

Manuel Ângelo Rodrigues
João Filipe Coutinho

Eficiência de utilização do azoto pelas plantas

47

Manuel Ângelo Rodrigues
João Filipe Coutinho

Eficiência de utilização do azoto pelas plantas

SÉRIE

Estudos

EDIÇÃO DO INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA

Título: Eficiência de utilização do azoto pelas plantas
Autores: Manuel Ângelo Rodrigues, João Filipe Coutinho
Edição: Instituto Politécnico de Bragança · 2000
Apartado 38 · 5301-854 Bragança · Portugal
Tel. 273 331 570 · 273 303 200 · Fax 273 325 405 · <http://www.ipb.pt>
Execução: Serviços de Imagem do Instituto Politécnico de Bragança
(grafismo, Atilano Suarez; paginação, Luís Ribeiro;
montagem, Maria de Jesus; impressão, António Cruz;
acabamento, Isaura Magalhães)
Tiragem: 500 exemplares
Depósito legal nº 128 468/98
ISBN: 972-745-053-9
Aceite para publicação em 1995

Índice

| | |
|---|----|
| Introdução _____ | 11 |
| 1 · O azoto como nutriente vegetal _____ | 13 |
| 1.1 · Absorção do azoto pelas plantas _____ | 13 |
| 1.2 · Assimilação do azoto _____ | 15 |
| 1.3 · Efeito do azoto no crescimento e composição das plantas _____ | 16 |
| 2 · Dinâmica do azoto nos solos _____ | 19 |
| 2.1 · Mineralização do azoto orgânico _____ | 20 |
| 2.1.1 · Razão C/N dos materiais orgânicos adicionados | 20 |
| 2.2 · Retenção do ião amónio pelos minerais de argila ____ | 22 |
| 2.1.2 · Efeito da adição de materiais orgânicos na mineralização da matéria orgânica estável ou húmus do solo _____ | 22 |
| 2.3 · Perdas de azoto a partir do sistema solo-planta _____ | 23 |
| 2.3.1 · Desnitrificação _____ | 24 |
| 2.3.2 · Volatilização de amoníaco _____ | 25 |
| 2.3.3 · Quimiodesnitrificação _____ | 25 |

| | |
|---|----|
| 2.3.4 · Lixiviação _____ | 26 |
| 2.3.5 · Erosão _____ | 28 |
| 3 · Eficiência de utilização do azoto _____ | 29 |
| 3.1 · Métodos utilizados na determinação da EUN _____ | 29 |
| 3.2 · Interação do azoto adicionado como fertilizante nas estimativas da EUN _____ | 31 |
| 3.3 · Influência da espécie cultivada na EUN _____ | 33 |
| 3.4 · Influência da quantidade de azoto aplicado na EUN _ | 33 |
| 3.5 · Eficiência de utilização do azoto dos fertilizantes orgânicos _____ | 34 |
| 3.6 · Influência dos adubos de libertação gradual de azoto na EUN _____ | 36 |
| 3.7 · Influência das técnicas de aplicação na EUN _____ | 37 |
| 3.7.1 · Fraccionamento da aplicação dos fertilizantes __ | 37 |
| 3.7.2 · Localização de fertilizantes _____ | 39 |
| 3.7.3 · Incorporação de fertilizantes _____ | 40 |
| Considerações finais _____ | 41 |
| Bibliografia _____ | 43 |

Eficiência de utilização do azoto pelas plantas

Resumo

A eficiência com que as plantas absorvem e utilizam o azoto aplicado como fertilizante tem importantes implicações económicas e pode ter consequências adversas na saúde pública e no meio ambiente.

Neste trabalho, são considerados os aspectos teóricos relacionados com a eficiência de uso do azoto, designadamente o metabolismo do nutriente e a sua dinâmica nos solos. São também revistos os diferentes métodos de avaliar a eficiência de uso do azoto pelas plantas e descritas as intervenções fitotécnicas susceptíveis de aumentar a percentagem de azoto recuperado.

Abstract

The uptake and utilization of the fertilizer nitrogen by plants may have varied consequences related to farmer profit, human health and environmental quality.

The theoretical aspects related to nitrogen utilization efficiency are considered, namely the plant nitrogen metabolism and the dynamic of the nutrient in soils. The different methods of nitrogen efficiency evaluation and the management techniques to be able to enhance the nitrogen recovery by plants are then outlined.

Introdução

Os fertilizantes azotados são considerados os mais importantes em nutrição vegetal uma vez que, excepção feita às leguminosas, o azoto é o elemento mais limitante das produções. Por um lado, as plantas absorvem grandes quantidades deste nutriente. Por outro, como não é possível constituir reservatórios de azoto inorgânico nos solos, devido à sua elevada mobilidade, é aquele que mais frequentemente aparece em deficiência, sendo sistematicamente necessário suplementar as disponibilidades naturais do solo recorrendo à aplicação de fertilizantes. Por estas razões, os fertilizantes azotados são aqueles que originam uma maior resposta por parte das plantas quando medida na produção.

A resposta espectacular que o azoto induz no desenvolvimento vegetativo leva a que os agricultores tenham tendência a exagerar as quantidades aplicadas, relativamente a outros nutrientes igualmente importantes. A aplicação de doses excessivas de azoto, associada à sua elevada mobilidade no sistema solo-planta-atmosfera, pode traduzir-se em prejuízos económicos e ter importantes implicações na saúde humana, na sanidade animal e no meio ambiente. Os prejuízos económicos resultam do facto do valor da produção não aumentar de forma proporcional ao azoto aplicado como fertilizante, atingindo-se um ponto, que é comum designar de “ótimo económico”, a partir do qual possíveis acréscimos na produção não cobrem os gastos com o excesso de fertilizante aplicado. Também, do azoto aplicado como fertilizante, a fracção que não é recuperada pelas plantas constitui uma

perda económica importante, uma vez que o azoto é de entre todos os macronutrientes o de preço mais elevado. Na saúde humana, as implicações da utilização de doses excessivas de azoto relacionam-se com a presença de nitratos em quantidades excessivas na água de consumo (devido às perdas por lixiviação) e em vegetais (devido à facilidade com que as plantas absorvem azoto para além das suas necessidades metabólicas imediatas e o acumulam nos seus tecidos na forma de nitratos), aos quais estão associados a doença infantil designada metamoglobinémia ou “doença azul”, que pode ser fatal nos primeiros meses de vida, e, de forma ainda controversa, o cancro gástrico. Na sanidade animal, elevados níveis de nitratos em forragens podem originar toxicidade, sobretudo em ruminantes. Outros compostos antinutritivos, como amidas e ácido oxálico, também se podem acumular em forragens, quando o azoto está disponível em quantidades excessivas. Dos principais inconvenientes para o meio ambiente referem-se: o contributo dos nitratos lixiviados na eutrofização de cursos de água e lagoas; a acção do óxido hiponitroso (N_2O) como gás de estufa (cada molécula de N_2O tem um efeito cem vezes superior ao do dióxido de carbono), resultante da desnitrificação dos nitratos; a implicação do N_2O na destruição da camada de ozono da estratosfera; e a acção do amoníaco volatilizado na química da troposfera e a sua implicação na formação de deposições atmosféricas ácidas. A utilização de doses excessivas de azoto pode obrigar a uma maior utilização de fitofármacos, uma vez que as plantas ficam mais susceptíveis à acção de pragas e doenças, sendo também, muitos deles, acusados de agredirem o meio ambiente.

Para se conseguirem produtividades elevadas e evitar impactes negativos no meio ambiente parece haver apenas uma única solução: promover a eficiência de utilização do azoto pelas plantas, diminuindo as perdas para o meio ambiente. É, pelo menos, dentro deste contexto, traduzido pelo binómio económico/ambiente, que se encontram grande parte dos trabalhos de investigação dos últimos anos relacionados com a fertilização azotada.

Estudos comparativos de diferentes culturas e cultivares e variadas intervenções fitotécnicas têm sido conduzidos com o objectivo de avaliar a eficiência de utilização do azoto pelas plantas e identificar os factores que mais a afectam em diversos condicionalismos edafoclimáticos. Como os resultados obtidos das diversas actuações fitotécnicas só são devidamente acautelados se suportados pelos conhecimentos científicos relacionados com a nutrição azotada das plantas e com a dinâmica do azoto nos solos, neste trabalho são incluídos dois capítulos introdutórios sobre estes assuntos e só no terceiro se tratam, de forma mais incisiva, os aspectos iminentemente relacionados com a eficiência de utilização do azoto pelas plantas e os factores que sobre ela maior influência exercem.

1 · O azoto como nutriente vegetal

1.1 · Absorção do azoto pelas plantas

As principais formas de azoto absorvidas pelas plantas são os iões amónio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-). O ião nitrito (NO_2^-) e certos compostos orgânicos simples (aminoácidos, ureia, ácido úrico, etc.) podem também ser absorvidos pelas raízes mas em quantidades reduzidas (Campbell, 1978).

As plantas parecem mostrar preferência por uma ou outra forma de azoto. De uma maneira geral, as plantas absorvem predominantemente a forma nítrica, uma vez que, em solos bem arejados e de pH próximo da neutralidade, esta forma de azoto ocorre em concentrações mais elevadas (Boswell *et al.*, 1985; Tisdale *et al.*, 1985). Também, a maior facilidade com que se movimenta no solo, inicialmente por fluxo de massa e posteriormente por difusão quando a sua concentração na rizosfera se reduz, facilita a sua absorção pelas raízes (Olson e Kurtz, 1982). No entanto, as espécies calcífugas (plantas adaptadas a solos ácidos) e espécies adaptadas a solos de baixo potencial redox (ex. arroz) parecem mostrar preferência pelo ião amónio (Olson e Kurtz, 1982). Pelo contrário, as espécies calcícolas (plantas adaptadas a solos de pH elevado) utilizam sobretudo o ião nitrato (Marschner, 1986). Para outras plantas, como o milho, a combinação de ambas as formas de azoto parece originar maiores taxas de crescimento e produção (Schrader, *et al.*, 1972). Contudo, parece não estar de todo esclarecido se as preferên-

cias por uma ou outra forma de azoto são efectivamente decorrentes de diferenças genéticas ou se as plantas absorvem predominantemente a forma de azoto disponível no meio em que melhor se desenvolvem.

Outros factores, como a idade da planta e a temperatura do solo, parecem condicionar a forma de azoto absorvida. Pelo geral, as plantas jovens absorvem melhor o NH_4^+ , enquanto nas fases finais do ciclo a preferência manifesta-se sobretudo pelo NO_3^- (Olson e Kurtz, 1982; Tisdale *et al.*, 1985). Para um grande número de espécies a utilização do NH_4^+ é maior que a utilização do NO_3^- a baixas temperaturas. Quando a temperatura do solo aumenta a forma preferencialmente absorvida passa a ser o NO_3^- (Clarkson e Warner, 1979; Barber, 1984). Como a grande maioria das plantas absorvem as duas formas de azoto, também aqui a preferência pode não ter a haver só com a planta em si mas também com a forma de azoto mais abundante no solo, uma vez que as baixas temperaturas diminuem as taxas de nitrificação e, nestas condições, a forma NH_4^+ pode aumentar no solo. Também no final do ciclo haverá tendência para predominar a forma NO_3^- , devido à nitrificação contínua das formas amoniacais e, nessa fase, ser essa a forma absorvida em maior proporção.

A forma em que o azoto é absorvido tem influência na rizosfera e no metabolismo da planta. A absorção das formas amoniacais conduz à acidificação do solo nas proximidades das raízes, em virtude da extensão de prótons que acompanham a absorção do ião amónio (Barber, 1984; Tisdale *et al.*, 1985; Santos, 1991). O ião NH_4^+ geralmente inibe a absorção de cátions podendo induzir deficiências de magnésio ou cálcio e parece estimular a absorção de fósforo (Olson e Kurtz, 1982; Marschner, 1986). A absorção de NO_3^- origina um aumento do pH da rizosfera em virtude da libertação de iões bicarbonato por troca com o excesso de aniões orgânicos formados na planta (Barber, 1984; Tisdale *et al.*, 1985; Santos, 1991).

Do ponto de vista energético, o ião amónio parece ser a fonte de azoto preferível pelas plantas. O ião nitrato tem de ser reduzido antes de ser incorporado em compostos orgânicos e o processo consome duas moléculas de NADH por cada ião NO_3^- reduzido (Tisdale *et al.*, 1985). No entanto, os limites de tolerância das plantas para o NH_4^+ são muito baixos. Com níveis elevados produzem-se reacções tóxicas que podem retardar o crescimento e restringir o fornecimento de potássio, produzindo sintomas de deficiência deste nutriente. Pelo contrário, as plantas toleram e acumulam elevados níveis de nitratos nos seus tecidos (Tisdale *et al.*, 1985).

As plantas podem absorver nutrientes através da superfície das folhas e outros órgãos aéreos. Vários produtos têm vindo a ser utilizados como adubos foliares, sobretudo para fornecer azoto e micronutrientes. Como adubo azotado, a ureia tem sido o produto mais utilizado em adubação foliar. Segundo Santos (1991), a ureia reúne um importante conjunto de características exigidas por esta técnica de aplicação, como a sua elevada solubilidade em água, a compatibilidade com grande parte dos fitofármacos, não ser corrosivo para os materiais de aplicação e aumentar a permeabilidade da epiderme das folhas.

Os estomas são locais de trocas gasosas com a atmosfera. Nutrientes na forma gasosa como o anidrido sulfuroso (SO_2), o amoníaco (NH_3) e óxidos de azoto (NO_x) podem entrar na folha através dos estomas, sendo incorporados e promovendo o crescimento das plantas. Tisdale *et al.* (1985) referem que as culturas em campo, em condições atmosféricas com concentrações em NH_3 normais, podem absorver 10 % das suas necessidades totais em azoto, directamente a partir do ar, na forma de NH_3 .

1.2 · Assimilação do azoto

Como já foi referido, os iões nitrato e amónio são as principais fontes de azoto absorvidas pelas raízes. O ião nitrato para ser incorporado em compostos orgânicos e desempenhar as suas funções de nutriente tem de ser reduzido a NH_4^+ . A redução é mediada pelas enzimas *nitrato redutase*, que reduz o ião nitrato a ião nitrito, e *nitrito redutase*, que reduz o ião nitrito a ião amónio. Na maioria das espécies, a redução dos nitratos pode ocorrer tanto na raiz como na parte aérea, uma vez que o ião nitrato é móvel no xilema e pode ser armazenado nos vacúolos das raízes, das folhas e órgãos de reserva. A sua localização na planta depende, entre outros factores, dos níveis de NO_3^- absorvidos. Quando a absorção de NO_3^- é baixa, uma percentagem elevada é reduzida na raiz. Quando aumenta a absorção de azoto, a capacidade das raízes para reduzir os nitratos é limitada e aumenta a proporção translocada para a parte aérea na forma nítrica. A redução nas raízes exige um elevado consumo de glúcidos, facto que, segundo Marschner (1986), é um dos factores que mais limita a capacidade das raízes para reduzir os nitratos.

A nitrato redutase é um complexo enzimático de elevado peso molecular que contém vários grupos prostéticos, incluindo o molibdénio, e se localiza no citoplasma. Requer NADH ou NADPH como dadores de electrões, sendo os electrões transferidos directamente do molibdénio para o nitrato (Mengel e Kirkby, 1987). A nitrito redutase é um complexo enzimático de menor peso molecular que, nas folhas, se localiza nos cloroplastos e, nas raízes, nos proplastídeos. Nas folhas, o dador de electrões é a ferredoxina, regenerada no fotossistema I. Nas raízes, o transportador de electrões entre o NADPH e a nitrito redutase não é ainda conhecido (Mengel e Kirkby, 1987). Embora os complexos enzimáticos se encontrem separados espacialmente, os nitratos raramente se acumulam em plantas intactas, o que se supõe ser devido ao facto da nitrito redutase ser muito mais abundante que a nitrato redutase. A redução do ião nitrato a ião amónio é, assim, condicionada pela actividade da nitrato redutase.

A actividade da nitrato redutase é elevada nas folhas em expansão e na zona apical das raízes, mas é, normalmente, muito baixa em folhas completamente expandidas e na zona basal das raízes. Como é imóvel no floema, altos níveis de nitratos em folhas completamente expandidas limitam a sua utilização no metabolismo da planta (Marschner, 1986). Além disso, como os nitratos são armazenados nos vacúolos, a sua libertação para o citoplasma pode dificultar a sua

redução e, conseqüentemente, a utilização do azoto armazenado nos processos de crescimento (Rufy *et al.*, 1982). Segundo Marschner (1986), estes resultados são importantes na determinação da época em que deverão ser fornecidos os fertilizantes azotados à planta.

Enquanto o NO_3^- pode ser acumulado nos vacúolos sem efeitos adversos à planta, o NH_4^+ e, em particular, o amoníaco em equilíbrio $[\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-]$ é tóxico mesmo em baixas concentrações. Assim, a maior parte do NH_4^+ absorvido tem de ser incorporado nas raízes. A formação de aminoácidos e amidas é a via principal de desintoxicação do amoníaco resultante do NH_4^+ absorvido e também da redução do NO_3^- . A assimilação do NH_3 nas raízes requiere um grande consumo de glúcidos para a formação dos esqueletos carbonados dos aminoácidos e amidas. O transporte posterior destes compostos para a parte aérea é feito, predominantemente ou exclusivamente, via xilema (Marschner, 1986).

1.3 · Efeito do azoto no crescimento e composição das plantas

O azoto é um constituinte importante das células vivas, sendo a sua concentração nas plantas da ordem de 1 a 5 %, quando referida à matéria seca (Santos, 1991). O azoto faz parte da clorofila, de todas as proteínas, incluindo os enzimas, dos ácidos nucleicos e de muitos outros componentes essenciais para os processos de crescimento. Está, assim, directamente envolvido na fotossíntese, na utilização dos glúcidos, na regulação hormonal e nos processos que controlam a hereditariedade.

As plantas respondem rapidamente ao azoto aplicado como fertilizante. Quando fornecido em quantidades adequadas, estimula o desenvolvimento vegetativo e a expansão do sistema radicular. Quando em deficiência, ocorre o amarelecimento das folhas, a começar pelas mais velhas, a que se segue a senescência precoce das mesmas acompanhada por redução ou paragem de crescimento. Quando em excesso, que pode acontecer quando se exageram as quantidades aplicadas, ocorrem desenvolvimentos vegetativos luxuriantes que se traduzem por desequilíbrios nutritivos, devido à facilidade com que as plantas absorvem azoto para além das suas necessidades metabólicas, com conseqüências negativas na produção final. A acama fisiológica, nomeadamente em cereais, uma maior susceptibilidade das culturas a pragas, doenças e condições ambientais desfavoráveis, atrasos na maturação e diminuição da qualidade dos produtos agrícolas são alguns dos efeitos negativos no desenvolvimento vegetativo atribuídos aos excessos de azoto.

O azoto assume marcada influência no desenvolvimento do sistema radicular. A expansão do sistema radicular é promovida quando quantidades adequadas do nutriente estão disponíveis e inibida quando está em excesso no início da estação de crescimento. Como a expansão do sistema radicular é importante na absorção de água e nutrientes em estados posteriores, o azoto controla, desta forma, a taxa de crescimento das plantas. Elevadas taxas de crescimento ocorrem apenas quando quantidades adequadas do nutriente estão disponíveis (Mengel e Kirkby, 1987).

As necessidades totais em azoto variam de planta para planta mas dependem, necessariamente, das condições ambientais. Assim, em condições que favoreçam a formação de fotoassimilados (alta intensidade luminosa, temperatura adequada e ausência de stress hídrico), a disponibilidade de azoto deve ser mais elevada e vice-versa (Mengel e Kirkby, 1987). As quantidades de azoto para um desenvolvimento vegetativo adequado devem, também, estar equilibradas com a presença de outros nutrientes. A síntese de compostos orgânicos depende, por exemplo, de iões inorgânicos como o magnésio para a formação da clorofila e de fósforo para a síntese de ácidos nucleicos (Mengel e Kirkby, 1987).

A produção de fotoassimilados, necessários para os processos de crescimento, dependem da dimensão do aparelho fotossintético, traduzida pelo índice de área foliar (*Leaf Area Index*, LAI), e da sua eficiência, traduzida pela taxa de assimilação líquida (*Net Assimilation Rate*, NAR). O azoto, embora possa afectar a eficiência fotossintética, exerce um efeito muito mais marcado na fotossíntese total, devido à sua grande influência na área foliar. O LAI óptimo, dependendo do tipo de plantas, varia geralmente entre 4 a 8 (Marschner, 1986). No entanto, o seu valor continua a crescer se o azoto exceder largamente o recomendado (Allen e Scott, 1980). Para valores de LAI muito elevados, o sombreamento mútuo das plantas passa a ser o principal factor limitante da produção, passando grande parte das folhas a fotossintetizar abaixo do ponto de compensação para a luz, diminuindo a fotossíntese aparente (Marschner, 1986). Desta forma, nada se ganha em aplicar quantidades excessivas de azoto. Embora se promova o aumento da área foliar não se consegue um aumento da fotossíntese líquida, uma vez que a eficiência fotossintética é reduzida. Quando o fornecimento de azoto é insuficiente, a reduzida expansão das células compromete a dimensão do aparelho fotossintético (LAI) e conseqüentemente a obtenção de taxas de crescimento elevadas.

O azoto altera a composição das plantas muito mais que qualquer outro nutriente. Quando os níveis de azoto são elevados, aumenta a proporção de protoplasma relativamente à parede celular. Como o protoplasma é muito hidratado origina folhas mais suculentas, com maior teor em água, ficando mais susceptíveis a condições ambientais desfavoráveis e à acção de pragas e doenças.

A variação na composição das plantas com os níveis de azoto reflete a competição pelos fotoassimilados entre as várias vias metabólicas. Quando o fornecimento de azoto é insuficiente, o NH_3 assimilado provoca um aumento no conteúdo protéico e no crescimento das folhas uma vez que a necessidade de esqueletos carbonados para a assimilação do NH_3 não origina depressões substanciais nas outras vias biossintéticas, relacionadas com os hidratos de carbono, armazenamento de lípidos, etc. Se as disponibilidades de azoto forem excessivas, uma quantidade elevada de NH_3 assimilado é sequestrado como reserva na forma de amidas. Nestas condições, o NH_3 assimilado em excesso apenas aumen-

ta o conteúdo em azoto e, como compete com as outras vias biossintéticas para os esqueletos carbonados, não ocorre a formação suplementar de outros constituintes importantes da planta (Marschner, 1986).

Os excessos de azoto também estão por vezes associados à diminuição da qualidade dos produtos agrícolas. Referem-se, como exemplo, a redução do teor em amido das batatas, do grau alcoólico dos vinhos, do teor em lisina (aminoácido essencial) dos cereais e a acumulação problemática dos teores de nitratos em diversos vegetais como os espinafres, alfaces, couves, rabanetes, entre outros, que, quando ingeridos, se podem converter em nitritos que são compostos antinutritivos responsáveis por uma doença infantil designada metamoglobinémia. Os nitritos podem também reagir com amidas formando-se nitrosamidas que são compostos carcinogéneos muito potentes (Martinoia *et al.*, 1981). A formação destes compostos parece estar associada ao cancro gástrico. Contudo, uma relação directa entre a formação de nitrosamidas e o cancro gástrico não está ainda devidamente comprovada.

2 · Dinâmica do azoto nos solos

As recomendações de fertilização são calculadas com base nas necessidades das plantas, para uma dada produção esperada, na disponibilidade natural do solo em fornecer nutrientes e na eficiência com que as plantas utilizam os nutrientes dos fertilizantes aplicados para suplementar as disponibilidades, normalmente limitadas, dos solos. Deste forma, para estabelecer correctamente as recomendações da fertilização azotada é necessário haver um conhecimento prévio das transformações do azoto que ocorrem no solo. A compreensão dos factores que afectam os ganhos e as perdas de azoto nos solos são também de extrema importância na implementação de práticas que aumentem a eficiência de utilização do nutriente.

Em condições naturais, os ganhos ocorrem por fixação biológica do azoto elementar e pelo retorno de amoníaco e nitratos na água das chuvas. As perdas devem-se às exportações pelas plantas, lixiviação e desnitrificação de nitratos e volatilização de amoníaco. No início de cada estação de crescimento, as quantidades de azoto postas à disposição das culturas resultam do somatório do azoto mineral presente no solo, das quantidades aplicadas como fertilizante e do azoto mineralizado a partir de formas orgânicas durante a estação de crescimento, menos o azoto que é perdido a partir do solo por lixiviação ou volatilizado em formas gasosas.

2.1 • Mineralização do azoto orgânico

Jansson e Persson (1982) definem mineralização do azoto orgânico como sendo a transformação de substratos orgânicos azotados em formas minerais. O processo deve-se à acção de microrganismos do solo que utilizam as formas orgânicas como fonte de energia.

No decurso do processo de mineralização, alguns autores (Tisdale et al., 1985; Mengel e Kirkby, 1987; Santos, 1991) distinguem três grupos de reacções principais: *aminização*, que consiste na decomposição de materiais orgânicos azotados complexos em materiais mais simples, como aminoácidos, aminas e açúcares aaminados; *amonificação*, que consiste na formação de compostos amoniacais a partir dos aminoácidos e aminas; e *nitrificação*, que consiste na oxidação biológica do NH_4^+ a NO_3^- . As duas primeiras envolvem microrganismos heterotróficos e a terceira envolve, sobretudo, bactérias autotróficas do solo, designadamente dos géneros *nitrosomonas* (responsáveis pela conversão do NH_4^+ a NO_2^-) e *nitrobacter* (que convertem o NO_2^- a NO_3^-). Em rigor, e segundo a definição de Jansson e Persson (1982), a nitrificação não deveria ser incluída no processo de mineralização, uma vez que envolve apenas a passagem entre formas minerais, e, até porque, o ião amónio pode já ser absorvido pela generalidade das plantas.

A disponibilidade de azoto mineral no solo para o crescimento das plantas depende consideravelmente da mineralização do azoto a partir da matéria orgânica. Barber (1984), baseado em trabalhos de diversos autores, refere que, na grande maioria dos solos agrícolas, as disponibilidades de azoto a partir da mineralização da matéria orgânica nos 20 cm superiores do solo serão da ordem dos 25 a 50 kg/ha/ano. Rodrigues (1995) estimou, para os 40 cm superiores de um solo de textura franca e com 2,3 % de matéria orgânica, uma quantidade de azoto proveniente da mineralização da matéria orgânica de 65 kg/ha, numa única estação de crescimento com a cultura da batata.

Tal como as estimativas da mineralização da matéria orgânica nativa dos solos é, também, de grande importância conhecer a mineralização que sofre a matéria orgânica fresca, quando adicionada, e o seu contributo para a nutrição azotada das plantas. Para além de factores ambientais como a temperatura e a humidade, que exercem marcada influência nas taxas de mineralização, a razão carbono/azoto (C/N) tem sido o parâmetro mais utilizado para prever a mineralização líquida do azoto. Especial relevo tem sido dado nos últimos anos ao próprio efeito da adição de matéria orgânica fresca na mineralização da matéria orgânica nativa do solo.

2.1.1 • Razão C/N dos materiais orgânicos adicionados

A percentagem de carbono relativamente à percentagem de azoto nos materiais orgânicos adicionados ao solo denomina-se razão carbono/azoto. Como já foi referido, a razão C/N dos materiais orgânicos é o parâmetro mais utilizado para prever a mineralização líquida do azoto, que resulta do balanço da mineralização e imobilização biológica

(por imobilização biológica entende-se a conversão das formas minerais NH_4^+ , NO_3^- , NH_3 e NO_2^- em tecido microbiano, a biomassa do solo).

A mineralização e imobilização podem ocorrer em simultâneo, mas de forma antagónica. A magnitude e direcção do processo global *mineralização-imobilização* determina a quantidade de azoto disponível para as plantas e susceptível de ser perdido por lixiviação ou em formas gasosas. Uma diminuição ao longo de tempo dos níveis de azoto mineral no solo indicam imobilização líquida, enquanto um aumento sugere mineralização líquida.

O azoto, juntamente com outros nutrientes, é necessário aos microrganismos que decompõem a matéria orgânica. Se os teores de azoto nos materiais a decompor são baixos relativamente ao carbono presente, os microrganismos utilizam azoto mineral do solo. Se o material adicionado contém muito azoto, relativamente ao carbono presente, os níveis de azoto mineral no solo não diminuem e rapidamente começa a aparecer azoto libertado a partir da mineralização do material orgânico.

A razão C/N dos materiais aplicados ao solo tem, assim, um pronunciado efeito na mineralização e imobilização do azoto. Citando estudos com resíduos de várias culturas Tisdale et al. (1985) indicam que, para valores de razão C/N entre 20:1 e 30:1, a mineralização e imobilização de azoto equilibram-se. Se a razão C/N é superior a 30:1, verifica-se imobilização do azoto mineral durante as fases iniciais do processo de decomposição. Se o material orgânico tem razão C/N inferior a 20:1, é de esperar libertação de azoto mineral logo nas primeiras fases do processo.

A imobilização biológica do azoto é importante quando são incorporados restos de culturas ou matéria orgânica fresca cuja razão C/N seja muito elevada. Nestas condições, os microrganismos dispendo de grandes quantidades de energia utilizam o azoto e outros elementos essenciais ao seu rápido crescimento, competindo com as plantas para o azoto mineral do solo. A aplicação de resíduos orgânicos com elevados valores de razão C/N devem ser acompanhados de um reforço da adubação azotada sempre que de seguida se pretenda instalar uma cultura. O processo de decomposição é rápido e os microrganismos são competidores mais eficientes que as plantas para o azoto disponível. Se a seguir à incorporação dos resíduos não for instalada nenhuma cultura, a imobilização biológica pode ser um bom meio de reter no solo azoto potencialmente lixiviável.

Também a concentração em azoto dos materiais orgânicos adicionados afecta *per si* a quantidade de azoto mineral libertado. Concentrações entre 1,5 e 1,7 % são, de uma maneira geral, suficientes para minimizar os efeitos de imobilização do azoto (Campbell, 1978; Smith e Peterson, 1982; Stevenson, 1986).

A adição de materiais orgânicos ao solo pode originar um incremento na matéria orgânica estável ou húmus do solo. O processo denomina-se humificação (Costa, 1973; Campbell, 1978; Stevenson, 1986) e a velocidade com que ocorre depende da quantidade de material

adicionado, do azoto disponível, da resistência do material, da temperatura, do teor de humidade e da actividade das numerosas populações de microrganismos existentes no solo (Campbell, 1978). É um processo conservador, em resultado do qual se originem complexos coloidais relativamente estáveis e resistentes à decomposição. As fases iniciais da alteração são comuns aos processos de mineralização e humificação (Costa, 1973).

Quando as condições ambientais e as práticas culturais permanecem mais ou menos constantes ao longo dos anos, a transformação dos resíduos das culturas deverá originar quantidades equivalentes de matéria orgânica e azoto orgânico às que são mineralizadas. Se as condições são alteradas, então o balanço é perturbado e as perdas podem exceder os ganhos e vice-versa (Campbell, 1978).

2.1.2 · Efeito da adição de materiais orgânicos na mineralização da matéria orgânica estável ou húmus do solo

A aplicação de materiais orgânicos ao solo pode estimular (efeito positivo) ou proteger (efeito negativo) a decomposição do húmus nativo do solo. Este fenómeno é designado de *priming effect* e tem sido estudado recorrendo à utilização de isótopos radioactivos.

Um dos primeiros investigadores a sugerir o *priming effect*, devido à aplicação de material orgânico ao solo, foi Löhnis (1926) baseado em resultados de siderações em estufas e condições de campo. Este autor sugeriu que a intensificação da actividade microbiana, que acompanhava a incorporação da sideração no solo, estimulava a mineralização do azoto do húmus nativo.

Diversos autores têm encontrado efeitos positivos, negativos e ambos os efeitos, trabalhando em condições variadas, o que tem feito com que os resultados sejam muito contestados e muitas dúvidas subsistam ainda sobre este assunto. No entanto, os efeitos encontrados são frequentemente positivos. Assumindo que o carbono extra que se perde é causado pelo *priming effect*, a explicação mais provável, segundo Stevenson (1986), baseia-se na formação de populações numerosas e vigorosas de microrganismos que, subsequentemente, produzem enzimas que atacam a matéria orgânica nativa do solo. Os resíduos mais facilmente decomponíveis podem ter, assim, um efeito particularmente acelerador nas perdas de carbono (Stevenson, 1986). De acordo com Campbell (1978), os resultados observados não têm sido, contudo, significativos, quando comparados com a quantidade de matéria orgânica do solo, e a sua importância prática parece ser mínima. As perdas anuais, devidas a este efeito, podem, segundo este autor, nem ser superiores às quantidades deixadas no solo pelos materiais orgânicos adicionados, após o processo de humificação.

2.2 · Retenção do ião amónio pelos minerais de argila

Certos minerais de argila expansíveis, designadamente vermiculites, ilites e, em menor extensão, montmorilonites, podem fixar

NH_4^+ entre as suas unidades estruturais. O mecanismo é análogo à fixação do potássio, uma vez que estes cátions têm dimensões muito idênticas na sua forma desidratada (Nommik e Vahtras, 1982; Barber, 1984; Boswell *et al.*, 1985; Tisdale *et al.*, 1985). O colapso da malha ocorre uma vez que a energia de hidratação do K^+ e NH_4^+ (e também do Rb^+ e Cs^+) é muito baixa, originando a desidratação interlamelar, com consequente aprisionamento destes cátions.

A capacidade de um solo para fixar NH_4^+ é muito variável e depende da presença dos minerais referidos, da concentração de NH_4^+ na solução do solo, da alternância nos processos de humedecimento/secagem e congelamento/descongelamento, da presença de outros cátions (particularmente do K^+), do pH e do teor de matéria orgânica (Nommik e Vahtras, 1982).

O azoto assim fixado está, de uma maneira geral, pouco disponível para as plantas e bactérias nitrificantes (Boswell *et al.* 1985). Allison *et al.* (1953), cit. por Legg e Meisinger (1982), mostraram que, do NH_4^+ fixado, apenas 7 % foi utilizado pelo sorgo. Valores muito diferentes são, contudo, apresentados por outros autores. Se bem que em ensaios em vasos, onde a densidade radical é mais elevada, Black e Waring (1972), cit. por Nommik e Vahtras (1982), referem recuperações pela cultura do trigo de 50 % do NH_4^+ recentemente fixado, durante apenas um ciclo vegetativo.

A quantidade de NH_4^+ fixado nos minerais de argila depende, entre outros factores, da quantidade de potássio aplicado e do cátion aplicado em primeiro lugar. Quando o potássio é aplicado em primeiro lugar, a quantidade de NH_4^+ fixado diminui e vice-versa. Quando os dois cátions são aplicados em simultâneo, o potássio parece ser fixado em maior extensão (Nommik e Vahtras, 1982). Assim, em solos com elevada capacidade de fixação, fertilizar prévia- e abundantemente com potássio pode ser uma forma de reduzir a fixação de NH_4^+ , tornando-o mais disponível para as plantas ao longo da estação de crescimento.

Segundo Nommik e Vahtras (1982), do ponto de vista agronómico, a reduzida disponibilidade do NH_4^+ pode não ser desfavorável. A fixação nos minerais de argila confere-lhe uma certa protecção contra a lixiviação e permite que, de forma gradual, vá sendo fornecido às plantas ao longo do ciclo vegetativo, à medida que for sendo substituído pelos cátions que expandem a malha, nomeadamente pelo Mg^{++} , Ca^{++} , Na^+ e H_3O^+ .

2.3 · Perdas de azoto a partir do sistema solo-planta

De entre todos os nutrientes necessários ao crescimento das plantas, o azoto é o mais móvel e, por isso, o mais sujeito a perdas a partir do sistema solo-planta. Mesmo em condições ideais, não mais de dois terços do azoto aplicado como fertilizante pode ser recuperado por uma cultura ou permanecer no solo durante a estação de crescimento. Segundo Stevenson (1986), os principais processos através dos quais podem ocorrer perdas de azoto para fora do sistema incluem fenómenos

de desnitrificação de nitratos, volatilização de amoníaco, reacções químicas não enzimáticas envolvendo nitritos, lixiviação e erosão.

As transformações que ocorrem envolvem factores biológicos, químicos e físicos, por vezes difíceis de descrever e controlar, nomeadamente em condições de campo. No entanto, diversos estudos em lisímetros e laboratoriais de balanços de azoto têm dado indicação da magnitude das perdas e das condições que as promovem (Boswell *et al.*, 1985).

2.3.1 · Desnitrificação

Desnitrificação é um processo redutivo pelo qual os nitratos, nitritos e óxido hiponitroso servem de aceitador de electrões a bactérias anaeróbias facultativas (Boswell *et al.*, 1985). Em condições aeróbicas, estas bactérias utilizam o oxigénio como aceitador terminal de electrões. Em condições de anoxia, usam os nitratos e nitritos donde resulta a formação de N_2 e/ou N_2O (Firestone, 1982; Stevenson, 1986; Leffelaar e Wessel, 1988).

Para que a desnitrificação ocorra, quatro factores devem estar presentes simultaneamente. São eles: (i) condições de anoxia; (ii) dadores de electrões (carbono orgânico, enxofre, hidrogénio); (iii) presença de microrganismos com capacidade de desnitrificação; e (iv) presença de NO_3^- , NO_2^- , NO ou N_2O como aceitadores terminais de electrões (Firestone, 1982).

Nos solos agrícolas ocorrem populações numerosas de microrganismos com capacidade de desnitrificação, nomeadamente na vizinhança das raízes, sendo o seu desenvolvimento suportado pelos exsudados radiculares, e o potencial para a desnitrificação é enorme. No entanto, a magnitude do processo é fortemente condicionada por vários factores ambientais, como o teor e tipo de matéria orgânica presente, humidade do solo, arejamento, reacção, temperatura e quantidade e forma de azoto mineral presente (Tisdale *et al.*, 1985).

O arejamento do solo é o factor que mais condiciona a desnitrificação. Baixos níveis de oxigénio no solo resultam no incremento da síntese e actividade de enzimas desnitrificantes e, por outro lado, restringem o fornecimento de NO_3^- , uma vez que limitam a nitrificação. A redução da pressão de oxigénio aumenta as perdas por desnitrificação. No entanto, as perdas não são apreciáveis enquanto o oxigénio não for drasticamente reduzido (Boswell *et al.*, 1985). Em solos encharcados, onde a difusão do oxigénio é muito limitada, é de esperar perdas importantes por este processo. Contudo, para teores de humidade abaixo de 80 % da capacidade de campo, as perdas são já negligíveis (Boswell *et al.*, 1985).

As perdas por desnitrificação, em condições de campo, podem atingir 70% do azoto aplicado como fertilizante. No entanto, em solos bem drenados e para fertilizações médias, os valores mais comuns situam-se entre 10 a 30 % (Legg e Meisinger, 1982). As estimativas, em condições de campo, são muito incertas, porque as quantidades de azoto aplicadas como fertilizante são muito reduzidas quando comparadas

com a quantidade total de azoto presente nos solos. Rolston e Broadbent (1977), cit. por Legg e Meisinger (1982), estimaram perdas durante uma estação de crescimento em regadio de 13 kg N/ha/ano, o que correspondeu a 9% do azoto aplicado como fertilizante. Hauck (1971), cit. por Boswell *et al.* (1985), refere valores ligeiramente superiores, 15% relativamente ao azoto aplicado.

2.3.2 · Volatilização de amoníaco

Azoto na forma de NH_3 pode ser perdido durante a estação de crescimento por volatilização, a partir do solo para a atmosfera (Nelson, 1982; Barber, 1984; Boswell *et al.*, 1985; Tisdale *et al.*, 1985; Stevenson, 1986). É um processo complexo que envolve reacções químicas e biológicas no solo e processos físicos de transporte para fora do solo (Boswell *et al.*, 1985).

Resultados obtidos em condições de campo indicam que as perdas por volatilização podem variar de 3 a mais de 50 % (Stevenson, 1986). Os factores que mais influenciam a extensão das perdas são a reacção do solo, os teores em carbonato de cálcio, a capacidade de troca catiónica, a textura, a temperatura, o teor de humidade, a quantidade e tipo de fertilizante aplicado e a profundidade de aplicação.

De uma maneira geral, as perdas são reduzidas quando: (i) os fertilizantes são bem incorporados no solo, especialmente se este é de reacção ácida a neutra (Nelson, 1982; Stevenson, 1986); (ii) os solos têm elevada capacidade de troca catiónica, devido ao facto de o NH_4^+ , resultante da protonização do NH_3 , poder ser adsorvido nos minerais de argila e colóides orgânicos (Nelson, 1982; Stevenson, 1986); e (iii) se uma cultura está instalada, não apenas devido à absorção radicular, mas também porque o NH_3 libertado pode ser reabsorvido pela canópia (Denmead *et al.*, 1976, cit. por Legg e Meisinger, 1982).

De acordo com Nelson (1982) e Stevenson (1986) perdas consideráveis são de reear se: (i) os fertilizantes, nomeadamente ureia e formas amoniacais, são aplicados à superfície, especialmente em solos alcalinos; (ii) quando resíduos orgânicos são decompostos à superfície; (iii) em solos demasiado secos ou excessivamente húmidos, sobretudo, no segundo caso, se a temperatura é elevada, uma vez que a taxa de difusão aumenta; e (iv) em solos de capacidade de troca catiónica demasiado baixa.

2.3.3 · Quimiodesnitrificação

Parece haver evidências que o azoto também pode ser perdido para a atmosfera por processos químicos não enzimáticos (Nelson, 1982; Tisdale *et al.* 1985; Boswell *et al.* 1985). As perdas parecem estar associadas com a acumulação de NO_2^- , formado durante a nitrificação do NH_4^+ e durante a desnitrificação biológica do NO_3^- . Para definir este conceito, Clark (1962), cit. por Nelson (1982), usou o termo quimiodesnitrificação, que tem ganho considerável aceitação. A presença de NO_2^- providencia mecanismos para poderem ocorrer perdas

gasosas devido à sua tendência em reagir com os componentes do solo com formação de gases azotados (N_2 , N_2O , NO , NO_2) (Nelson, 1982).

Na maioria dos solos, a oxidação do NO_2^- a NO_3^- pelas *Nitrobacter* processa-se a maior ritmo que a conversão do NH_4^+ a NO_3^- pelas *Nitrosomonas*. Consequentemente, o NO_2^- aparece nos solos em quantidades muito restritas (Tisdale *et al.*, 1985; Stevenson, 1986; Santos, 1991). Assim, os nitritos não têm tendência a acumular-se no solo, mas quando ocorrem em quantidades apreciáveis podem ter efeitos nefastos nas plantas e microrganismos (Tisdale *et al.*, 1985). A acumulação de nitritos a níveis tóxicos é de recear em solos de reacção alcalina, quando quantidades elevadas de azoto amoniacal são aplicadas (Tisdale *et al.*, 1985). A acumulação de nitritos é atribuída ao efeito depressivo dos sais amoniacais na *Nitrobacter*, em solos alcalinos. A valores de pH de 7,5 a 8, a taxa de produção de nitritos excede a taxa de conversão de nitritos a nitratos, enquanto a pH próximo da neutralidade o potencial de conversão de nitritos a nitratos é superior à conversão de amoníaco a nitritos (Tisdale *et al.*, 1985).

Apesar da acumulação de NO_2^- ser favorecida por valores de pH elevados, a transformação do NO_2^- em formas gasosas diminui com o aumento do pH (Nelson, 1982; Tisdale *et al.*, 1985). Em solos alcalinos, o NO_2^- não se decompõe ou fá-lo muito lentamente (Nelson, 1982). A sua decomposição também diminui quando é adicionado carbonato de cálcio mas, por outro lado, aumenta com os níveis de matéria orgânica (Nelson, 1982).

Para além de possíveis efeitos fitotóxicos resultantes da acumulação de NO_2^- , a sua relativa instabilidade pode dar origem a uma série de reacções com a formação de gases azotados. Segundo Nelson (1982), os principais mecanismos envolvidos são: (i) a auto-decomposição do ácido nítrico (HNO_2); (ii) a reacção do HNO_2 com vários constituintes do solo, sobretudo com a matéria orgânica; e (iii) a evolução do óxido hiponitroso durante a nitrificação.

Segundo Tisdale *et al.* (1985) há, do ponto de vista prático, ainda muitas dúvidas quanto à importância das perdas de NO_2^- em condições de campo. Se são de facto significativas, é possível que haja conveniência em rever os esquemas de fertilização de forma a que elevados teores de NH_4^+ não persistam, em solos alcalinos, por períodos de tempo demasiado longos. Boswell *et al.* (1985) referem que os principais problemas podem surgir com a acumulação de NO_2^- junto a grânulos de ureia e próximo dos canais de injeção de amoníaco anidro. Este NO_2^- , ao afastar-se dos locais onde se forma, encontra solo bastante mais ácido, devido à nitrificação, podendo originar-se perdas de azoto. No entanto, segundo o mesmo autor, são necessários muito mais estudos para compreender a magnitude destas perdas em condições de campo.

2.3.4 · Lixiviação

Todos os fertilizantes azotados são convertíveis em nitratos e estes, sendo muito solúveis e não possuindo qualquer mecanismo químico relevante que os retenha no solo (Coutinho-Mendes, 1989),

podem ser arrastados pelas águas de escoamento superficial e percolação, em condições de excessiva precipitação ou regas abundantes.

Segundo Legg e Meisinger (1982), as perdas por escoamento são reduzidas, a menos que se tenham aplicado superficialmente grandes quantidades de fertilizantes imediatamente antes da ocorrência de precipitações elevadas. A incorporação dos fertilizantes minimiza a importância das perdas por este processo. Na maioria dos casos, as quantidades de azoto introduzidas pela água da chuva são superiores às perdas de azoto nas águas de escoamento.

Azoto na forma amoniacal pode também ser perdido por lixiviação, de forma proporcional ao ião NH_4^+ em solução. As perdas de azoto nesta forma são, sobretudo, de reear em solos arenosos, com baixa capacidade de troca catiónica (Barber, 1984; Tisdale *et al.*, 1985; Stevenson, 1986).

Particularmente, quando se aplica ureia como fonte de azoto existe a possibilidade de ocorrerem perdas importantes deste composto por lixiviação antes da amonificação (conversão da ureia em $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$) ocorrer. A molécula de ureia é muito solúvel em água e demora 3 a 4 dias para que ocorra amonificação em extensão apreciável. Se ocorrerem precipitações elevadas neste curto espaço de tempo, a ureia ficará muito sujeita ao arrastamento.

Segundo Legg e Meisinger (1982), para que ocorram perdas substanciais de azoto por lixiviação, dois requisitos fundamentais são necessários: (1) os níveis de NO_3^- no solo serem elevados; e (2) a água que entra no solo ser em quantidades suficientes para arrastar o NO_3^- para fora do alcance das raízes. Um número considerável de factores influencia estes dois pré-requisitos, tais como: (i) quantidade, tipo e época de aplicação dos fertilizantes azotados; (ii) características do solo que afectam a quantidade e tipo de percolação; (iii) desenvolvimento de plantas e absorção de azoto; e (iv) entrada de água, sobretudo a quantidade e o período em que ocorre.

Durante a estação de crescimento, as perdas são de reear se a água que entra excede a evapotranspiração. Se a evapotranspiração excede a água que entra, as perdas por lixiviação são negligíveis (Cooke, 1982).

A lixiviação é um fenómeno sazonal. Os riscos são elevados quando a precipitação é elevada e a evaporação e a absorção radicular são baixas. Em regiões temperadas, a taxa de mineralização no Inverno é baixa, mas a lixiviação do azoto residual da cultura antecedente pode ocorrer. Na Primavera, o NO_3^- tende a acumular-se devido ao aumento das taxas nitrificação e à aplicação de fertilizantes. Se ocorrem precipitações elevadas antes das plantas atingirem um desenvolvimento suficiente que lhe permita absorver grande parte dos nitratos, quantidades significativas podem sair para fora do alcance das raízes. A lixiviação é reduzida durante o Verão quando a evapotranspiração excede a precipitação e as taxas de absorção da cultura são elevadas. No entanto, em regadio grandes quantidades de azoto podem ser perdidas por

lixiviação, bastando para isso que a rega seja mal conduzida e se excedam as dotações de água adequadas a cada situação.

A lixiviação é um fenómeno que tem recebido grande atenção nos últimos anos em sistemas de agricultura intensiva, devido à poluição de cursos de água e racionalização da energia. McNeal e Pratt (1978), cit. por Legg e Meisinger (1982), referem perdas desde 13 a 102 % do azoto aplicado como fertilizante nos regadios da Califórnia e valores entre 25 a 50 % como muito comuns, nas mais variadas situações de cultura.

A quantidade de azoto aplicado é, juntamente com a época de aplicação, um dos principais factores mais intimamente relacionada com a extensão das perdas que podem ocorrer por lixiviação (Boswell *et al.*, 1985). Estudos em lisímetros, aplicando 90 e 180 kg N/ha/ano, durante três anos na cultura do milho, Walters e Malzer (1990b) concluíram que, aplicando o dobro de fertilizante (ureia), as perdas de azoto por lixiviação durante o ensaio foram 3 a 4 vezes superiores, perdendo-se 18 e 30 % do azoto aplicado nas doses 90 e 180 kg N/ha/ano, respectivamente.

2.3.5 · Erosão

Dependendo de factores como a topografia, práticas culturais, taxas de infiltração, etc., quantidades apreciáveis de azoto podem ser perdidas a partir do solo por erosão (Legg e Meisinger, 1982). São perdas que ocorrem sobretudo na forma de azoto orgânico, uma vez que correspondem a perdas das camadas superficiais do solo e nestas dominam as formas orgânicas. Não representam formas de azoto imediatamente absorvíveis, mas sim azoto potencialmente disponível a prazo, após mineralização.

O solo é perdido sobretudo devido à acção do vento (erosão eólica) e da chuva (erosão hídrica). Quer a erosão eólica, quer a erosão hídrica, arrastam material mais fino e mais rico em nutrientes que o material que fica. As perdas por erosão hídrica originam depósitos do material erosionado em cursos de água, lagoas e oceanos com reduzida possibilidade de serem de novo reciclados para os sistemas agrícolas (Legg e Meisinger, 1982).

3 · Eficiência de utilização do azoto

Do azoto aplicado como fertilizante nem todo é recuperado pelas culturas. A percentagem de azoto do fertilizante recuperado por uma dada cultura é definida como eficiência de utilização do azoto (EUN). Contudo, a eficiência com que as plantas utilizam o azoto do fertilizante pode ser apresentada de diversas outras formas, incluindo aspectos do metabolismo das plantas, da qualidade dos produtos agrícolas e do retorno económico do investimento em fertilizantes.

A eficiência com que as plantas utilizam o azoto aplicado como fertilizante é normalmente baixa devido à elevada mobilidade natural do nutriente no sistema solo-planta-atmosfera, tendo implicações importantes do ponto de vista económico, na conservação da energia e na qualidade do meio ambiente. Os processos de aumentar a EUN consistem em minimizar as perdas a partir do sistema solo-planta e promover a oportunidade de absorção radicular. A espécie cultivada, a fonte de azoto, as quantidades aplicadas, as épocas e técnicas de aplicação são alguns dos factores de marcada influência na EUN.

3.1 · Métodos utilizados na determinação da EUN

Basicamente, a EUN tem sido determinada por dois métodos diferentes. Um dos métodos utiliza o isótopo ^{15}N nos fertilizantes aplicados e o outro, o método convencional ou das diferenças, baseia-se na diferença entre o azoto absorvido pelas plantas fertilizadas e não

fertilizadas com azoto (Tyler *et al.*, 1983; Boswell *et al.*, 1985; Stevenson, 1986; Westermann *et al.*, 1988; Wild, 1988; Walters e Malzer, 1990a; Rao *et al.*, 1991; Schnier, 1994).

O método do isótopo baseia-se no uso de fertilizantes previamente enriquecidos e, menos vezes, empobrecidos em ^{15}N . A percentagem de azoto recuperado, nos tratamentos com fertilizantes enriquecidos, é dada da seguinte forma (Wild, 1988):

$$\frac{(\text{At.}\% \text{ } ^{15}\text{N}_1 - \text{At.}\% \text{ } ^{15}\text{N}_0) \cdot N_t}{(\text{At.}\% \text{ } ^{15}\text{N}_f - \text{At.}\% \text{ } ^{15}\text{N}_0) \cdot F} \times 100$$

as determinações requeridas são a percentagem de átomos ^{15}N nas plantas fertilizadas (At.% $^{15}\text{N}_1$) e não fertilizadas (At.% $^{15}\text{N}_0$), o azoto total nas plantas (N_t) que receberam uma quantidade F de fertilizante e a percentagem de átomos ^{15}N no fertilizante (At.% $^{15}\text{N}_f$). Quando se trata de fertilizantes empobrecidos em ^{15}N , a percentagem de azoto recuperado pode ser calculado pela equação (Westermann *et al.*, 1988):

$$\frac{N_t (a-b)}{N_f (a-c)} \times 100$$

onde N_t representa o azoto total das plantas fertilizadas, N_f a quantidade aplicada de fertilizante empobrecido em ^{15}N , a e b são a percentagem de átomos ^{15}N nas plantas não fertilizadas e fertilizadas e c é a percentagem de átomos ^{15}N no fertilizante aplicado.

Pelo método convencional ou das diferenças determina-se, segundo Wild (1988), a fracção de azoto *aparentemente recuperado* da seguinte forma:

$$\frac{N_x - N_0}{F_x} \times 100$$

em que, N_x e N_0 representam o azoto total nas plantas que, respectivamente, receberam e não receberam fertilizante, e F_x a quantidade de fertilizante aplicado. O conceito *aparentemente recuperado* é utilizado uma vez que, nos cálculos, se assume que as transformações do azoto que ocorrem no solo durante os ensaios são as mesmas nas modalidades fertilizadas e não fertilizadas, sendo idêntica a contribuição do azoto do solo para o crescimento da cultura (Wild, 1988). Embora por este método não fique esclarecido o contributo do solo na disponibilidade de

azoto para as plantas, Jansson e Persson (1982) consideram-no mais interessante que o método do isótopo, uma vez que, do ponto de vista do agricultor, o que interessa é o azoto disponibilizado pela aplicação do fertilizante e o seu efeito na produtividade das culturas e não tanto a origem do nutriente.

Recentemente, têm sido determinados como índices de eficiência em diversas culturas outros parâmetros relacionados de uma forma mais ou menos directa com o metabolismo das plantas. Cassman *et al.* (1993), Dalla Costa e Giovanardi (1994) e Mambelli e Grandi (1994) designaram por *eficiência agronómica* a acumulação de matéria seca na fracção economicamente útil por unidade de nutriente aplicado como fertilizante e por *eficiência fisiológica* a matéria seca produzida por unidade de nutriente absorvido pela planta. Fotyma *et al.* (1994) e Rodrigues (1995) determinaram os mesmos índices, mas designaram-nos de eficiência externa e interna, respectivamente. Aufhammer e Ehmele (1994), em cereais de inverno, e Rodrigues (1995), na cultura da batata, calcularam como índice de eficiência a fracção de azoto absorvido pelas plantas que migrou para o grão e tubérculos, respectivamente. Rodrigues (1995) apresenta outro índice de eficiência que designa de retorno económico do investimento em fertilizante, calculado com base no acréscimo do valor da produção acima da testemunha (modalidade não fertilizada com azoto) por unidade monetária investida em fertilizante azotado.

3.2 · Interação do azoto adicionado como fertilizante nas estimativas da EUN

À medida que se aumenta a aplicação de azoto como fertilizante, parece aumentar, também, o contributo do solo para a nutrição azotada da planta. A descoberta deste fenómeno só foi possível pela introdução do isótopo ^{15}N em estudos de mineralização e de eficiência de utilização de azoto e tem vindo a ser designado de *Interação do N adicionado* (INA) (Jenkinson *et al.*, 1985; Rao *et al.*, 1991). Jenkinson *et al.* (1985) definem o efeito INA como sendo as interações que ocorrem quando são adicionados fertilizantes azotados ao solo e as modificações no conteúdo das diferentes formas de azoto do solo.

O aumento da absorção de azoto que, normalmente, se verifica nas modalidades fertilizadas deve-se, sobretudo: (i) ao estímulo da actividade microbiana com aumento da mineralização do azoto do solo e utilização pelas plantas (Westerman e Kurtz, 1973; Jenkinson *et al.*, 1985; Wild, 1988; Rao *et al.*, 1991; Schnier, 1994); (ii) à nitrificação do NH_4^+ e fertilizantes amídicos, que origina hidrólises ácidas das substâncias húmicas (Rao *et al.*, 1991); e (iii) ao incremento do crescimento das raízes nas modalidades fertilizadas (Olson e Swallow, 1984; Jenkinson *et al.*, 1985; Wild, 1988; Rao *et al.*, 1991; Schnier, 1994).

O valor de INA calcula-se subtraindo ao azoto proveniente do solo, nas modalidades fertilizadas, o azoto com a mesma origem, nas modalidades testemunha, que é recuperado pela cultura (Rao *et al.*,

1991). Embora pouco frequente, o valor de INA pode ser negativo se as modalidades fertilizadas absorvem menos azoto nativo do solo que a testemunha (Westerman e Kurtz, 1973; Jenkinson *et al.*, 1985; Rao *et al.*, 1991; Schnier, 1994).

O efeito INA é considerado aparente quando se verifica apenas troca de azoto entre as suas diversas formas no solo. Considera-se real se, por exemplo, a disponibilidade de azoto para a planta aumenta devido ao aumento do sistema radicular ou da mineralização líquida (Jenkinson *et al.*, 1985; Schnier, 1994).

Segundo diversos autores (Jansson e Persson, 1982; Jenkinson *et al.*, 1985; Stevenson, 1986; Wild, 1988; Rao *et al.*, 1991; Schnier, 1994), o método das diferenças sobrestima o valor de EUN, uma vez que o efeito INA pode originar um incremento na disponibilidade de azoto a partir da matéria orgânica do solo nas modalidades fertilizadas. Pelo método do isótopo, a interpretação dos resultados obtidos torna-se mais ambígua, uma vez que o azoto pode seguir várias vias no solo como a nitrificação, imobilização biológica, fixação pelos minerais de argila, volatilização, desnitrificação e lixiviação (Trehan e Wild, 1993). A substituição do ^{15}N pelo ^{14}N que pode ocorrer nos solos deixa menos ^{15}N disponível para as plantas e, assim, as determinações por este método podem subestimar o valor de EUN, sendo a principal limitação do método dar estimativas baixas do contributo do azoto para a poluição do meio ambiente, quando utilizado em estudos de lixiviação e desnitrificação (Stevenson, 1986).

O efeito INA é responsável pelas discrepâncias nos resultados da EUN estimados pelos dois métodos referidos. Dos factores que contribuem para o efeito INA, os mais importantes, segundo Rao *et al.* (1991), são, provavelmente, o carbono orgânico, a razão C/N e a biomassa microbiana. Estudos conduzidos por Rao *et al.* (1991), na cultura do trigo em solos com diferentes teores de carbono orgânico e aplicações de azoto, originaram estimativas de EUN pelo método do isótopo, em média, 20% mais baixas que pelo método convencional. O efeito INA não se mostrou correlacionado, isoladamente, com os níveis de carbono orgânico, mas sim com os níveis de azoto, carbono orgânico, razão C/N do solo e azoto perdido que, em conjunto, explicaram 73 % da variação encontrada. Os autores referem, apesar das diferenças, a existência de fortes correlações entre os valores obtidos pelos dois métodos. Schnier (1994), ao comparar diferentes tipos de sementeira e técnicas de aplicação de fertilizantes na cultura do arroz, obteve, igualmente, EUN superiores quando determinadas pelo método das diferenças relativamente ao método do isótopo, mas os valores obtidos pelos dois métodos estavam, também, fortemente correlacionados ($r^2 = 0,93$). Estudos de lixiviação em lisímetros, com a cultura do milho, conduzidos por Walters e Malzer (1990b), utilizando inibidores da nitrificação, originaram perdas três vezes superiores quando determinadas pelo método das diferenças relativamente ao método do isótopo. Estes resultados foram atribuídos à diluição do isótopo com o azoto nativo do solo, devido à actividade microbiana, via mineralização/imobilização.

3.3 • Influência da espécie cultivada na EUN

Culturas diferentes respondem de forma diferente à fertilização azotada. Certas culturas, como as gramíneas forrageiras, são referidas como tendo eficiências de utilização elevadas, enquanto outras, como a batateira e a beterraba sacarina, têm, normalmente, baixas eficiências de utilização do azoto (Boswell *et al.*, 1985).

De acordo com Boswell *et al.* (1985), as maiores dificuldades em comparar EUN entre espécies reside na fracção da biomassa que constitui a parte economicamente útil, o que define o índice de colheita, e no azoto do sistema radicular que, por dificuldades práticas, raramente é quantificado. Em plantas com índice de colheita mais elevado é de esperar maiores valores de EUN, e o contributo do sistema radicular na EUN é tanto mais importante quanto mais azoto seja necessário para obter a produção desejada.

Grignani e Acutis (1994), em ensaios conduzidos em Itália no Vale do Pó, com várias doses de fertilizantes orgânicos (chorume e estrume), verificaram que os valores de EUN aumentaram pela seguinte ordem: milho silagem < milho grão < panasco < azevém italiano X milho, mas os valores máximos obtidos foram muito modestos, nunca ultrapassando os 40%. No Sul da Alemanha, Aufhammer e Ehmele (1994), trabalhando com cereais de inverno (trigo, centeio e triticale) e diferentes cultivares, concluíram que as variedades mais produtivas tiveram EUN superiores e verificaram haver interação entre o ano de ensaio, localidade e variedades ensaiadas. Em ensaios conduzidos na Polónia, em cereais de inverno e primavera, Fotyma *et al.* (1994) encontraram valores de EUN de 66% com a dose técnica óptima, para ambos os cereais. Verificaram, também, que o factor mais estável, em todas as modalidades ensaiadas, foi a eficiência interna, e que os cereais de inverno utilizaram de forma mais eficiente as doses elevadas de azoto, quando comparados com os de primavera.

Quando se trata de culturas em solos alagados (ex. arroz), a percentagem de perdas tende a ser maior (Hauck, 1985). Cassman *et al.* (1993), referem que, em ensaios de campo, as culturas normalmente recuperam 40 a 60 % do azoto aplicado, enquanto o arroz não recupera mais de 20 a 40 %, sendo este um dos principais obstáculos a que se obtenham boas produções.

3.4 • Influência da quantidade de azoto aplicado na EUN

A eficiência com que as plantas utilizam os nutrientes dos fertilizantes diminui, geralmente, à medida que as quantidades utilizadas aumentam. Boswell *et al.* (1985) referem que, quando se aplicam quantidades excessivas de azoto, é originado um impacte ambiental negativo resultante de uma ineficiente utilização do azoto.

Tyler *et al.* (1983) verificaram que aplicações azotadas de 67, 134, 202 e 270 kg N/ha na cultura da batata (cv. White Rose) aumentaram a produção relativamente à testemunha, embora as três modalida-

des de maiores aplicações azotadas não originassem resultados estatisticamente diferentes. A EUN determinada pelos métodos do isótopo ^{15}N e das diferenças originou resultados similares na maioria das épocas de amostragem. Para aplicações superiores à dose técnica óptima (134 kg N/ha), a EUN foi de 57% e 39% para aplicações de 202 e 270 kg/ha, respectivamente. Quando a EUN foi determinada a partir da matéria seca produzida em relação à quantidade de azoto aplicado, a modalidade 67 kg/ha teve a eficiência mais elevada.

Rodrigues (1995), trabalhando pelo método das diferenças com a mesma cultura (cv. Stemster), registou percentagens de azoto aparentemente recuperado de 75, 63, 38, 29 e 36 %, para as modalidades de fertilização de 50, 100, 150, 200 e 250 kg/ha de azoto na forma de ureia, respectivamente. O óptimo económico foi encontrado para 100 kg N/ha, tendo a EUN decrescido bruscamente nas modalidades fertilizadas com doses excessivas de azoto. Vários outros índices de eficiência interna e externa determinados por Rodrigues (1995), incluindo o retorno económico do investimento em fertilizante, decresceram quando as doses aplicadas excederam os 100 kg N/ha.

Em estudos durante três anos na cultura do milho, Walters e Malzer (1990a) registaram EUN significativamente diferentes nos dois primeiros anos de ensaio quando aplicaram 90 e 180 kg N/ha na forma de ureia. A EUN foi de 90 e 55 % no primeiro ano e 67 e 48 % no segundo, respectivamente. No mesmo estudo, verificaram que doses duplas de fertilizante azotado resultaram em perdas de azoto, por lixiviação, cerca de 3,4 vezes mais elevadas. O total das perdas durante os três anos representou 18 e 30 % do azoto aplicado como fertilizante para 90 e 180 kg N/ha/ano, respectivamente. Em ensaios de fertilização azotada com a mesma cultura, Reddy e Reddy (1993) obtiveram EUN de 43 e 57 % para 200 e 100 kg N/ha, respectivamente.

Reluy *et al* (1994), em ensaios de campo com cevada no Norte de Espanha, encontraram as eficiências mais elevadas para valores inferiores a 60 kg N/ha e concluíram que, nas condições locais, a cultura nada beneficiou com doses superiores a 50 a 60 kg/ha.

Dalla Costa e Giovanardi (1994), comparando a EUN pelo milho e girassol concluem que: (i) o milho recupera mais azoto que o girassol; (ii) a recuperação aparente feita pelo milho não decresce tão bruscamente como a recuperação feita pelo girassol à medida que as doses de aplicação aumentam; (iii) o girassol tem EUN razoáveis até aplicações de 120 kg N/ha, em condições de boa irrigação, mas os seus valores diminuem bruscamente se ocorre stress hídrico, sobretudo nas partes finais do ciclo.

Mambelli e Grandi (1994) concluíram, após estudos em beterraba sacarina, que disponibilidades limitadas de azoto resultam em altas eficiências de utilização.

3.5 • Eficiência de utilização do azoto dos fertilizantes orgânicos

A principal dificuldade em estimar as quantidades de azoto a aplicar a uma cultura é a determinação do azoto mineral fornecido a

partir da matéria orgânica do solo (MacKerron *et al.*, 1993). Segundo McTaggart e Smith (1993) e Smith e Li (1993), a previsão do azoto mineral posto à disposição das plantas a partir da mineralização da matéria orgânica revela-se de grande importância em agricultura, podendo daí resultar benefícios em termos económicos, ambientais e na qualidade dos produtos agrícolas.

Embora quantidades excessivas de azoto disponível possam, *per si*, originar toxicidade nas plantas e a produtividade das culturas ser também negativamente afectada de forma indirecta pelas interacções do azoto com outros nutrientes, água e restantes factores de crescimento (Marschner, 1986), a produção comerciável tende a manter-se mais ou menos constante com aplicações de fertilizante acima do nível óptimo, desde que não se exagerem em demasia as quantidades aplicadas. Por outro lado, como os fertilizantes azotados induzem uma resposta espectacular no desenvolvimento vegetativo, os agricultores têm tendência a exagerar as quantidades aplicadas e a ignorar o contributo dos estrumes, quando usados, na nutrição azotada da planta.

A utilização de fertilizantes orgânicos levanta outro problema relacionado com o facto dos nutrientes neles contidos não serem libertados de forma controlada pelo homem, devido ao processo de mineralização/imobilização. O resultado pode ser uma ineficiente utilização pelas plantas em crescimento e poderem ocorrer, potencialmente, perdas para o meio ambiente, especialmente na forma de nitratos para os cursos de água por lixiviação. Estudos de longa duração na estação experimental de *Rothamsted*, em Inglaterra, citados pela International Fertilizer Industry Association (1992a), mostraram que a fonte da maior parte do azoto lixiviado provinha da matéria orgânica do solo e dos resíduos das culturas e não tanto dos fertilizantes minerais, como é comum admitir.

De uma maneira geral, a aplicação de adubos minerais origina eficiências de utilização de azoto superiores aos fertilizantes orgânicos (International Fertilizer Industry Association, 1992a). Finck (1982) refere eficiências de utilização para estrumes de curral, no ano de aplicação, da ordem dos 20 a 30%. Grignani e Acutis (1994), em ensaios de campo com várias culturas conduzidos em Itália no Vale do Pó, com aplicações orgânicas (chorume e estrume) escalonadas até 366 kg N/ha, encontraram eficiências muito baixas, variando entre 6 e 40%. Borin e Magrini (1989), trabalhando com batata de indústria, obtiveram a máxima expressão produtiva com 202 kg N/ha, provenientes de uma fertilização mista (mineral e orgânica). As fertilizações mistas, para as mesmas doses de azoto, originaram, igualmente, maior EUN. Rodrigues (1995) encontrou eficiências de utilização de azoto pela cultura da batata bastante baixas, variando entre 9 e 48%, para vários fertilizantes orgânicos ensaiados, apesar de ser comum admitir-se (Cooke, 1982; Finck, 1982; Santos, 1991; Harris, 1992) que a cultura da batata é das que melhor responde à aplicação de fertilizantes orgânicos.

Os resíduos da cultura anterior são cada vez mais encarados e geridos como fertilizante. Larson *et al.* (1972) referem que o azoto

contido nos resíduos das culturas nos Estados Unidos é equivalente a 40 % do azoto aplicado como fertilizante. Estes resíduos ficam geralmente bem distribuídos e constituem uma fonte de azoto que se torna gradualmente disponível ao longo do ciclo das culturas seguintes. Ladd *et al.* (1981, 1983 e 1985), cit. por Vigil *et al.* (1991), em estudos com *Medicago littoralis*, referem que 17 % do azoto contido no resíduo incorporado no solo foi recuperado pelo trigo cultivado subsequentemente. Norman *et al.* (1990), trabalhando com a cultura do arroz, referem que, quando foram incorporados resíduos de arroz, soja e trigo, a mineralização dos resíduos, até à colheita, foi de 9, 52 e 38 %, e o azoto recuperado pela cultura de 3, 11 e 37 %, respectivamente. Vigil *et al.* (1991), em estudos com resíduos de sorgo, concluem que a percentagem de azoto mineralizado que é recuperado pela cultura subsequentemente diminui à medida que a razão C/N dos resíduos aumenta.

As baixas eficiências de utilização do azoto dos fertilizantes orgânicos podem não constituir, contudo, perdas para fora do sistema solo-planta mas, devem-se ao facto de apenas uma parte do azoto se mineralizar durante a estação de crescimento, permanecendo o restante na fracção orgânica. O problema da utilização de fertilizantes orgânicos coloca-se pelo facto da mineralização ser um processo contínuo, ocorrendo na presença ou na ausência de plantas. Em sistemas de agricultura onde durante longos períodos do ano os solos permaneçam sem culturas, pode acumular-se azoto mineral que potencialmente pode ser perdido. Também, quando se sobrestimam as quantidades aplicadas de fertilizantes azotados (muito frequente em sistemas milho-azevém, por serem culturas que respondem positivamente a doses muito elevadas de azoto) se pode acumular azoto residual no fim do ciclo que pode ser perdido durante o Inverno, na forma de nitratos, por lixiviação. Nestas situações, a introdução de culturas intercalares que absorvam o azoto residual e aquele que gradualmente vai sendo mineralizado, poderá contribuir para a redução dos riscos de contaminação ambiental (Lewan, 1994).

3.6 • Influência dos adubos de libertação gradual de azoto na EUN

Uma das formas de aumentar a eficiência de utilização do azoto é controlar a dissolução dos fertilizantes azotados, desenvolvendo produtos de baixa solubilidade ou que se decomponham de forma gradual. Outra forma de actuar é combinar os fertilizantes com produtos químicos inibidores da nitrificação ou da hidrólise da ureia (Hauck 1985). Estes produtos tem sido recentemente objecto de intensos estudos e são recomendados por promoverem a EUN e reduzirem as perdas por lixiviação, diminuindo a contaminação das águas quer superficiais quer subterrâneas.

Aos fertilizantes que cedem os nutrientes de forma gradual, ao longo do ciclo da cultura procurando aproximar-se da *solução ideal*, foi dado a designação genérica de adubos de libertação lenta, de acção controlada ou de libertação gradual de nutrientes. De acordo com as principais directrizes de investigação, Vasconcelos (1992) classifica

estes adubos em: (i) produtos de baixa solubilidade; (ii) produtos solúveis ou relativamente solúveis em água que se decompõem gradualmente; (iii) produtos revestidos; e (iv) produtos que apresentam controlo sobre a população microbiana.

Pavlíková *et al.* (1994), utilizando ureia (46% N) e ureia-aldeído (26,3% N) em ensaios de fertilização na papoila do ópio (*Papaver somniferum* L.), verificaram que a ureia-aldeído originou maior absorção de azoto e produção. Os valores máximos de azoto mineral nas camadas superficiais do solo nos tratamentos com ureia-aldeído coincidiu com as fases de maior desenvolvimento da cultura, enquanto que nos tratamentos com ureia ocorreu nos primeiros estágios, quando a taxa de absorção era ainda reduzida.

Walters e Malzer (1990a), em ensaios na cultura do milho no estado de *Minnesota* utilizando a nitropiridina como inibidor da nitrificação em estudos de EUN, verificaram haver interacção entre o clima, quantidade de azoto aplicado (90 e 180 kg/ha, na forma de ureia), localização (à superfície ou incorporado) do fertilizante e inibidor da nitrificação. Concluem ainda que, numa estação de crescimento favorável e elevado potencial para lixiviação, os aumentos de produção pela aplicação do inibidor da nitrificação verificam-se, sobretudo, nas doses mais baixas de azoto e que a utilização do inibidor resulta em ganhos de produção e EUN, apenas, se a quantidade de azoto aplicado for inferior às quantidades normalmente recomendadas para a região (200 kg/ha).

3.7 · Influência das técnicas de aplicação na EUN

Cada vez mais, o objectivo das técnicas de aplicação dos fertilizantes não pode ser apenas alimentar as plantas para a obtenção de retornos económicos favoráveis, mas também evitar a poluição ambiental. Diversas intervenções fitotécnicas, como o fraccionamento, a localização e a incorporação dos fertilizantes, são susceptíveis de aumentar a eficiência de utilização de azoto pelas plantas, fazendo com que, com menos quantidade de fertilizante, se obtenha a mesma produção e se reduzam, ao mesmo tempo, os custos de produção e a poluição ambiental.

3.7.1 · Fraccionamento da aplicação dos fertilizantes

Em agricultura extensiva, o fraccionamento da aplicação dos fertilizantes está praticamente confinado à fertilização azotada. As elevadas necessidades das plantas em azoto, associadas à mobilidade do nutriente, desaconselham que se aplique a totalidade do fertilizante de uma só vez, em virtude de se elevar o potencial de perdas. Com outros nutrientes, por vezes também utilizados em quantidades elevadas, como o fósforo e o potássio, o fraccionamento não se justifica da mesma forma, uma vez que a sua mobilidade no solo é normalmente bastante menor.

Enquanto em culturas de Primavera/Verão, quando o perigo de ocorrerem precipitações elevadas é menor e as taxas de absorção do nutriente podem ser elevadas, pode admitir-se a aplicação da totalidade

do azoto em fundo, desde que as dotações de rega sejam adequadas ao tipo de solo e cultura, quando em situações de regadio. Pelo contrário, em culturas Outono/Inverno é imprescindível fraccionar a aplicação, uma vez que as culturas são instaladas no Outono e se segue um período do ano em que as plantas têm necessidades de absorção de azoto muito limitadas e o potencial de perdas por lixiviação é elevado. Assim, é comum aplicar uma pequena fracção do azoto em fundo, antes da sementeira, e a maior parte em cobertura, após a passagem do período onde a probabilidade de ocorrerem precipitações elevadas é maior e quando as condições climáticas já permitem que as culturas atinjam taxas de crescimento elevadas, necessitando também maiores quantidades de nutrientes.

Na globalidade dos ensaios de fertilização azotada em que se fraccionou a aplicação, esta técnica originou maior eficiência de utilização do nutriente, quer em culturas Outono/Inverno quer em culturas Primavera/Verão, quando comparada com a aplicação de uma só vez.

Estudos na cultura da batata conduzidos por Westermann *et al.* (1988), com aplicações da totalidade do azoto em fundo comparadas com o fraccionamento durante o crescimento dos tubérculos, originaram EUN médias de 60% e 70 %, respectivamente. Saffigna e Keeney (1969), cit. por Westermann *et al.* (1988), referem aumentos de 35% na EUN em solos argilo-arenosos com aplicações frequentes de azoto quando comparado com fertilizações convencionais. Lauer (1985), num solo arenoso, conseguiu EUN de 90 e 78 % com aplicações diárias de azoto adequadas e insuficientes, respectivamente.

Thomas (1980), cit. por Boswell *et al.* (1985), em estudos de mais de 10 anos com a cultura do milho, refere que, aplicando metade do azoto quatro a seis semanas após plantação se promove a eficiência de utilização, sobretudo em solos mal drenados e em sistemas de não mobilização. Na mesma cultura, Jung *et al.* (1972) referem que as aplicações mais eficientes foram efectuadas entre a quinta e oitava semana. Em aplicações após a oitava semana verificaram uma redução nítida na produção e absorção de azoto.

Embora em sistemas de regadio o potencial para lixiviação de nitratos possa ser elevado, nomeadamente em solos ligeiros, certos tipos de rega, permitindo aplicações fraccionadas, promovem a eficiência de utilização do azoto. Quando se aplica azoto em fertirrigação, a eficiência com que é utilizado pode aumentar e, conseqüentemente, menores quantidades serão necessárias para obter a mesma produção. Girardin *et al.* (1993), comparando a aplicação de duas doses de azoto (170 e 220 kg/ha) distribuídas pelo processo convencional (0 a 60 kg/ha em fundo e o restante na fase de 6 a 8 folhas) e em fertirrigação (5 aplicações de 20 a 50 kg/ha), obtiveram maiores valores de azoto residual no final do ciclo em fertirrigação, justificando que o azoto das últimas aplicações não terá sido imobilizado. Por outro lado, atribuem grandes riscos ao processo convencional, uma vez que grande parte do azoto é aplicado na fase de 6 a 8 folhas, e as perdas por lixiviação podem ser consideráveis, se nesse período ocorrerem precipitações elevadas. Como não

aplicaram doses de azoto abaixo de 170 kg/ha, nada puderam concluir sobre as vantagens das baixas aplicações azotadas em fertirrigação.

Os resultados obtidos por Girardin *et al.* (1993) são de grande importância na medida em que chamam a atenção para aspectos pertinentes da fertilização em fertirrigação, técnica cada vez mais utilizada em regadio. Os agricultores que disponham de sistemas de rega que lhe permitam fazer fertirrigação são então confrontados com duas opções: aplicar o azoto pelo processo convencional e os riscos de lixiviação aumentarem; ou fazer fertirrigação e o azoto residual no final do ciclo poder ser elevado, sobretudo se sobrestimarem as quantidades a aplicar nas fases finais dos ciclos culturais.

3.7.2 · Localização de fertilizantes

Localizar os fertilizantes consiste em não colocá-los homogeneamente pelo terreno mas sim confiná-los às proximidades das plantas. A localização dos fertilizantes é uma prática comum quando se aplicam nutrientes de menor mobilidade no solo como, por exemplo, o fósforo. Desta forma, consegue-se elevar a concentração no nutriente na solução do solo na zona de maior densidade radicular, aumentando a oportunidade de absorção e melhorando a eficiência de uso do nutriente.

Com os nutrientes de maior mobilidade, como o azoto, passíveis de percorrer distâncias apreciáveis (Coutinho-Mendes, 1989), a localização dos fertilizantes não é prática corrente, por ser de eficácia mais duvidosa. Contudo, em determinadas situações parece haver vantagens em localizar também estes fertilizantes.

A aplicação de fertilizantes azotados na linha pode aumentar a EUN quando comparada com aplicações a lança. Segundo Boswell *et al.* (1985), a aplicação do azoto em linhas poderá justificar-se quando o solo, por si, fornece baixas quantidades do nutriente, está sujeito a perdas por lixiviação ou desnitrificação e o seu preço é elevado relativamente aos encargos da exploração. Não tem justificação quando se pretendem aplicar quantidades elevadas de azoto, devido ao aumento problemático da concentração de sais ou dos níveis de NH_3 com consequências adversas no desenvolvimento das plantas e germinação de sementes.

Em batateira, estudos conduzidos por Hofman *et al.* (1993), com aplicações a lança e em linhas, originaram resultados semelhantes. No entanto, estes autores acrescentam que, em condicionalismos nos quais se apliquem quantidades de azoto reduzidas e em condições de stress hídrico, onde os movimentos por fluxo de massa sejam limitados, a aplicação dos fertilizantes azotados na linha pode aumentar a EUN. Mambelli e Grandi (1994), comparando aplicações em linha e a lança em beterraba sacarina, obtiveram valores de EUN superiores nas aplicações em linhas, mas não encontraram boas correlações entre este índice e a eficiência fisiológica (biomassa de sacarose por unidade de azoto absorvido).

3.7.3 • Incorporação de fertilizantes

A incorporação dos fertilizantes, após a sua distribuição no solo, é recomendada como forma de diminuir as perdas de azoto por volatilização de amoníaco. Em determinadas condições, nomeadamente com aplicações superficiais de ureia e de amoníaco anidro, as perdas por volatilização podem atingir 50 % do azoto aplicado. Perdas compreendidas entre os 5 e 20 %, dependendo de vários factores, são, no entanto, muito comuns (Boswell *et al.*, 1985).

A incorporação dos fertilizantes amoniacais permite poupar azoto que, de outra forma, seria perdido por volatilização, nomeadamente em condições de alcalinidade (Kissel *et al.*, 1985). Overrein e Moe (1967) verificaram uma diminuição considerável na volatilização de NH_3 quando a ureia era incorporada apenas a 2,5 cm no solo. As perdas, por este processo, eram rapidamente reduzidas quando os fertilizantes eram incorporados em profundidade e aumentava a humidade do solo. Amberger (1993) refere, igualmente, que as perdas por volatilização podem ser minimizadas recorrendo à incorporação imediata, após aplicação ao solo, dos fertilizantes na forma mineral ou orgânica. Também no caso da ureia, perdas superiores a 20 ou 30 % resultantes de aplicações localizadas podem ser minimizadas recorrendo à incorporação logo a seguir à aplicação (Amberger, 1993).

Devido à elevada solubilidade em água da ureia, a incorporação deste fertilizante pode consistir na sua aplicação através da fertirrigação ou, simplesmente, numa rega com dotação controlada após a sua distribuição.

Considerações finais

A política agrícola dos países desenvolvidos após a segunda guerra mundial foi orientada no sentido de se aumentarem fortemente as produções. Os resultados foram de tal modo bem conseguidos que hoje um dos importantes problemas do sector é gerir os excedentes de diversas actividades agrícolas.

Os fertilizantes deram um dos mais importantes contributos para o sucesso dessas políticas. Os seus preços eram relativamente baixos, quando comparados com outros factores de produção, de forma que a sua utilização aumentou rapidamente na perseguição do objectivo da máxima produção.

A utilização, por vezes, desmedida dos factores de produção, conduziu a que, a agricultura nos países desenvolvidos tenha vindo a ser confrontada, nos últimos anos, com crescentes polémicas relacionadas com a suposta diminuição da qualidade dos seus produtos e com o impacte negativo que provoca no meio ambiente. No centro da polémica encontram-se os fertilizantes de síntese (adubos), os fitofármacos e alguns fertilizantes orgânicos ricos em metais pesados, apontados por serem agressivos para o meio ambiente e diminuírem, sobretudo do ponto de vista sanitário, a qualidade dos produtos agrícolas.

Sistemas de agricultura alternativos designados por termos como “alternative agriculture”, “organic farming” e “biological farming”, que aludem a um objectivo único da preservação dos recursos e onde os

fertilizantes de síntese e grande parte dos fitofármacos não são utilizados, surgem cada vez com maior frequência. Estes novos sistemas de agricultura, segundo Coelho e Pinto (1994), rejeitam a ideia de uma gestão científica dos recursos e transportam consigo uma mensagem revolucionária que rompe em definitivo com o passado e que apoia grande parte da sua força de sensibilização da opinião pública através de antevisões, quase sempre, apocalípticas.

Outras correntes que advogam formas de actuar definidas por termos como “sustainable agriculture”, “best management practices” e “integrated plant nutrition”, de maior aceitação entre a comunidade científica, já se enquadram numa lógica de gestão de recursos, uma vez que reconhecem que qualquer actividade humana, incluindo a agricultura, nunca terá *zero* riscos, procurando um desenvolvimento baseado na racionalização da utilização dos factores de produção e dos recursos naturais, tentando encontrar um equilíbrio estável do binómio económico/ambiente.

É próximo deste segundo contexto que defendemos as nossas ideias sobre a utilização do azoto na agricultura. Pensamos que, inevitavelmente, a utilização de fertilizantes de síntese, azotados ou não, terá de continuar onde não houver factores ambientais limitantes, como forma de manter as produtividades elevadas e de reduzir a pressão em zonas marginais, onde ainda hoje se faz agricultura sem as mínimas condições de poder ser competitiva e, aqui sim, com graves riscos ambientais (referimo-nos, por exemplo, a zonas de declives excessivamente elevados onde a erosão hídrica pode assumir proporções alarmantes). Contudo, a sua utilização deve ser racionalizada. A pressão económica que se vive no meio rural e a maior sensibilização das pessoas para os problemas ambientais exigem uma actuação com base em critérios de natureza científica de forma a que a eficiência de utilização do azoto pelas plantas seja maximizada e, desta forma, se minimizem as perdas para o meio ambiente. Desta forma de actuar resultarão necessariamente benefícios económicos e ambientais.

Bibliografia

- Agricultural and Food Research Council (AFRC) (1992). Research on the Nitrogen Cycle. AFRC, Swindon, 20 p.
- Allen, E. J.; Scott, R. K. (1980). An analysis of growth of the potato crop. *J. Agric. Sci., Camb.*, **94**: 583-606.
- Amberger, A. (1993). Efficient management of nitrogen fertilization in modern cropping systems. *In*: Fragoso, M. A. C.; Beusichem M. L. van (eds). *Optimization of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, 619-622 p.
- Aufhammer, W.; Ehmele, F. P. (1994). Nitrogen use efficiency of different winter crop cultivars in relation to the production technique and cultivation method. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 54-55.
- Barber, S. A. (1979) Corn residue management and soil organic matter. *Agronomy J.*, **71**: 625 - 627.
- Barber, S. A. (1984). Soil Nutrient Bioavailability. A Mechanistic Approach. John Wiley & Sons, New York, 398 p.
- Borin, M.; Magrini, L. (1989). Fertilizzazione azotata ed organica della

- patata da industria (Solanum tuberosum L.): aspetti produttivi ed efficienza dell' azoto. *Riv. di Agron.*, **23**: 43 - 50.
- Boswell, F. C.; Meisinger, J. J.; Case, N. L. (1985). Production, marketing, and use of nitrogen fertilizers. *In*: ENGELSTAD, O. P. (ed.). *Fertilizer Technology and Use*. 3^a ed., Soil Science Society of America, Wisconsin, 229-292 p.
- Brady, N. C. (1990). *The Nature and Properties of Soils*. 10^a ed., MacMillan Publishing Company, New York, 621 p.
- Broadbent, F. E. (1986). Empirical modeling of soil nitrogen mineralization. *Soil Sci.*, **141** (3): 208 - 213.
- Campbell, C. A. (1978). Soil organic carbon, nitrogen and fertility. *In*: SCHNITZER, M.; KHAN, S. U. (eds). *Soil Organic Matter*. Elsevier, Development in Soil Science, 8, Amsterdam.
- Carranca, C. F. (1986). *Nitrogen availability and ammonium fixation in some maize cultivated soils of Portugal*. Thesis for M. Sc. (Agric) in "Soil Science", Agric. Univ. of Norway, 89 p.
- Carter, J. N.; Bennett, O. L.; Pearson, R. W. (1967). Recovery of nitrogen under field conditions using nitrogen-15. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **31**: 50 - 56.
- Cassman, K. G.; Kropff, M. J.; Gaunt, J., Peng, S. (1993). Nitrogen use efficiency of rice reconsidered: what are the key constraints? *Plant and Soil*, **155/156**: 359 - 362.
- Clarkson, D. T.; Warner, A. J. (1979). Relationships between root temperature and the transport of ammonium and nitrate ions by Italian and perennial ryegrass (Lolium multiflorum and L. perenne). *Plant Physiol.*, **64**: 557 - 561.
- Coelho, J. C.; Pinto, P. A. (1994). Sistemas de agricultura sustentáveis. Ensaio para a clarificação de alguns conceitos. *Rev. de Ciências Agrárias*, Vol. XVII, nº 3: 71 - 84 p.
- Cooke, G. E. (1982). *Fertilizing for Maximum Yield*. 3^a ed., Granada Publishing, London, 465 p.
- Costa, J. B. (1973). *Caracterização e Constituição do Solo*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 527 p.
- Coutinho-Mendes, J. F. (1989). A análise de terra. Limitações, correlação, calibração e interpretação dos resultados. UTAD, Vila Real, 51 p.
- Dalla Costa, L.; Givanardi, R. (1994). Nitrogen fertility and water regime influence on N use efficiency in sunflower and maize. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 98-99.

- Euragri Workshop on Nutrient Losses from Agricultura (1992). Nutrient Losses from Agriculture. Euragri (ocasional publication), Hoofddorp, Netherlands.
- Finck, A. (1982). Fertilizers and Fertilization. Introduction and Practical Guide to Crop Fertilizations. Verlag Chemie, Weinheim.
- Firestone, M. K. (1982). Biological denitrification. *In*: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy, nº 22, 289-318 p.
- Fotyma, E.; Fotyma, M.; Bezdusznik, D. (1994). The external and internal efficiency of nitrogen utilization by cereals. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*, Abano-Padova: 482-483.
- Gama, M. V. (1986a). Formas do azoto no solo e seu dinamismo. *Pedon*, **6**: 129-141
- Gama, M. V. (1986b). Taxas de mineralização do azoto orgânico do solo. *Pedon*, **6**: 143-149
- Girardin, P. H.; Trendel, R.; Meyer, J - L.; Birgaentezle, M.; Freyss, P. (1993). Effects of conventional and multiple N application by fertigation on maize grain yields and NO_3^- -N residues. *In*: Fragoso, M. A. C.; Beusichem, M. L. van (eds). *Optimization of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, 411-415 p.
- Goffart, J. P.; Guiot, J. (1993). Nitrogen fertilization of potato and maize in relation to yield, quality of the production and risks to the environment. *In*: Fragoso, M. A. C.; Beusichem, M. L. van (eds). *Optimization of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, 641-649 p.
- Grignani, C.; Acutis, M. (1994). Organic fertilization efficiency and nitrogen leaching in maize based forage systems. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 804-805.
- Hanley, N. (1990). The economics of nitrate pollution. *Euro. R. Agri. Eco.*, **17**: 129-151.
- Harris, P. J. (1988). Microbial transformations of nitrogen. *In*: Wild, A. (ed.). Russell's Soil Conditions & Plant Growth. 11^a ed., Longman Scientific & Technical, New York, 608-651 p.
- Harris, P. M. (1992). Mineral nutrition. *In*: Harris, P. M. (ed.). The Potato Crop - The Scientific Basis for Improvement. 2^a ed., Chapman & Hall, 163 - 213 p.
- Hauck, R. D. (1985). Slow-release and bioinhibitor-amended nitrogen fertilizers. *In*: Engelstad, O. P. (ed). Fertilizer Technology and Use, 3^a ed., Madison, Wiscosin, 293 - 322 p.

- Hofman, G. ; Verstegen, P.; Demyttenaere, P.; Meirvenne, M van; Delanote, P.; Ampee, G. (1993). Comparison of row and broadcast N application on N efficiency and yield of potatoes. *In: Fragoso, M. A. C.; Beusichem, M. L. van (eds). Optimization of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, 359-365 p.
- International Fertilizer Industry Association (IFA) (1992a). Sustainable Agricultural Systems for the Twenty-first Century - The Role of Mineral Fertilizers. IFA, Paris.
- International Fertilizer Industry Association (IFA) (1992b). The World Fertilizer Industry Working for an Economically & Environmentally Sustainable Agricultural System. IFA, Paris.
- Jansson, S. L.; Persson, J. (1982). Mineralization and immobilization of soil nitrogen. *In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy, n° 22, 229-252 p.
- Jenkinson, D. S.; Fox, R. H.; Rayner, J. H. (1985). Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen - the so-called "priming" effect. *J. of Soil Sci.*, **36**: 425 - 444.
- Jung, P. E.; Peterson, L. A.; Schrader, L. E. (1972). Response of irrigated corn to time, rate and source of applied N on sandy soils. *Agronomy J.*, **64**: 668 - 671.
- Keeney, D. R. (1982). Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. *In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy, n° 22, p. 605-649.
- Kissel, D. E.; Sander, D. H.; Ellis, R. (1985). Fertilizer-plant interactions in alkaline soils. *In: Engelstad, O. P. (ed.). Fertilizer Technology and Use*. 3^a ed., Madison, Wisconsin, 153 - 196 p.
- Larson, W. E.; Clapp, C. E.; Pierre, W. H.; Morachan, Y. B. (1972). Effects of increasing amount of organic residue on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agronomy J.*, **64**: 204 - 208.
- Lauer, D. A. (1985). Nitrogen uptake patterns of potatoes with high-frequency sprinkler-applied N fertilizer. *Agronomy J.*, **77**: 193 - 197.
- Leffelaar, P. A.; Wessel, W. W. (1988). Denitrification in a homogeneous, closed system: experiment and simulation. *Soil Sci.*, **146** (5): 335 - 349.
- Legg, J. O.; Meisinger, J. J. (1982). Soil Nitrogen Budgets. *In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy, n° 22, 503-566 p.
- Lewan, L. (1994). Effects of catch crop on leaching of nitrogen from a

- sandy soil: Simulations and measurements. *Plant and Soil*, **166**: 137-152.
- Löhnis, F. 1926. nitrogen availability of green manures. *Soil Sci.* **XXII** (4): 253-290.
- Mackerron, D. K. L.; Young, M. W.; Davies, H. V. (1993). A method to optimize N-application in relation to soil supply of N, and yield of potato. *Plant and Soil*, **154**: 139 - 144.
- Mambelli, S.; Grandi, S. (1994). Sugarbeet nitrogen uptake in relation to fertilizer N rate and distribution method. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 174-175.
- Marschner, H. (1986). Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, 674 p.
- Martinoia, E.; Heck, U.; Wiemken, A. (1981). Vacuoles as storage compartments for nitrate in barley leaves. *Nature*, **289**: 292 - 293.
- Mctaggart, I. P.; Smith, K. A. (1993). Estimation of potentially mineralisable nitrogen in soil by KCl extraction. II. Comparison with soil N uptake in the field. *Plant and Soil*, **157**: 175 - 184.
- Mengel, K.; Kirkby, E. A. (1987). Principles of Plant Nutrition. 4^a ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
- Mühling, K. H.; Kutzmutz, E.; Sattelmacher, B. (1994). Influence of nitrogen nutrition on nitrate concentration in potato tubers. *In*: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 504-505
- Nelson, D. W. (1982). Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. *In*: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. *Agronomy*, n° 22, 327-363 p.
- Nommik, H.; Vahtras, K. (1982). Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. *In*: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. *Agronomy*, n° 22, 123-171 p.
- Normann, R. J.; Gilmour, J. T.; Wells, B. R. (1990). Mineralization of nitrogen from nitrogen-15 labeled crop residues and utilization by rice. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54**: 1351 - 1356.
- Olson, R. A.; Kurtz, L. T. (1982). Crop Nitrogen requirements, utilization, and fertilization. *In*: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. *Agronomy*, n° 22, 567-604 p.
- Olson, R. V.; Swallow, C. W. (1984). Fate of labeled nitrogen fertilizer applied to winter wheat for five years. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**: 583 - 587.

- Overrein, L. N.; Moe, P. G. (1967). Factors affecting urea hydrolysis and ammonia volatilization in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **31**: 57 - 61.
- Patrick, W. H.; Reddy, K. R. (1976). Fate of fertilizer nitrogen in a flooded rice soil. *Soil Sci. Soc. Am J.*, **40**: 678 - 681.
- Pavlíková, D.; Balik, J.; Vanek, V; Vostal, J. (1994). Influence of different forms of N fertilizers on N uptake by poppy (Papaver somniferum L.). In: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 204-205.
- Rao, A. C. S.; Smith, J. L.; Papendick, R. I.; Parr, J. F. (1991). Influence of added nitrogen interactions in estimating recovery efficiency of labeled nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **55**: 1616 - 1621.
- Reddy, G.B.; Reddy, K. R. (1993). Fate of nitrogen-15 enriched ammonium nitrate applied to corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**: 111 - 115.
- Reluy, M.; Gutiérrez, M. A.; Cantero-Martínez, C. (1994). Response to nitrogen fertilization of two barley cultivars in a semiarid environment in the northeast of Spain. In: Borin, M.; Sattin, M. (eds). *Third Congress of the European Society for Agronomy*. Abano-Padova: 222-223.
- Rodrigues, M. A. R. (1995). *Influência da fertilização mineral e orgânica na cultura da batata. Eficiência de utilização do azoto*. Dissertação do Curso de Mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilidade dos Solos e Fertilização, ISA, Lisboa, 184 p.
- Rufty, T. W.; Volk, R. J.; McClure, R. R.; Israel, D. W.; Raper, C. D. (1982). Relative content of NO_3^- and reduced N in xylem exudate as an indicator of root reduction of concurrently absorbed $^{15}\text{NO}_3^-$. *Plant Physiol.*, **69**: 166 - 170.
- Santos, J. Q. (1991). Fertilização - Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos. Publicações Europa-América, Mem Martins, 442 P.
- Schnier, H. F. (1994). Nitrogen-15 recovery fraction in flooded tropical rice as affected by Added Nitrogen Interaction. *Eur. J. Agron.* **3** (2): 161-167.
- Schrader, L. E.; Domska, D.; Jung, P. E.; Peterson, L. A. (1972). Uptake and assimilation of ammonium-N and nitrate-N and their influence on the growth of corn (Zea mays L.). *Agronomy J.*, **64**: 690 - 695.
- Shaviv, A. (1993). Controlled supply of fertilizers for increasing use efficiency and reducing environmental damage. In: Frago, M.

- A. C.; Beusichem, M. L. van (eds). *Optimization of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, 651-656 p.
- Smith, J. H.; Peterson, J. R. (1982). Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. *In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy, n° 22, 791-831 p.*
- Smith, K. A.; Li, S. (1993). Estimation of potentially mineralisable nitrogen in soil by KCl extraction. I. Comparison with pot experiments. *Plant and Soil, 157: 167 - 174.*
- Staley, T. E.; Caskey, W. H.; Boyer, D. G. (1990). Soil denitrification and nitrification potentials during the growing season relative. *Soil Sci. Soc. Am. J., 54: 1602 - 1608.*
- Stevenson, F. J. (1986). *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons, New York, 380 p.
- Swanson, E. R. (1982). Economic implication of controls on nitrogen fertilizer use. *In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy, n° 22, 773-790 p.*
- Tisdale, S. L.; Nelson, W. L.; Beaton, J. D. (1985). *Soil Fertility and Fertilizers*. 4^a ed., Macmillan Publishing Company, New York, 754 p.
- Trehan, S. P.; Wild, A. (1993). Effects of an organic manure on the transformations of amonium nitrogen in planted and unplanted soil. *Plant and Soil, 151: 287 - 294.*
- Tyler, K. B.; Broadbent, F. E.; Bishop, J. C. (1983). Efficiency of Nitrogen uptake by potatoes. *Am. Potato J., 60: 261 - 269.*
- Vasconcelos, E. P. (1992). *Adubos de Libertação Lenta, de Acção Controlada ou de Libertação Gradual de Nutrientes*. ISA, Lisboa, (mimeo.).
- Vigil, M. F.; Kissel, D. E.; Smith, S.J. (1991). Field crop recovery and modeling of nitrogen mineralized from labeled sorghum residues. *Soil Sci. Soc. Am. J., 55: 1031-1037.*
- Walters, D. T.; Malzer, G. L. (1990a). Management and nitrification inhibitor effects on nitrogen-15 urea: I. Yield and fertilizer use efficiency. *Soil Sci. Soc. Am. J., 54: 115 - 122.*
- Walters, D. T.; Malzer, G. L. (1990b). Management and nitrification inhibitor effects on nitrogen-15 urea: II. Nitrogen leaching and balance. *Soil Sci. Soc. Am. J., 54: 122 - 130.*
- Westerman, R. L.; Kurtz, L. T. (1973). Priming effect of 15N labeled fertilizers on soil nitrogen in field experiments. *Soil Sci. Soc. Amer Proc., 37: 725 - 727.*

- Westermann, D. T.; Kleinkopf, G. E.; Porter, L. K. (1988). Nitrogen fertilizer efficiencies on potatoes. *Am. Potato J.*, **65**: 377 - 386.
- Wild, A. (1988). Plant nutrients in soil: Nitrogen. *In*: Wild, A. (ed.). *Russell's Soil Conditions & Plant Growth*. 11^a ed., Longman Scientific & Technical, New York, 652 - 694 p.

Títulos publicados:

- 1 - **A agricultura nos distritos de Bragança e Vila Real**
Francisco José Terroso Cepeda – 1985
- 2 - **Política económica francesa**
Francisco José Terroso Cepeda – 1985
- 3 - **A educação e o ensino no 1º quartel do século XX**
José Rodrigues Monteiro e Maria Helena Lopes Fernandes – 1985
- 4 - **Trás-os-Montes nos finais do século XVIII: alguns aspectos económico-sociais**
José Manuel Amado Mendes – 1985
- 5 - **O pensamento económico de Lord Keynes**
Francisco José Terroso Cepeda – 1986
- 6 - **O conceito de educação na obra do Abade de Baçal**
José Rodrigues Monteiro – 1986
- 7 - **Temas diversos – economia e desenvolvimento regional**
Joaquim Lima Pereira – 1987
- 8 - **Estudo de melhoramento do prado de aveia**
Tjarda de Koe – 1988
- 9 - **Flora e vegetação da bacia superior do rio Sabor no Parque Natural de Montesinho**
Tjarda de Koe – 1988
- 10 - **Estudo do apuramento e enriquecimento de um pré-concentrado de estanho tungsténio**
Arnaldo Manuel da Silva Lopes dos Santos – 1988
- 11 - **Sondas de neutrões e de raios Gama**
Tomás d'Aquino Freitas Rosa de Figueiredo – 1988
- 12 - **A descontinuidade entre a escrita e a oralidade na aprendizagem**
Raul Iturra – 1989
- 13 - **Absorção química em borbulhadores gás-líquido**
João Alberto Sobrinho Teixeira – 1990

-
- 14 - **Financiamento do ensino superior no Brasil – reflexões sobre fontes alternativas de recursos**
Victor Meyer Jr. – 1991
 - 15 - **Liberalidade régia em Portugal nos finais da idade média**
Vitor Fernando Silva Simões Alves – 1991
 - 16 - **Educação e loucura**
José Manuel Rodrigues Alves – 1991
 - 17 - **Emigrantes regressados e desenvolvimento no Nordeste Interior Português**
Francisco José Terroso Cepeda – 1991
 - 18 - **Dispersão em escoamento gás-líquido**
João Alberto Sobrinho Teixeira – 1991
 - 19 - **O regime térmico de um luvissole na Quinta de Santa Apolónia**
Tomás d'Aquino F. R. de Figueiredo - 1993
 - 20 - **Conferências em nutrição animal**
Carlos Alberto Sequeira - 1993
 - 21 - **Bref aperçu de l'histoire de France – des origines à la fin du II^e empire**
João Sérgio de Pina Carvalho Sousa – 1994
 - 22 - **Preparação, realização e análise / avaliação do ensino em Educação Física no Primeiro Ciclo do Ensino Básico**
João do Nascimento Quina – 1994
 - 23 - **A pragmática narrativa e o confronto de estéticas em *Contos de Eça de Queirós***
Henriqueta Maria de Almeida Gonçalves – 1994
 - 24 - **“Jesus” de Miguel Torga: análise e proposta didáctica**
Maria da Assunção Fernandes Morais Monteiro – 1994
 - 25 - **Caracterização e classificação etnológica dos ovinos churros portugueses**
Alfredo Jorge Costa Teixeira – 1994
 - 26 - **Hidrogeologia de dois importantes aquíferos (Cova de Lua, Sabariz) do maciço polimetamórfico de Bragança**
Luís Filipe Pires Fernandes — 1996

-
- 27 - **Micorrização in vitro de plantas micropropagadas de castanheiro (*Castanea sativa* Mill)**
Anabela Martins — 1997
- 28 - **Emigração portuguesa: um fenómeno estrutural**
Francisco José Terroso Cepeda — 1995
- 29 - **Lameiros de Trás-os-Montes: perspectivas de futuro para estas pastagens de montanha**
Jaime Maldonado Pires; Pedro Aguiar Pinto; Nuno Tavares Moreira — 1994
- 30 - **A satisfação / insatisfação docente**
Francisco Cordeiro Alves — 1994
- 31 - **O subsistema pecuário de bovinicultura na área do Parque Natural de Montesinho**
Jaime Maldonado Pires; Nuno Tavares Moreira — 1995
- 32 - **A terra e a mudança – reprodução social e património fundiário na Terra Fria Transmontana**
Orlando Afonso Rodrigues — 1998
- 33 - **Desenvolvimento motor: indicadores bioculturais e somáticos do rendimento motor de crianças de 5/6 anos**
Vítor Pires Lopes — 1998
- 34 - **Estudo da influência do conhecimento prévio de alunos portugueses na compreensão de um texto em língua inglesa**
Francisco Mário da Rocha — 1998
- 35 - **La crise de Mai 68 en France**
João Sérgio de Pina Carvalho Sousa
- 36 - **Linguagem, psicanálise e educação: uma perspectiva à luz da teoria lacaniana**
José Manuel Rodrigues Alves
- 37 - **Contributos para um estudo das funções da tecnologia vídeo no ensino**
Francisco Cordeiro Alves — 1998
- 38 - **Sistemas agrários e melhoramento dos bovinos de raça Mirandesa**
Fernando Jorge Ruivo de Sousa — 1998

-
- 39 - Enclaves de clima Cfs no Alto Portugal – a difusa transição entre a Ibéria Húmida e a Ibéria Seca**
Ário Lobo Azevedo; Dionísio Afonso Gonçalves; Rui Manuel Almeida Machado — 1995
- 40 - Desenvolvimento agrário na Terra Fria – condicionantes e perspectivas**
Duarte Rodrigues Pires — 1998
- 41 - A construção do planalto transmontano – Baçal, uma aldeia do planalto**
Luísa Génésio — 1999
- 42 - Antologia epistolográfica de autores contemporâneos do séc. XIX**
Lurdes Cameirão — 1999
- 43 - Teixeira de Pascoaes e o projecto cultural da “Renascença Portuguesa”**
Lurdes Cameirão — 2000
- 44 - Descargas atmosféricas – sistemas de protecção**
Joaquim Tavares da Silva
- 45 - Redes de terra – princípios de concepção e de realização**
Joaquim Tavares da Silva
- 46 - O sistema tradicional de exploração de ovinos em Bragança**
Carlos Barbosa — 2000
- 47 - Eficiência de utilização do azoto pelas plantas**
Manuel Ângelo Rodrigues, João Filipe Coutinho — 2000