos, pois a cultura já teria absorvido muito do N.

Rosolem et al. (2003), relataram em seus estudos que a calagem, aumentando a mineralização e a nitrificação, disponibiliza nitrogênio às plantas e aumenta a lixiviação de NO_3^- no perfil do solo, independentemente do modo de aplicação do corretivo.

O tipo de solo pode ter grande influência na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de N, principalmente na forma de NH_4^+ , do que solos arenosos. A maior capacidade de armazenamento de água dos solos argilosos reduz a percolação da água pelo perfil e, conseqüentemente, o arraste de NO_3^- para camadas inferiores do solo (BORTOLINI, 2000; CAMARGO et al., 1989). Além da textura, o conteúdo de matéria orgânica também pode interferir na lixiviação de NO_3^- , em função da maior disponibilidade de N decorrente da decomposição da matéria orgânica, principalmente quando a área não está sendo cultivada (SANGOI et al., 2003).

Sangoi et al. (2003), compararam valores numéricos obtidos em dois solos, verificando a quantidade de N lixiviada onde não foi aplicado N, encontrando valores aproximadamente quatro vezes maiores no Nitossolo Vermelho do que no Neossolo Quartzarênico. Demonstrando a grande capacidade que os solos argilosos, principalmente aqueles com alto teor de carbono, têm em disponibilizar N para a solução do solo.

Cardoso Neto et al. (2006), avaliaram o efeito residual de N em um solo adubado com diferentes fontes de N e relataram que o N mineral total, NH_4^+ e NO_3^- tenderam a se concentrar na camada superficial do solo (zero – 15 cm) enquanto que o nitrito na camada de 30 – 45 cm. Os mesmos autores mostraram ainda, que as maiores perdas de N no solo foram quando da aplicação N na forma de uréia.

Rocha et al. (2008) verificaram a influência da temperatura e umidade do solo nas reações biológicas envolvendo o N e seus efeitos no transporte de nitrato e amônio e encontraram os valores que constam na Tabela 3 para os parâmetros de transporte utilizados para a simulação da dinâmica dos íons nitrato e amônio no solo.

Tabela 3. Parâmetros de transporte de amônio e nitrato: coeficiente de partição (K_d) e fator de retardamento (R)

Tipo de solo	Amônio		Nitrato	
	K_d	R	K_d	R
Muito argiloso ¹	1,021	3,299	0,112	1,22
Franco-argilo-renoso ²	0,734	2,964	0,083	1,23
Franco-argilo-renoso ³	0,308	1,825	0,034	1,01

¹camada de 0-40 cm; ² camada de 0-40 cm; ³camada de 40-60 cm.

Fonte: Rocha et al. (2008)

A adsorção de íons é maior em solos com maiores coeficientes de partição K_d e maior fator de retardamento R. Nos dois solos, os valores de K_d e R para o íon amônio foram maiores em relação ao nitrato, em razão da existência de poros de maior diâmetro (macroporos) neste último, o que significa maior velocidade da água nos poros, fluxo de massa e menor interação com a matriz (ROCHA et al., 2008).

Volatilização do N é a perda de nitrogênio, na forma de compostos gasosos, ocorre em diversas situações, o que pode levar a um baixo grau de eficiência dos fertilizantes nitrogenados, notadamente em meio alcalino, e quando esses são aplicados superficialmente (LOPES &

GUILHERME, 2000). A principal ocorrência da volatilização de amônia (NH₃) é com a uréia, que se decompõe segundo a equação:



Perdas por volatilização de amônia ocorrem, também, com fertilizantes nitrogenados amoniacais, quando aplicado em solos alcalinos, o que é explicado pela equação:



A melhor maneira de reduzir as perdas por volatilização de amônia é por incorporação dos fertilizantes nitrogenados amoniacais ou amídicos em solos alcalinos ou calcários associada à posterior e imediata irrigação (RESENDE et al., 1988). A simples incorporação em profundidade, entretanto, pode ser suficiente para reduzir substancialmente estas perdas. Dados mais recentes mostram a perdas de NH₃ por volatilização, quando da aplicação superficial ou incorporada de vários fertilizantes nitrogenados na cultura do milho em plantio direto e convencional. Essas perdas, no caso da uréia, chegaram a quase 80% com a aplicação superficial no plantio direto e 30% no plantio convencional (RESENDE et al., 1988). Incorporação a 5-7 cm de profundidade reduziu drasticamente essas perdas (LOPES & GUILHERME, 2000).

Outra situação de perdas de nitrogênio gasoso é o processo chamado desnitrificação, que ocorre em grande intensidade sob condições de falta de oxigênio (arroz inundado, por exemplo) onde o nitrato (NO₃⁻) é reduzido a N₂O ou N₂ gasosos (RESENDE et al., 1988).

Nestas condições, as perdas são minimizadas através de: a) não utilização de fertilizantes nitrogenados na forma de nitratos; b) drenagem do excesso de água e distribuição do fertilizante nitrogenado, seguindo-se o processo de inundação; c) quando a drenagem da área não é possível, a forma mais eficiente de proceder à adubação nitrogenada é a colocação de supergrânulos de uréia na zona de redução (enterrados a cerca de 10 cm de profundidade) (LOPES & GUILHERME, 2000).

Os níveis de erosão, perda através da lixiviação e a volatilização do nitrogênio são, em grande parte, determinados pelas praticas agrícolas efetuadas. Uma boa drenagem, a presença de grande quantidade de matéria orgânica no solo, o solo protegido por vegetação, inclusive por resíduos de colheita, entre outros, reduzirão a perda de nitrogênio no solo. As técnicas utilizadas pelos produtores para aumentar a fertilidade do solo, tais como rotação de culturas, cultivo de leguminosas, incorporação de matéria orgânica no solo, certamente contribuem positivamente para a redução da perda de nitrogênio (PEIXOTO, 2008).

Nas águas superficiais, o excesso de N causa o fenômeno da eutrofização, que é um aumento vigoroso na produção primária, levando a uma produção elevada de algas. Ao cessar essa produção massiva, as algas morrem e inicia-se o processo de decomposição (IV CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE NITROGÊNIO, 2007). Organismos decompositores utilizam O₂ dissolvido na água para obter a energia requerida pelo processo de decomposição. A decorrente falta de oxigênio dissolvido causa uma série de alterações químicas e biológicas. Talvez, a mais conhecida delas seja a mortandade de peixes que regularmente ocorre nos rios, baías e estuários de nosso País (MARTINELLI, 2007).

Para reduzirmos as perdas com as adubações nitrogenadas devemos levar em consideração diversos fatores como por exemplo: a disponibilidade do nutriente no local; outros nutrientes na composição; doses a serem aplicadas; forma de aplicação; condições do solo (umidade, textura, tipo de argila, pH, etc.); condições de clima (índice pluviométrico e temperatura); condições da cultura (ciclo, variedade, capacidade de proliferação de raízes, eficiência metabólica, etc.); entre outros. E para termos uma eficiência aumentada devemos: fazer

uma incorporação adequada de acordo com o tipo de solo, cultura e tipo de N a ser aplicado; usar o parcelamento da adubação; quando utilizar irrigação, fazer de uma forma controlada; sempre que possível utilizar adubos orgânicos como esterco, fixação biológica e adubação verde; usar os fertilizantes de forma racional e equilibrada, e não cometer excessos (LOPES & GUILHERME, 2000).

6. Considerações finais

O nitrogênio é, depois do C, H e O é o elemento mais demandado pelos vegetais. Parte da quantidade de N requerido pelas culturas pode ser suprida pelo solo, no entanto, em muitas situações o solo é incapaz de atender toda a demanda por N, tornando-se necessária a fertilização nitrogenada.

É um dos macronutrientes primários sendo o mais utilizado, mais absorvido e mais exportado pelas culturas; nutriente de obtenção mais cara; é o mais lixiviado nos solos, requerendo cuidados especiais em seu manejo pelos riscos de contaminação do lençol freático.

Apresenta acentuado dinamismo no sistema solo devido a sua grande variação do número de oxidação (-3 até +5) isto é grande variedade de combinações. Apresenta diversas formas gasosas (N_2 , NO, NO_2 , N_2O , NH_3) o que ocasiona trocas constantes, elevada solubilidade das formas inorgânicas, principalmente da forma nítrica (NO_2 , NO_3) extremamente móveis no solo. Uma vez entrando no sistema solo, o nitrogênio estará em formas muito instáveis e está sujeito a saída do sistema. As transformações do nitrogênio no solo envolvem a passagem das formas orgânicas (aquelas incorporadas pelos microorganismos e plantas) para as formas minerais. Este processo é controlado pelos microorganismos e gera o aparecimento de NH_3 . Esse pode ser perdido por volatilização ou, mais comumente reage instantaneamente com o H^+ da solução do solo produzindo o NH_4^+ . O amônio pode ser retido nas cargas negativas dos colóides, absorvido pelas plantas ou microorganismos e, principalmente, pode ser convertido em NO_3^- .

Essa reação é muito rápida (uma ou duas semanas) e torna o nitrogênio muito móvel no solo, pois a força de adsorção do nitrato pelos colóides é muito fraca e pode ser lixiviado pelo movimento descendente de água do solo e pela contaminação do lençol freático.

Em ambientes com baixa tensão de oxigênio, o nitrogênio na forma de nitrato pode ser convertido em N_2 (denitrificação) e retornar à atmosfera. Em ambientes pobres em nitrogênio e na presença de resíduos vegetais com alta relação C/N, ocorre a imobilização do nitrogênio do solo. Esse fenômeno é observado durante a decomposição de folhas e ramos.

7. Referências

ADDISCOTT, T. M.; BENJAMIN, N. *Nitrate and human health*. Soil use and management, v.20, p.98-104, 2004.

AQUINO, B. F. O uso de fertilizantes e corretivos agrícolas e os impactos sobre o meio ambiente. In: XXXII CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. *Sociedade brasileira de ciência do solo*. Fortaleza, 2009.

BISSANI, C.A. et al., *Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas*. 2 Ed., 344p. Porto Alegre, 2008.

BLACK, A. S.; WARING, S. A. *Nitrate leaching and adsorption in a krasnozem from redland bay*. II – Soil factors influencing adsorption. Australian Journal Soil Research, v.14, n.2, p.181-188, 1976.

BORTOLINI, C. G. Eficiência do método de adubação nitrogenada em pré-semeadura do milho implantado em semeadura direta após aveia preta. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 48p, 2000.

CAMARGO, P. B. et al. Destino do N de fertilizantes - N15 (uréia e aquamônia) aplicados na cultura da cana-de-açúcar. I. Deslocamento no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Resumos... Recife: 1989. p.70-71.

CARDOSO NETO, F.; GUERRA, H. O. C.; CHAVES, L. H. G. Nitrogênio residual em solo adubado com diferentes fontes e intervalos de aplicação de nitrogênio. *Caatinga* (Mossoró, Brasil), v.19, n.2, p.161-168, 2006.

FAO. **Food and Agriculture Organization**. Disponível em: < <https://www.fao.org.br/>>. Acesso em: 1º de setembro de 2011.

FEWTRELE, L. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: a discussion. *Environmental Health Perspectives*, v.112, n.14, p.1371-1374, 2004.

GIANLUPPI, D.; SCOPEL, I. & MIELNICZK, J. Alguns prejuízos da erosão do solo no Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 13. Manaus, 1978.

IV Conferência Internacional sobre Nitrogênio. *Brasil apresenta déficit no uso de fertilizante nitrogenado*. Costa do Sauípe/Bahia, 2007. Disponível em: <http://www.nitrogen2007.com/boletim_02.pdf>. Acessado em: 1º de setembro de 2011.

KAISER, D. R. *Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo*. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, 2006. 114p.

KERBAUY, G. B. *Fisiologia Vegetal*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2008.

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.

LOPES, A.S., GUILHERME, L.R.G. *Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas: Aspectos agronômicos*. 3ª edição revisada e atualizada. São Paulo, ANDA, 2000.

MARTINELLI L. A., [Os caminhos do nitrogênio - do fertilizante ao poluente](#), Informações agronômicas, número 118 junho de 2007.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. & WIERENGA, P. J. Nitrogen transport process in soil. In: STEVENSON, P. J., (Ed) *Nitrogen in agriculture soils*. Madison, American Society of Agronomy, p.423-448, 1982.

O'LEARY, M.; REHM, G.; SCHMIT, M. *Understanding Nitrogen in Soils*. University of Minnesota Extension. Reviewed 1994. Disponível em: <<http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/dc3770.html>>. Acessado em: 1º de setembro de 2011.

PEIXOTO, M. F. da S. P. *Ciclo do nitrogênio*. Aula 3. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2008. Disponível em: <http://www.ufrb.edu.br/mapeneo/index2.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=6&Itemid=31>. Acessado em: 1º de setembro de 2011.

POTAFÓS. *International Plant Nutrition*. Disponível em: [http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/\\$webindex/article=1461296A83256B6D00471A23F2B7831F](http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/$webindex/article=1461296A83256B6D00471A23F2B7831F). Acesso em: 1º de setembro de 2011.

QUAGLIANO, J. V. *Química*. Rio de Janeiro, Guanabara Dois, 1985.

RAVEN, P. H. *Biologia vegetal*. 6ª ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2001.

RESENDE, M.; CURTI, N & SANTANA, D.P. *Pedologia e fertilidade do solo: Interações e aplicações*. Brasília/Lavras/Piracicaba, MEC/ESAL/POTAFOS, 1988. 81p.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A. L., et al. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. *Ciência Rural*. vol.33, n.1, Santa Maria, 2003.

ROCHA, F.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T. et al. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.12, n.1, p.54–61, Campina Grande: 2008.

ROSOLEM, C. A.; FOLONI, J.S.S.; OLIVEIRA, R. H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília, v.38, n.2, p.301-309, 2003.

SIERRA, J. Temperature and soil moisture dependence of n mineralization in intact soil cores. *Soil Biology and Biochemistry*, v.29, p.1557-1563, 1997.

SPADOTTO, C. A. *Comportamento e destino ambiental de herbicidas*. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. 2002. [online] Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/>>. Acesso em: 1o de setembro de 2011.

TAIZ, L., ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3ª edição. Editora Artmed, 2004, 719p.