

**Nutrientes Vegetais no Meio
Ambiente: ciclos
bioquímicos, fertilizantes e
corretivos**

Documentos 66

Nutrientes Vegetais no Meio Ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos

Segunda Edição

***Marco Antônio Ferreira Gomes
Manoel Dornelas de Souza
Rita Carla Boeira
Luiz Gonzaga de Toledo***

Exemplares dessa publicação podem ser solicitados à:

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340 - km 127,5 - Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 13820-000, Jaguariúna, SP
Fone: (19) 3867-8750 Fax: (19) 3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br
www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicação da Unidade

Presidente: *Ariovaldo Luchiarini Júnior*

Secretária-Executiva: *Luiz Antônio S. Melo*

Secretário: *Sandro Freitas Nunes*

Bibliotecária: *Maria Amélia de Toledo Leme*

Membros: *Ladislau Araújo Skorupa, Heloisa Ferreira Filizola,
Adriana M. M. Pires, Emília Hamada e Cláudio M. Jonsson*

Normalização Bibliográfica: *Maria Amélia de Toledo Leme*

Editoração Eletrônica: *Alexandre Rita da Conceição*

1ª edição eletrônica
(2008)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no seu todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Gomes, Marco Antônio Ferreira

Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos / Marco Antônio Ferreira Gomes, Manoel Dornelas de Souza, Rita Carla Boeira e Luiz Gonzaga de Toledo. – 2 ed. rev. amp. – Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.

62 p. : il. — (Embrapa Meio Ambiente. Documentos; 66)

1. Boas práticas agrícolas. 2. Água subterrânea. I. Gomes, Marco Antônio Ferreira. II. Souza, Manoel Dornelas de. III. Boeira, Rita Carla. IV. Toledo, Luiz Gonzaga de. V. Título. VI. Série.

CDD 630.0289

© Embrapa 2008

Autores

Marco Antônio Ferreira Gomes

Geólogo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas,
Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP
340 - Km 127,5 - 13.820-000, Jaguariúna, SP.
E-mail: gomes@cnpma.embrapa.br

Manoel Dornelas de Souza

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de
Plantas, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente,
Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000,
Jaguariúna, SP.
E-mail: dornelas@cnpma.embrapa.br

Rita Carla Boeira

Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos e Nutrição de
Plantas, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente,
Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000,
Jaguariúna, SP.
E-mail: rcboeira@cnpma.embrapa.br

Luiz Gonzaga de Toledo

Mestre em Ecologia, Analista Ambiental da Diretoria de
Licenciamento Ambiental - IBAMA, Edifício Sede, Bloco
C, Coordenadoria Geral de Licenciamento - DILIQ,
SCEN, Trecho 2 - 270818-900. Brasília-DF.
E-mail: lgtoledo@yahoo.com.br

Apresentação

O meio agrícola, como qualquer outro submetido à ação intensiva do homem, sofre diversas alterações, principalmente as que prejudicam seu equilíbrio, gerando assim impactos ambientais negativos. Essa ação intensiva, por sua vez, é decorrente da demanda crescente em relação à produção de alimentos, fibras e energia, aliada ao modelo predominante de produção agrícola, e que tem levado o homem à busca incessante de insumos químicos e orgânicos que possam, de alguma forma, aumentar a produtividade agrícola. Entre os insumos agrícolas, os fertilizantes e corretivos influenciam diretamente o balanço de nutrientes do solo.

Nas últimas quatro décadas, as aplicações tanto de fertilizantes quanto de corretivos de solo, como também de agrotóxicos, têm aumentado de forma expressiva, com acréscimos correspondentes na produção de alimentos. Todavia, é consenso que, além de considerar o retorno econômico, não será possível aumentar indefinidamente a quantidade aplicada desses insumos, tanto em função do limite suportável pelo solo quanto pelos riscos que oferecem ao meio ambiente.

O presente trabalho mostra de forma abrangente e em linguagem simples a complexidade que envolve os elementos químicos, em particular os nutrientes vegetais, com enfoque nos seus ciclos geoquímicos e biogeoquímicos. Essa abordagem tem o propósito de evidenciar que o tema é relevante e complexo e, por isso mesmo, inesgotável sob o ponto de vista da pesquisa na busca de soluções para as questões agroambientais.

É feita, ainda, uma abordagem sobre os impactos positivos e negativos decorrentes do uso de fertilizantes e de corretivos de acidez de solos, bem como algumas considerações sobre o uso de resíduos sólidos rurais e urbanos na produção agrícola, com inferências aos potenciais de contaminação de mananciais de água, tanto superficiais quanto subterrâneos, tomando como referência dados de pesquisa em condições de clima tropical, entre os quais estão alguns exemplos brasileiros.

Cláudio Aparecido Spadotto
Chefe-Geral
Embrapa Meio Ambiente

Sumário

Introdução	09
1. Ciclo de Nutrientes	10
1.1 Ciclo do Carbono	13
1.2 Ciclo do Nitrogênio	19
1.3 Ciclo do Fósforo	21
1.4 Ciclo do Enxofre	25
2. Nutrientes e seus Impactos nos Agroecossistemas	27
2.1 Fertilizantes	27
2.1.1 Nitrogênio	27
2.1.2 Impactos do Uso do Nitrogênio	32
2.1.3 Fósforo	33
2.1.4 Impactos do Uso do Fósforo	34
2.1.5 Potássio	36
2.1.6 Impactos do Uso do Potássio	37
2.1.7 Cálcio	38
2.1.8 Impactos do Uso do Cálcio	39
2.1.9 Magnésio	39

2.1.10 Impactos do Uso de Magnésio	40
2.1.11 Enxofre	41
2.1.12 Impactos do Uso do Enxofre	41
2.1.13 Micronutrientes	42
2.1.14 Impactos Decorrentes do Uso de Micronutrientes e outros Elementos	43
2.2 Corretivos	46
2.2.1 Rochas Carbonatadas	46
2.2.2 Minerais sulfatados	48
2.2.3 Impacto do Uso de Minerais Sulfatados	49
3. Reciclagem de Resíduos	50
4. Considerações Finais	51
Referências	54

Nutrientes Vegetais no Meio Ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos

Marco Antônio Ferreira Gomes

Manoel Dornelas de Souza

Rita Carla Boeira

Luiz Gonzaga de Toledo

Introdução

A demanda crescente em relação à produção de alimentos tem levado o homem à busca incessante de produtos orgânicos e inorgânicos que possam, de alguma forma, aumentar a produtividade agrícola. A esses produtos, que influenciam diretamente no balanço de nutrientes do solo, convencionou-se chamarem fertilizantes.

Nos últimos 48 anos, as aplicações tanto de fertilizantes quanto de agrotóxicos têm aumentado de forma expressiva, com acréscimos correspondentes na produção de alimentos. Todavia, tem se reconhecido que não será mais possível continuar aumentando o volume de aplicação desses insumos, tanto em função do limite suportável pelo solo quanto pelo risco que oferecem ao meio ambiente. Além de serem produzidos a partir da energia fóssil, que é um recurso finito, aumentos excessivos na aplicação, ou mesmo manutenção de altas dosagens de alguns fertilizantes, têm causado reduções de produtividade de algumas culturas, além de serem insumos de alto custo, o que tem diminuído, cada vez mais, o lucro do produtor rural.

Além desses aspectos, de ordem técnica e econômica, são cada vez mais preocupantes em todas as nações os problemas ambientais e de saúde pública que surgem a cada dia, afetando não apenas produtores e consumidores diretamente, mas o planeta como um todo, pela contaminação dos recursos naturais, tais como o ar e a água, indispensáveis à vida no Planeta.

O presente trabalho mostra a complexidade que envolve os elementos químicos, em particular os nutrientes vegetais, com enfoque para seus ciclos geoquímicos e biogeoquímicos. Essa abordagem tem o propósito de evidenciar que o tema é relevante e complexo e, por isso mesmo, inesgotável sob o ponto de vista da pesquisa na busca de soluções para as questões agroambientais.

Propõe-se, ainda, uma abordagem sobre os efeitos ou impactos positivos e negativos decorrentes do uso de fertilizantes e corretivos de acidez de solos no ambiente agrícola, com inferências aos riscos de contaminação que podem causar aos mananciais hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, tomando como referência dados de pesquisa em condições de clima tropical, enfatizando exemplos brasileiros.

1. Ciclos de Nutrientes

Existem mais de dez elementos químicos essenciais à nutrição vegetal. Dois desses, cálcio e magnésio, são aplicados em maior quantidade e seu veículo principal é o calcário, um corretivo de acidez dos solos. Embora não seja considerado como fertilizante, o calcário, fonte de cálcio e de magnésio, exerce grande influência na nutrição das plantas. Outro elemento presente em diversos fertilizantes comerciais é o enxofre, que assume importância para determinadas culturas. Assim, na condição de macro-elementos restam o nitrogênio, fósforo e potássio que constituem três grupos de materiais fertilizantes, amplamente e intensamente utilizados na agricultura.

Os fertilizantes podem ser considerados contaminantes, por causarem desvios na composição normal do meio ambiente, quando fornecem quantidades variáveis de elementos traços (MALAVOLTA, 1994), muitos deles reconhecidos como metais pesados e outros como micronutrientes.

Os micronutrientes nas plantas constituem um grupo especial de elementos fertilizantes, formado principalmente por boro, cloro, cobre, ferro, manganês, molibdênio e zinco (DECHEN et al., 1991). Já nos animais, os micronutrientes essenciais incluem o cobalto, cobre, ferro, iodo, manganês, molibdênio, selênio e zinco (ROSA, 1991).

Os corretivos, por sua vez, são constituídos por rochas carbonatadas de diversas origens e que encerram relações percentuais diferenciadas entre cálcio e magnésio, as quais definem as condições calcítica, dolomítica e magnesiana (BARBER, 1967; GOMES, 1994). Nesse grupo, insere-se ainda o gesso que possui dupla função: suprir as plantas de enxofre e cálcio e propiciar o deslocamento de nutrientes e alumínio para as partes mais profundas do perfil, favorecendo a nutrição de plantas e o desenvolvimento do sistema radicular em profundidade, que por sua vez propicia maior resistência à “veranicos”.

Em essência, os corretivos são produtos que contêm substâncias capazes de corrigir uma ou mais propriedades do solo que sejam desfavoráveis ao crescimento das plantas, sem causar qualquer prejuízo. Existem os corretivos de acidez, alcalinidade, salinidade e os melhoradores ou condicionadores do solo. Todos, no entanto, visam promover a melhoria das propriedades físicas e químicas do solo.

O uso de fertilizantes no solo deve obedecer sistematicamente as recomendações agrônomicas, mediante análises químicas prévias para fertilidade. Por se tratar de corpos estranhos ao solo, as reações e alterações processam-se física, química e biologicamente podendo causar impactos, tanto negativos quanto positivos nesse ambiente e no agro-ecossistema como um todo.

Em escala global, os ciclos de nutrientes são conhecidos como ciclos biogeoquímicos. Esta classificação se deve ao fato de que esses ciclos constituem um sistema composto por uma parte viva (bio) e uma parte sem vida (geo).

Todos os ciclos biogeoquímicos envolvem interações entre solo e atmosfera, e por isso podem ser classificados em dois grupos: gasoso e sedimentar. No ciclo gasoso, o principal reservatório é a atmosfera. Neste ciclo os nutrientes C, H, O e N entram e saem da biosfera na forma gasosa. O ciclo sedimentar tem a crosta terrestre como principal reservatório (GOMES et al., 2000).

O funcionamento dos ecossistemas baseia-se na circulação dos nutrientes entre os diversos compartimentos. Nos ecossistemas terrestres os ciclos se iniciam a partir do momento em que os nutrientes são liberados no compartimento solo, onde a maior parte se liga a componentes orgânicos e inorgânicos, enquanto uma pequena porção se mantém na solução do solo. Com exceção do carbono, todos os nutrientes são absorvidos pelas plantas

desse compartimento (NEWBOULD, 1978). Mesmo nos agroecossistemas terrestres considerados mais estáveis, constantemente ocorrem perdas de nutrientes nas águas de drenagem. Em contrapartida, sempre ocorre reposição deles por diversos meios, tais como as chuvas e o intemperismo das rochas. Todos os ecossistemas, tanto os naturais quanto aqueles modificados pelo homem, apresentam, dentro dos compartimentos biótico e abiótico, diversos outros sub-compartimentos e complexos mecanismos de transferência envolvidos no ciclo dos elementos. Desse modo, todos os ciclos biogeoquímicos podem ser considerados policíclicos, pois um elemento pode circular ao longo de muitos processos dentro de um determinado compartimento, como exemplo as plantas (NEWBOULD, 1978). Os ciclos apresentam diferenças em relação à troca do nutriente entre os compartimentos biótico e abiótico. Em geral (EMBERLIN, 1984), os ciclos gasosos são mais perfeitos ou completos do que os ciclos sedimentares. Embora ambos sejam considerados estáveis, os ciclos sedimentares são mais susceptíveis a desequilíbrios causados pela ação do homem.

Em ecossistemas naturais como uma mata ou pastagem nativa, os ciclos biogeoquímicos se mantêm em equilíbrio dinâmico, controlado basicamente pelos componentes da comunidade biótica. Considerando-se sistemas naturais ou agroecossistemas, segundo Odum (1971) quanto mais tempo os elementos puderem ser mantidos dentro de uma área e utilizados por sucessivas gerações de organismos, tanto menores serão as perdas e, portanto, menor será a necessidade de reposição desses elementos a partir de fontes externas. Esse enunciado contém o princípio da sustentabilidade dos ecossistemas.

Diversos fatores influenciam a velocidade de ciclagem de cada nutriente nos ecossistemas (EMBERLIN, 1984):

a) a natureza do elemento: o ciclo de alguns nutrientes é mais rápido do que outros devido a suas características químicas e também ao modo como são utilizados pelos organismos. Nutrientes de ciclo gasoso apresentam em geral ciclagem mais rápida do que nutrientes de ciclo sedimentar;

b) a taxa de crescimento das plantas e animais: essa taxa afeta a taxa de absorção do nutriente e conseqüentemente seu movimento na teia alimentar;

c) a taxa de decomposição da matéria orgânica: essa está em função direta do clima e do tipo de solo. Em regiões quentes e úmidas a biomassa vegetal que cai ao solo é rapidamente decomposta pela ação dos

microorganismos resultando na rápida liberação dos nutrientes e

d) a ação do homem: as atividades humanas influenciam a taxa de ciclagem dos nutrientes. A agricultura, por exemplo, modifica a taxa natural de perda dos nutrientes do solo nas águas de drenagem.

A intervenção do homem nos ecossistemas naturais com o objetivo de produzir alimentos e fibras, transformando-os no que se convencionou chamar de agroecossistemas, influencia diversas etapas dos ciclos biogeoquímicos dos elementos, afetando em conseqüência sua estabilidade. O grau de intervenção pode variar em função do sistema agrícola adotado e, em conseqüência, também o grau de alteração dos ciclos. As modificações impostas pelas atividades agrícolas alteram a dinâmica natural dos processos e vias do ciclo dos elementos, o que pode resultar em aumento ou decréscimo da quantidade deles em alguns compartimentos do ciclo e mesmo em perdas consideráveis para fora do sistema. As perdas são devidas à exportação dos elementos contidos nos produtos agrícolas que saem do campo. Portanto, agroecossistemas podem ser considerados sistemas abertos, pois os nutrientes são transportados para fora dos limites do sistema. Além dessas, também ocorrem perdas por meio de processos naturais como a erosão e o escoamento superficial das águas de chuvas, processos esses que em geral se intensificam em tais sistemas. Isso ocorre devido às modificações impostas aos diversos compartimentos dos ciclos pelas práticas de manejo agrícola adotadas, que incluem entre outros aspectos, movimentação do solo, substituição da vegetação nativa diversificada por uma única espécie ou poucas espécies, geralmente exóticas, uso de práticas culturais e adubações.

Como forma de dar uma visão global da dinâmica dos principais elementos que participam ativamente no metabolismo das plantas, seus ciclos serão descritos a seguir.

1.1. Ciclo do Carbono

O carbono apresenta ciclo do tipo gasoso, pois sua principal reserva é o dióxido de carbono da atmosfera. Embora esse reservatório compreenda somente 0,03% por volume da atmosfera, o carbono é o mais importante constituinte orgânico.

Na natureza, o carbono ocorre sob a forma de vários compostos químicos que estão sendo transformados continuamente e se movimentam dentro de dois grandes ciclos que estão mutuamente interconectados. Um é o ciclo do carbono inorgânico, ou ciclo do carbonato, no qual o carbono passa por uma série de reações químicas. O outro é o ciclo do carbono orgânico, no qual encontra-se envolvido os processos de biossíntese e mineralização de matéria orgânica.

Na atmosfera, o carbono ocorre predominantemente na forma gasosa (CO_2), e na litosfera como carbonatos e carbono orgânico fóssil. Essas duas formas estão associadas com o carbonato da hidrosfera (oceanos) num sistema de tamponamento ($\text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-}$), conforme Gomes et al. (2000).

A quantidade relativa do carbono atmosférico para o carbono inorgânico da hidrosfera e para o carbono da litosfera é em torno de 1:60:10⁵. A quantidade de carbono orgânico da biosfera é quase igual ao da atmosfera. A razão do carbono orgânico marinho para o carbono orgânico terrestre é da ordem de 1:66 para biomassa viva e 1:1 para carbono orgânico dissolvido e particulado*. (*vide explicação no memorando de encaminhamento das correções).

Neste capítulo será dada maior ênfase ao ciclo do carbono orgânico, pela sua grande importância no processo produtivo agrícola.

O carbono orgânico constitui 40-50% do tecido dos vegetais e dos microorganismos. Aproximadamente 90 bilhões de kg de CO_2 são consumidos anualmente pela vegetação. Assim, todo o CO_2 da atmosfera poderia ser consumido com 20-30 colheitas das plantas cultivadas, se não houvesse retorno do mesmo para a atmosfera.

O CO_2 é convertido a carbono orgânico pela ação de microrganismos fotoautotróficos, das plantas verdes e das algas. As plantas clorofiladas utilizam-no como única fonte de carbono. Os animais obtêm a matéria carbonatada via alimentação.

O processo inverso ocorre quando animais, vegetais e microorganismos morrem e são decompostos. Parte do carbono total das espécies mortas é imobilizada nas células microbianas dos organismos decompositores, parte fica no solo na fração orgânica e a maior parte volta à atmosfera na forma de CO_2 . A combustão de vegetais, lenha, carvão, combustíveis, além de outros, é outra

forma de adição de gás carbônico à atmosfera. Porém, o processo de decomposição biológica é o principal responsável pela emissão de CO_2 para a atmosfera.

A atmosfera funciona como uma ponte entre o ciclo do carbono da parte terrestre e o ciclo do carbono que ocorre nos oceanos. Nesse último, o CO_2 dissolvido na água é assimilado pelo fitoplâncton que libera oxigênio para a água. O zooplâncton e animais marinhos consomem o carbono fixado pelo fitoplâncton e utilizam o oxigênio dissolvido na água para sua respiração. A decomposição da parte aquática que morre libera CO_2 . Parte desse retorna para a atmosfera e parte fica dissolvida na água.

A queima dos combustíveis fósseis é capaz de adicionar 2 mg.kg^{-1} de gás carbônico aos 320 mg.kg^{-1} do mesmo da atmosfera, por ano. Mas, estima-se que desses 2 mg.kg^{-1} apenas $0,7 \text{ mg.kg}^{-1}/\text{ano}$ vai mesmo para a atmosfera. O restante, $1,3 \text{ mg.kg}^{-1}/\text{ano}$ é assimilado pelas plantas e boa parte volta aos oceanos (CERRI, 1995; GOMES et al., 2000).

O carbono constitui o esqueleto e a base de todos os sistemas biológicos, porém, a quantidade global disponível para reciclagem é considerada muito pequena, principalmente na forma de CO_2 .

O carbono está armazenado nos sedimentos, combustíveis fósseis, nas águas dos oceanos, matéria orgânica morta, vegetação terrestre e na atmosfera. Em termos de pronta utilização, o gás carbônico da atmosfera e dos oceanos são os dois principais.

As plantas liberam o CO_2 para a atmosfera pela respiração e o assimilam pelo processo de fotossíntese. Já o fitoplâncton retira o CO_2 dissolvido da água dos oceanos. Estima-se que o processo de fotossíntese nos oceanos seja pelo menos 8 vezes maior que o terrestre. Por esta razão, as formas de carbono dissolvidas predominam sobre as terrestres e aéreas. A Fig. 1 ilustra os principais caminhos do carbono na natureza.

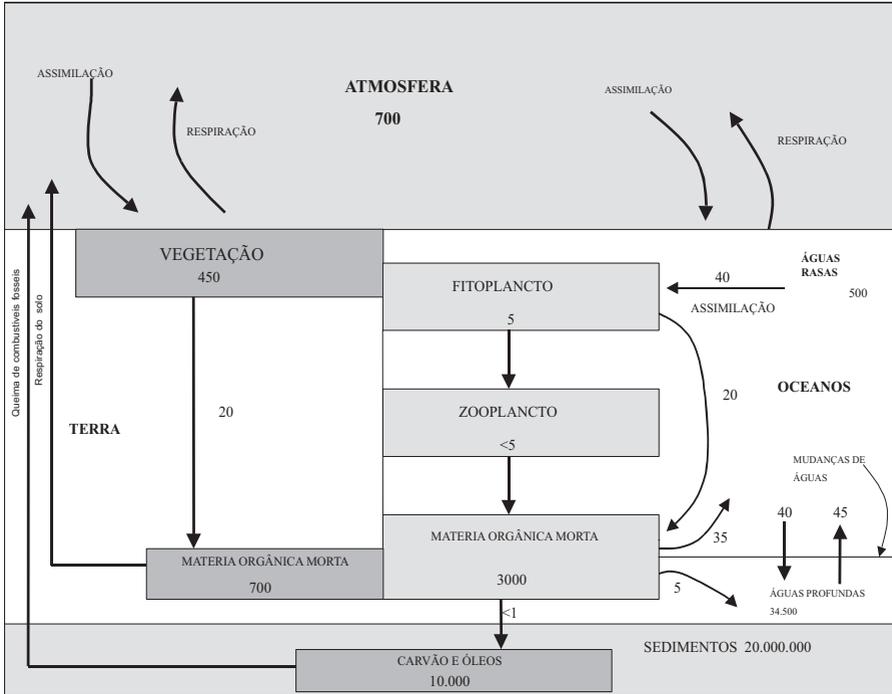


Fig. 1. Ciclo do carbono mostrando as quantidades de carbono em bilhões de toneladas e sua distribuição nas diferentes fontes (Fonte: NEWBOULD, 1978; GOMES et al., 2000).

A vegetação terrestre, por exemplo, consome 3,5 vezes o CO_2 que libera. A quantidade assimilada passa a fazer parte dos constituintes orgânicos e tecidos vegetais em crescimento. Essa quantidade a mais que é assimilada fica em formas pouco disponíveis. O déficit de CO_2 gerado no processo é compensado pela liberação do mesmo, por vulcões, águas termais e outras fontes. Em relação à quantidade total de carbono existente na terra, a fração imobilizada (armazenada) pelas plantas é muito pequena. A vegetação terrestre armazena em torno de 450 bilhões de toneladas de carbono para um total de 20.050.000 bilhões de toneladas.

No ambiente agrícola, as quantidades envolvidas de carbono são muito pequenas em relação ao total do ciclo. Mas, mesmo as pequenas quantidades que são incorporadas no solo pelo manejo das plantas cultivadas provocam

benefícios enormes ao sistema produtivo. Além de influências na cobertura do solo, o manejo de plantas e resíduos orgânicos afeta* (vide explicações no texto do memorando de encaminhamento) as características físicas do solo e processos biológicos que nele ocorrem, com conseqüente aumento na capacidade de armazenamento de água e disponibilidade para as plantas cultivadas. Os compostos húmicos, que constituem os produtos finais da decomposição, têm influência mais permanente sobre a formação de agregados e estabilidade estrutural do solo.

Nos solos cobertos com florestas, a principal fonte de carbono do solo é a liteira, sendo que o aporte anual pode ser estimado em 0,35 a 0,40 kg.m⁻² (CERRI, 1995). Segundo os mesmos autores, há rápida mineralização da matéria orgânica vegetal e humificação de parte do carbono que é fixado. A acumulação do carbono no solo é compensada pela mineralização de uma parte do carbono humificado. No equilíbrio os ganhos são equivalentes às perdas. O estoque de carbono é, em grande parte, determinado pelo tipo de solo. O pH, a drenagem e principalmente a textura são as propriedades que mais determinam a quantidade de carbono.

Para um mesmo solo e na mesma área, a variabilidade do teor de carbono pode ser muito grande. Cerri (1995) coletou 325 amostras de solo nas profundidades 0-10; 10-20 e 20-30 cm de um Latossolo Amarelo sob floresta e obtiveram valores bem distintos, conforme os dados contidos na Tabela 1.

Tabela 1. Variação no teor de carbono em 325 amostras de solos.

Parâmetros	Profundidade (cm)			
	0-10	10-20	20-30	0-30
Mínimo	0,30	0,29	0,12	1,10
Máximo	9,43	3,45	4,74	13,91
Média	1,94	1,30	1,16	4,41
Desvio padrão	0,07	0,03	0,04	0,11

Fonte: Cerri (1995) citado por Gomes et al., 2000.

Por este quadro é possível verificar que na camada de 0-10cm o valor máximo de carbono obtido foi 31 vezes maior que o valor mínimo, o que dá uma idéia da magnitude de variação encontrada naquele solo.

Um dado interessante foi obtido por Cerri (1995) quando fizeram um balanço de perdas e ganhos de carbono no sistema solo-pastagem-atmosfera, na região da Amazônia. Dividiram o balanço do carbono em três períodos. O primeiro foi aquele que ocorre durante a queima da vegetação nativa. O segundo refere-se aos primeiros cinco anos de instalação de uma pastagem. Neste período de cinco anos é que ocorrem as principais mudanças nas propriedades e fluxo de gases no solo. O terceiro período considerado foi de cinco a trinta e cinco anos, quando ocorreram menores amplitudes de variação. Os resultados do estudo estão na Tabela 2.

Tabela 2. Balanço de perdas de ganhos de carbono no sistema solo-pastagem-atmosfera, na região amazônica.

Carbono	Queima	0-5 anos	5-35 anos	Período completo (0-35 anos)
Perdas (kg.m⁻²)				
Solo da floresta (0-20cm)	0	1,00-1,6	0	1-1,6
Biomassa aérea	2,53-3,54	7,6-10,63	0	10,13-14,17
Biomassa no solo	0	1,57-2,39	0	1,57-2,39
Total	2,50-3,50	10,20-14,7	0	12,7-18,2
Ganho líquido (kg.m⁻²)				
Solo da pastagem	-	1,36-1,93	0,31-0,38	1,67-2,32
Biomassa aérea	-	0,45-0,68	0	0,45-0,68
Biomassa no solo	-	0,67-1,44	0	0,67-1,44
Total	-	2,50-4,0	0,3-0,4	2,8-4,4

Fonte: Cerri (1995) citado por Gomes et al., 2000.

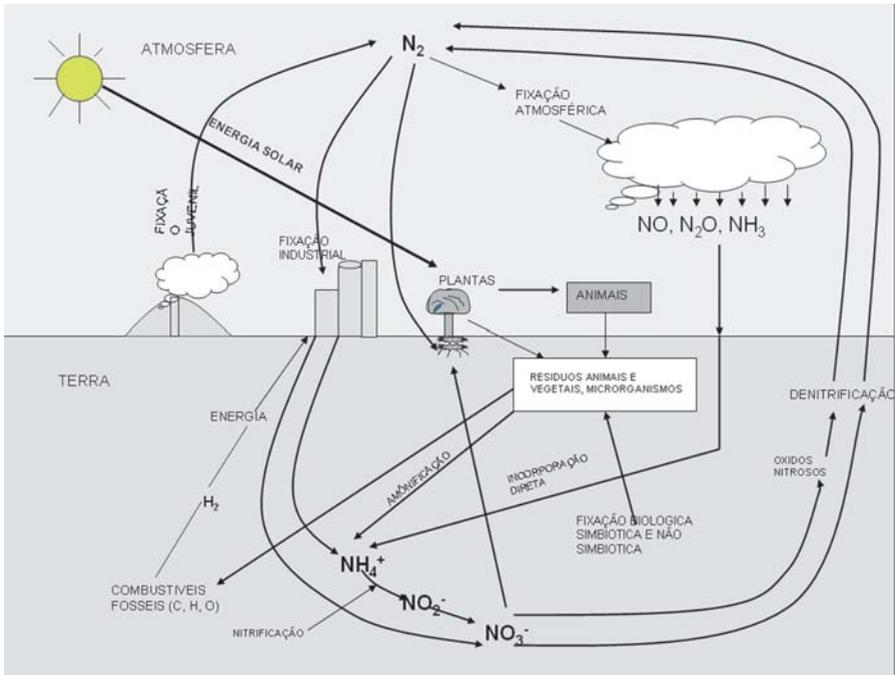
No período considerado de 0-35 anos, o sistema funciona como um fornecedor de carbono para a atmosfera. Estima-se, segundo Cerri (1995), um incremento de 8,4 a 15,3 kg.m⁻² de carbono para a atmosfera devido ao desmatamento, queima e utilização do solo com pastagens bem manejadas. Em termos de concentração de CO₂ da atmosfera, a conversão floresta-pastagem contribui com 0,9 a 1,9 g.m⁻³ no período de 35 anos. Isso representa, segundo os autores, 0,25 a 0,54% da concentração total de gás carbônico da atmosfera (354 g.m⁻³). O impacto na concentração de CO₂ da atmosfera devido à conversão floresta-pastagem na Amazônia é muito pouco expressivo quando comparado com a emissão do mesmo pela queima de combustíveis fósseis no mundo, que representa um aumento anual de 2,6 g.m⁻³.

1.2. Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais abundantes na natureza, constituindo cerca de 78% dos gases da atmosfera.

O nitrogênio é o elemento chave da molécula das proteínas, base de toda a vida. Sua deficiência reduz marcadamente a produção agrícola em quantidade e qualidade. O grande reservatório de N é a atmosfera 10¹⁵ t de N e os dois principais processos de transferência do mesmo para o solo, são a fixação industrial (como adubos) e a fixação biológica. Devido ao processo chamado de desnitrificação uma grande parte do N fixado volta para a atmosfera, fazendo com que a mesma se torne um depósito de N praticamente inesgotável.

-Em termos aproximados, existem as plantas leguminosas que fixam em torno de 15 milhões de toneladas de N por ano; as outras espécies biológicas tais como algas, fungos, bactérias, além de outras, fixam por volta de 40 milhões de toneladas de N por ano; a fixação industrial (adubos) em torno de 30 milhões de toneladas por ano; as combustões contribuem com 8 milhões de toneladas; os eventos climáticos como chuva, descargas elétricas contribuem com mais ou menos 10 milhões de toneladas e por último aparece a contribuição juvenil (por vulcões) com cerca de 0,2 milhões de toneladas ano. Por outro lado, somente o processo de desnitrificação manda de volta para a atmosfera cerca de 85 milhões de toneladas ano de N. A Fig. 2, a seguir, exibe um esquema do ciclo do nitrogênio de forma mais ampla.



Fonte: Gomes et al. (2000).

Fig. 2. Ciclo do nitrogênio na natureza.

A fixação industrial é feita a partir do N do ar, que é separado por destilação fracionada do ar liquefeito em aparelho de LINDE e do hidrogênio, submetidos a altas temperaturas e pressões na presença de catalisador, obtendo-se a amônia (NH_3). O H para a síntese da amônia vem do gás natural de petróleo, do gás residual das refinarias, da nafta ou mesmo do álcool. Na virada do século XX para XXI foi previsto um consumo de 60 milhões de toneladas de N na adubação (MALAVOLTA, 1994).

Embora vários compostos nitrogenados orgânicos e inorgânicos estejam sempre presentes no solo, em quantidades geralmente pequenas, depósitos de dimensões razoáveis de sais minerais de N são raros e ocorrem apenas em regiões semi-áridas. A principal razão desse fenômeno é a elevada solubilidade dos referidos sais em água, o que os tornam muito susceptíveis à lixiviação. Esse fato, naturalmente impede a acumulação, exceto nas regiões onde a precipitação é muito baixa (MELLO et al., 1983).

1.3. Ciclo do Fósforo

O fósforo é um elemento químico relativamente escasso na natureza, embora seja essencial a todos os seres vivos, devido à sua participação fundamental nos processos energéticos das células. Sua deficiência provoca um desbalanço nas reações bioquímicas do sistema ATP-ADP, comprometendo o funcionamento responsável pelo armazenamento e transporte de energia celular, o que inviabiliza os demais processos celulares.

Via de regra, o fósforo é o nutriente mais freqüentemente limitante em todos os agroecossistemas, sejam eles naturais ou artificiais, terrestres ou aquáticos, sendo que seu acréscimo naqueles ambientes reflete imediatamente na produtividade.

As fontes primárias de fósforo para os ecossistemas são as rochas que dão origem aos solos, e depósitos de fosfatos. Os principais minerais de rocha que contêm fósforo são as apatitas. Liberado a partir dessas fontes, o fósforo completa seu ciclo biogeoquímico, de natureza estritamente sedimentar, movimentando-se entre os compartimentos solo, água e organismos vivos. Portanto, o principal reservatório de fósforo encontra-se na litosfera, sendo estimado em 19 bilhões de toneladas a quantidade total contida nas rochas e minerais primários e cerca de 96 a 160 bilhões de toneladas a quantidade total existente nos solos (RITCHEY, 1983, citado por TSAI & ROSSETTO, 1992). Segundo Finck (1982), as reservas mundiais de fósforo contidas nos depósitos de fosfatos naturais (rochas fosfatadas), que são econômica e tecnicamente exploráveis, situam-se ao redor de cinco bilhões de toneladas. Essas reservas poderiam durar cerca de 500 anos, mantidas as taxas de utilização atuais, que giram em torno de 10 milhões de toneladas de P por ano. A utilização do fósforo se dá principalmente na agricultura, sob a forma de fertilizantes fosfatados. Comparado ao uso agrícola o uso industrial pode ser considerado pouco expressivo.

O fósforo aplicado ao solo nos agroecossistemas é, em parte, perdido por lixiviação e erosão, e em parte, exportado nos produtos agrícolas que saem das lavouras. A maior parte do fósforo carregado do solo nas águas de escoamento vai para os rios e depois para os oceanos, perdendo-se dos ecossistemas terrestres. Vê-se, portanto, que as atividades agrícolas do homem podem levar à escassez de fósforo para a própria agricultura, no futuro. Epstein (1975), citado por Tsai & Rossetto (1992) estima em cerca de 3,5 milhões de toneladas a quantidade de fósforo perdida para os oceanos anualmente.

Uma vez no solo, o fósforo entra na biosfera quando é absorvido pelas plantas e microorganismos, retornando ao solo mediante a decomposição da matéria orgânica oriunda das plantas, animais e microorganismos. Nessa condição pode ser reabsorvido pelas plantas ou ligar-se a minerais de argila. No entanto, como já se comentou, sempre ocorrem perdas para fora do sistema, seja nas águas de drenagem, seja por exportação das colheitas.

Dentre os mecanismos de movimentação do fósforo no ciclo biogeoquímico, a absorção pelas plantas é o mais importante como forma de entrada dele na biosfera. Por outro lado, a decomposição/mineralização da matéria orgânica representa o mecanismo mais importante de saída do elemento da biosfera para o compartimento abiótico.

Entre os ciclos biogeoquímicos, o do fósforo apresenta-se como o mais simples em termos de número de compartimentos e vias de entradas e saídas. Ao contrário do ciclo do C, N e S, o do P não apresenta a fase atmosférica, a não ser em condições anaeróbias especiais na qual ocorre, com pouca significância, a formação do composto volátil fosfina (ETHERINGTON, 1975).

Entradas de fósforo nos ecossistemas a partir da atmosfera ocorrem pela deposição do elemento sob a forma particulada, resultado da suspensão de partículas do solo pelos ventos e da fuligem oriunda de queimadas e de processos industriais (ESTEVES, 1988; MARGALEF, 1983). Embora vários autores considerem tais deposições atmosféricas do fósforo como entradas ao ciclo, deve-se ressaltar que esse processo não envolve a transformação biogeoquímica do elemento, mas apenas mecanismos físicos de transporte associados à circulação do ar.

É conveniente definir as formas nas quais o elemento evolui dentro do ciclo. Uma diferença clara que sobressai em relação aos outros elementos, é que o fósforo não passa pela forma elementar (P), como acontece com o N, C, S e O. Seu percurso através do ciclo é feito sob a forma de ânions fosfato: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} .

Existem divergências na literatura em relação às formas de fosfato que ocorrem na natureza, uma vez que para uma mesma espécie química a solubilidade e a adsorção variam em função de parâmetros como o cátion associado e o pH do meio, entre outros. Na Tabela 3 são apresentadas algumas das diferentes formas de fosfato que ocorrem na natureza, tanto em ambientes aquáticos como terrestres.

Tabela 3. Principais formas de fosfato existentes nos ecossistemas, classificadas quanto à sua natureza química e solubilidade. (adaptado de Esteves, 1988).

Fosfato	Formas solúveis	Formas insolúveis
Inorgânico	H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Ortofosfatos	Complexo fosfato-argila
	$\text{Fe}_2(\text{HPO}_4)_3$ monohidrogênio fosfato férrico	Complexo metal-hidróxido
	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ dihidrogênio fosfato de cálcio	Minerais, ex. apatita $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$
Orgânico	Compostos orgânicos dissolvidos	Fósforo complexado à matéria orgânica

Fonte: Gomes et al. (2000).

Embora essa classificação relativa às formas de fosfato sirva de base para o estudo de suas relações químicas no ambiente, alguns autores enfatizam que no estudo dos ecossistemas deve-se considerar principalmente a disponibilidade dos íons fosfato para os seres vivos. Sharpley & Halvorson (1994) sugerem que a disponibilidade das formas de fosfato para a comunidade biótica do solo não se relaciona estreitamente com a solubilidade que eles apresentam, pois mecanismos específicos de absorção de fosfato variam conforme o organismo em questão. Por exemplo, os ortofosfatos constituem a fração mais prontamente disponível para consumo biológico, mas uma série de organismos, principalmente micorrizas, é capaz de utilizar formas de fosfato aparentemente insolúveis.

Em ecossistemas naturais a disponibilidade de fósforo é suficiente para a manutenção da comunidade biótica devido principalmente aos mecanismos que a própria comunidade desenvolveu para conservação desse elemento. Já nos agroecossistemas tais mecanismos de conservação são alterados. Acrescente-se a isso, o fato de que as atividades agrícolas, em geral, aceleram os processos naturais de escoamento superficial e subsuperficial, contribuindo, assim, para o aumento da perda do fósforo dos agroecossistemas. Nesses sistemas, em que a exportação de alimentos e fibras resulta em carreamento de fósforo para fora do sistema, existe a necessidade de reposição do ele-

mento via adubação, que é a principal forma de entrada do fósforo nos agroecossistemas.

Um segundo compartimento do ciclo do fósforo é constituído pelo próprio elemento presente no solo, embora sua disponibilidade para as plantas seja geralmente baixa. Para se ter uma idéia, a concentração de fósforo no solo em sua forma total varia de 1,25 a 7,5 mg.kg⁻¹ de P nos solos considerados de pobre a moderadamente férteis. Nos solos mais férteis, essa concentração pode chegar a 30 mg.kg⁻¹. Mesmo assim, o fósforo disponível às plantas chega a representar apenas entre 10 e 20% desse total nos casos mais severos de baixa fertilidade. Se considerarmos as camadas de solo mais comumente utilizadas pela agricultura no mundo inteiro, o montante de fósforo existente nas terras agricultáveis situa-se em torno de 100 milhões de *teraton* em sua forma total, constituindo-se, assim, como uma reserva estratégica desse elemento. Mesmo assim, quando o fósforo é introduzido nesses sistemas, há uma resposta muito positiva por parte da comunidade biótica.

Uma análise dos trabalhos que relacionam o manejo agrícola à perda de P mostra que as perdas de P por erosão aumentam à medida que a parte de uma microbacia sob floresta diminui e a parte cultivada aumenta (SHARPLEY & HALVORSON, 1994).

Um aumento de perdas de P tem sido constatado após a aplicação de fertilizante fosfatado (SHARPLEY & SYERS, 1976). A parte do P do fertilizante transportada pelas enxurradas foi, em geral, maior nas microbacias sob cultivo convencional, comparadas àquelas sob cultivo conservacionista. Todavia, o P biodisponível nas águas de escoamento superficial aumentou no cultivo conservacionista.

Em razão da fixação de P pelo solo, práticas que reduzam a erosão também reduzirão as perdas totais de P por escorrimento. A erosão e o transporte de P podem ser reduzidos pelo aumento da cobertura vegetal e por resíduos culturais.

O manejo de resíduos culturais pode afetar a ciclagem do P. A mineralização P dos resíduos é maior quando estes são deixados na superfície do solo do que quando são incorporados (SHARPLEY & HALVORSON, 1994). Sem a adição de fertilizante fosfatado, uma perda líquida de P do agro-ecossistema via remoção na colheita está freqüentemente associada a um decréscimo do P orgânico, enquanto o P inorgânico geralmente se mantém constante. Por

exemplo, o cultivo de algodão em um solo do delta do Mississippi por 60 anos, sem registro de adubação fosfatada, teve pouco efeito no conteúdo de P inorgânico (SHARPLEY & SMITH, 1983). No entanto, verificou-se um decréscimo do teor de P orgânico do solo cultivado na camada de 0-15 cm (93 mg.kg^{-1}), comparado a solo virgem análogo (223 mg.kg^{-1}). Aparentemente, a mineralização do P orgânico restabeleceu o reservatório de P inorgânico.

Alguns estudos (SHARPLEY, 1985; TATE et al., 1991) sugerem que práticas de manejo que maximizem a formação de matéria orgânica podem reduzir as necessidades externas de P para o crescimento das plantas.

Sob cultivo mínimo, a intensificação das atividades microbiana, e da fauna, pode aumentar a imobilização do P na massa microbiana e subseqüentemente as taxas de mineralização do P orgânico (SHARPLEY & HALVORSON, 1994).

1.4. Ciclo do Enxofre

O enxofre é um macronutriente essencial ao crescimento e desenvolvimento dos organismos vivos, devido à sua participação na síntese de proteínas. Torna-se, importante o conhecimento dos processos de transformação e reações a que este elemento está sujeito na natureza, especialmente no solo, substrato e principal supridor de S às plantas e aos microrganismos.

O ciclo do S apresenta etapas e processos que ocorrem no solo, na água e na atmosfera (figura 3). Além de ser um nutriente para a planta, o enxofre pode interferir, de forma marcante, nas condições físico-químico-biológicas do solo e de outros ambientes (BISSANI & TEDESCO, 1988; GOMES et al., 2000).

As reações e os processos químico-biológicos do S na biosfera se assemelham aos do nitrogênio em diversos aspectos: a) apresentam vários estados de oxidação; b) ocorrem nos solos agrícolas predominantemente em formas orgânicas; c) a maioria das transformações é decorrente da atividade microbiana; d) ocorrem em formas gasosas na atmosfera, interferindo em processos físico-químicos nesse ambiente.

contribuição do S do subsolo para as plantas; b) perdas por lixiviação relacionadas com o manejo do solo; c) mineralização real do S orgânico e fatores determinantes; d) estudo e definição das formas de S orgânico e sua contribuição para as plantas; e) resposta à aplicação de S em solos já utilizados intensivamente e em culturas exigentes em S; f) obtenção de índices de disponibilidade mais representativos para os diferentes grupos de solos, em função de suas características; g) aperfeiçoamento das metodologias de laboratório para a determinação de S; h) contribuição de formas de S atmosférico para o solo e as plantas.

2. Nutrientes e Seus Impactos nos Agroecossistemas

2.1. Fertilizantes

2.1.1. Nitrogênio

Existem diversas fontes de nitrogênio (N) orgânicas, minerais ou organominerais, cada uma com suas particularidades, como eficiência no fornecimento de N para as plantas, limitação em termos de disponibilidade no mercado e, sobretudo, ação impactante no agroecossistema. No Brasil, as formas químicas mais usadas para adubação nitrogenada são a amoniacal, nítrica, amídica e protéica. Os fertilizantes nitrogenados inorgânicos incluem, principalmente, o nitrato de sódio, o sulfato de amônio, o nitrato de amônio, a uréia, a amônia não hidratada, a amônia em solução, as soluções nitrogenadas, o fosfato de amônio e o biofosfato de amônio.

Na forma amoniacal, o fertilizante perde eficiência em condições alcalinas, com a liberação da amônia por volatilização. Na reação com o solo forma-se amônio, que pode ser fixado no solo, imobilizado pelos microrganismos ou nitrificado, principalmente pelas bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* ou ainda absorvido pelas plantas. Tanto na nitrificação quanto na absorção ocorre acidificação na região de ação do adubo. Em períodos prolongados com uso de formas amoniacaais para adubação nitrogenada, esta acidificação pode tornar-se um fator limitante ao desenvolvimento da cultura (MASON & WILLIAMS, 1980). No processo de nitrificação, além da acidificação do solo, resta ainda o ânion nitrato, forma móvel no solo, prontamente lixiviável, que pode ser absorvido em grandes quantidades pelas plantas, contaminando alimentos, ou ser lixiviado, causando grandes preocupações quanto à conta-

minação de corpos de água subterrânea ou superficial, como comprovaram Pawar & Shaiki (1995) na Índia.

Quando aplicados na forma nítrica, os fertilizantes nitrogenados têm poder alcalinizante. São, porém, pouco retidos, predominando o processo de lixiviação. Ocorrendo condições anaeróbicas, pelo excesso de umidade, por exemplo, o nitrogênio pode ser perdido como N_2 ou N_2O , no processo de desnitrificação. A desnitrificação, juntamente com a lixiviação, constituem as duas vias principais de perdas de nitrato. Embora a desnitrificação possa reduzir o potencial de contaminação de aquíferos por nitrato, constitui a perda de um nutriente essencial, de alto custo energético para sua produção.

O valor de 10 mg.L^{-1} de $N\text{-NO}_3^-$ é adotado em vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade da água. Valores superiores ao mencionado, pode levar uma pessoa, principalmente crianças, à metahemoglobinemia, doença que pode ser fatal nos primeiros anos de vida. Animais jovens podem também desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg.L^{-1} de $N\text{-NO}_3^-$ na água que bebem; em animais adultos com longo período de exposição pode ocorrer queda na produção de leite, deficiência de vitamina A, distúrbios da tireóide, problemas na reprodução e abortos (PIMENTEL, 1996). A existência de atividades agrícolas de forma intensiva em áreas de recarga de aquíferos, como acontece com o aquífero Guarani, tem merecido atenção quanto ao comportamento de agroquímicos, em especial o nitrato, e sua influência na qualidade da água subterrânea. Um monitoramento realizado na água subterrânea ao longo dos anos de 1995, 1996, 1997 e 1998 na região de Ribeirão Preto-SP, mostrou que os níveis de nitrato ainda não são comprometedores, mas podem ser críticos se não houver critérios de adubação que possam evitar o uso indiscriminado e mesmo controlar o movimento de N em direção ao lençol subterrâneo (EMBRAPA, 1998).

Na forma amídica (uréia), o fertilizante nitrogenado está sujeito a perdas de NH_3 devido à elevação de pH que ocorre ao redor do grânulo na reação de hidrólise. Se a uréia for aplicada na superfície do solo (em cobertura), ou incorporada em solo alcalino, as perdas podem ser acentuadas, reduzindo bastante a eficiência da adubação (TRIVELIN et al., 1993), o que ocorre em grande escala na aplicação superficial de uréia no sistema de plantio direto.

Na forma protéica, o nitrogênio tem que ser mineralizado microbiologicamente (aminização, amoniação e nitrificação). Para se evitar perdas de

NH_3 na fermentação. pode-se usar SS ou ST, os quais regulam as perdas devido à sua acidez residual, resultante do processo industrial de ataque da rocha fosfatada com ácidos.

Na adubação orgânica, o nitrogênio torna-se disponível às plantas somente após sua mineralização, através dos processos de aminização, amonificação e nitrificação. Como esses processos são dependentes de microrganismos, ocorre a liberação lenta de nitrogênio. Assim, Ricci et al. (1995) encontraram teores significativamente menores de nitrato em alfices adubadas com compostos orgânicos, em relação à adubação química. No entanto, a utilização de matéria orgânica em excesso por longos períodos, pode também causar acúmulo de nitrato, seja no solo seja na planta, principalmente se não houver critérios agrônômicos estabelecidos com base em pesquisas.

Para que seja evitado o acúmulo de nitrato, deve-se aplicar o mínimo necessário, controlando-se as dosagens e a distribuição do fertilizante, bem como a aplicação nos estádios fenológicos mais adequados às plantas, para que, desta forma, haja maior absorção de nutrientes. Para algumas culturas, nem sempre é possível a adubação nessas épocas de maior absorção, porém o estudo de novas técnicas de aplicação pode tornar isso viável. Tal tipo de estudo pode indicar o melhor aproveitamento do nutriente pelas plantas, com acréscimo na produtividade e redução do impacto ambiental.

Uma forma de adição de nitrogênio ao solo que independe da aplicação de adubos é a fixação biológica do elemento contido no ar por meio da ação de bactérias do gênero *Rhizobium*, que atuam em simbiose com leguminosas. Em alguns casos, a fixação biológica dispensa totalmente o uso de adubos nitrogenados. A substituição da fertilização nitrogenada por bactérias fixadoras de nitrogênio é uma técnica que vem alcançando progressos notáveis para leguminosas como soja, ervilha e feijão (VARGAS et al., 1993), com possibilidades de expansão para arroz irrigado, cana-de-açúcar e forrageiras (DOBEREINER, 1993).

O mesmo processo pode ser adotado em seqüências de cultivos anuais que incluam uma leguminosa com o propósito de reduzir as quantidades de nitrogênio a serem aplicadas no cultivo subsequente, quando normalmente se usa uma gramínea (ROSAND & GOEDERT, 1985).

Outra fonte de N de natureza orgânica é a adubação verde, que consiste em incorporar no solo o vegetal não decomposto. Se o solo se encontrar em

condições favoráveis e bem manejado o material incorporado influenciará positivamente na manutenção ou no aumento da produção agrícola. É preciso, tão somente, que seja controlada a relação C/N não deixando que ela atinja valores elevados que possam prejudicar o suprimento de N.

Estrume de animais também se constitui em fonte potencial de N. Todavia, sua eficiência tem sido comprovada quando misturado com produtos inorgânicos. Em pequenas propriedades, no entanto, as aplicações de estrumes com tratamento aeróbio líquido têm dado bons resultados (BRADY, 1992). Por outro lado, os dejetos de animais merecem atenção especial por conterem, em muitos casos, metais pesados os quais irão se acumular progressivamente nos vegetais, principalmente olerícolas e, finalmente, no homem.

De qualquer modo, a disponibilidade de N das fontes orgânicas é limitada, havendo necessidade de suprimento das culturas a partir de outras fontes, tais como mineral e organomineral.

Mais recentemente, surgiram outras fonte alternativas de N, a exemplo do lodo de esgoto, cuja demanda de uso agrícola tem crescido de forma expressiva. Trabalhos desenvolvidos no Brasil, como os de Mattiazzo & Andrade (2000) e Oliveira et al. (2001), indicam que, dependendo das doses de lodo aplicadas, quantidades consideráveis de nitrato podem ser lixiviadas da camada arável dos solos para além da zona de exploração das raízes das plantas. As normas para o uso agrícola do lodo de esgoto refletem a preocupação com essa questão, destacando, entre outros parâmetros utilizados na definição da dose a ser aplicada, a quantidade de nitrogênio do lodo que ficará disponível durante a safra. Essa quantidade corresponde ao nitrogênio na forma mineral (amônio + nitrato) originalmente contida no lodo, somada à fração do nitrogênio orgânico que será mineralizada durante o ciclo da cultura (CETESB, 1999).

Estudos desenvolvidos por Dynia et al. (2006) sobre a lixiviação de nitrato em latossolo cultivado com milho, após aplicações sucessivas de lodo de esgoto, mostraram que: a) a lixiviação de nitrato ocorre em todos os tratamentos adotados - L0N, L1N, L2N, L4N e L8N, sendo que as doses de N disponível corresponderam a zero, uma, duas, quatro e oito vezes às de AM (adubação mineral); b) a intensidade da lixiviação obedece à ordem: adubação mineral < testemunha < adubação com os dois tipos de lodo; nos tratamentos com lodo, a lixiviação aumentou com as doses e com o número de aplicações; c) a aplicação de lodo, em doses correspondentes ao fornecimento de quatro e

oito vezes o N disponível aplicado na adubação mineral recomendada para a cultura, resulta em intensa lixiviação do ânion a partir dos primeiros cultivos; e d) após cinco aplicações dessas doses, grande parte do nitrato lixiviado alcançou a profundidade de 3 m.

Uma das culturas que mais requer N é a alface, cujo rendimento é expressivo, motivo pelo qual é bastante usado nessa cultura. A deficiência de N retarda o crescimento e causa má formação da cabeça, as folhas mais velhas amarelecem e caem com facilidade. No sistema hidropônico o N é fornecido basicamente sob a forma de nitrato, uma vez que, o amônio acima de 15% do N total da solução é fitotóxico, diminuindo o rendimento e a qualidade da cultura da alface, segundo Faquin et al. (1994).

Para ser metabolizado pela planta, ou seja, incorporado a compostos orgânicos formando aminoácidos, ácidos nucléicos, proteínas e outros compostos nitrogenados, o nitrato (NO_3^-) deve ser necessariamente reduzido para amônio (NH_4^+). Essa redução, na maioria das plantas, ocorre nas folhas e em duas etapas: a primeira no citoplasma, onde o nitrato passa para nitrito, mediada pela enzima redutase do nitrato (R-NO_3^-); a segunda nos cloroplastos, onde o nitrito (NO_2^-) passa para NH_4^+ , mediada pela redutase do nitrito (R-NO_2^-). Na primeira etapa, o agente redutor é o NADH^+ , originado na respiração, e na segunda etapa, nos cloroplastos, o agente redutor é a ferredoxina, cujos elétrons são originados no fotossistema I (FSI) da fase clara da fotossíntese.

Assim, o NO_3^- absorvido pelas raízes, reduzido a NH_4^+ , irá formar os diversos compostos orgânicos nitrogenados da planta. Diversos são os fatores que afetam a redução do nitrato nas plantas, citando-se os genéticos e os ambientais. A intensidade luminosa parece ser, dentre os fatores ambientais, o de influência mais marcante no acúmulo de nitrato em plantas. O acúmulo de nitrato que ocorre quando as plantas são submetidas à baixas intensidades luminosas é bem documentado. A explicação para esse acúmulo, que ocorre na ausência de luz ou baixa intensidade luminosa, é que nessas condições não haveria nos cloroplastos, um fluxo de elétrons, via ferredoxina, suficiente para a redutase do nitrito (R-NO_2^-) reduzir o NO_2^- a NH_4^+ , com o conseqüente acúmulo de NO_2^- . Este acúmulo de NO_2^- (em baixas concentrações, pois é fitotóxico), promoveria uma inibição na atividade da redutase do nitrato (R-NO_3^-) no citoplasma, acumulando assim, o NO_3^- absorvido.

2.1.2. Impactos do uso de nitrogênio

Os impactos negativos resultantes da utilização do nitrogênio no meio agrícola concentram-se na eutrofização de mananciais, sejam superficiais sejam subterrâneos, dada sua grande mobilidade na forma de nitrato, provocando principalmente distúrbios orgânicos em animais.

Nos solos tropicais, por exemplo, os íons nitrato são fortemente repelidos pelas cargas negativas dos colóides do solo. Não sendo retidos na fase sólida, tendem a permanecer na solução e podem ser lixiviados pelas águas de percolação, resultando em perda de N que poderia ser utilizado pelas plantas, e em contaminação de lençóis freáticos e cursos d'água (DYNIA & CAMARGO, 1999).

No organismo, o nitrato (NO_3^-), que é ingerido em excesso com os alimentos, pode ser reduzido para nitrito (NO_2^-), entrando na corrente sanguínea, onde oxida o ferro ($\text{Fe}^{2+} \Rightarrow \text{Fe}^{3+}$) da hemoglobina, produzindo a metahemoglobina. Esta forma de hemoglobina é inativa e incapaz de transportar o O_2 para a respiração normal das células dos tecidos, causando a chamada metahemoglobinemia. O nitrito pode também combinar com aminas formando nitrosaminas, as quais são cancerígenas e mutagênicas.

No caso das plantas, a intensidade elevada de radiação luminosa durante o ciclo da cultura, minimiza a acumulação de nitrato, ou seja, no inverno com dias mais curtos as plantas acumulam mais nitrato. Também um eficiente suprimento de molibdênio às plantas é outra maneira de manter a assimilação normal do nitrato. A substituição de parte do nitrogênio fornecido na forma de nitrato pela amoniacal, como alternativa para se reduzir a acumulação de nitrato nos vacúolos é uma alternativa de minimizar a quantidade de nitrato absorvida pela planta, porém concentrações de amônio acima de 15% do nitrogênio total tem causado reduções de produção, devido a menor absorção de P, Ca, Mg e K (FAQUIN et al., 1994). Já Furlani (1998) cita como regra geral de segurança que a concentração de N-NH_4^+ não deve ultrapassar 20% da quantidade total de nitrogênio.

Enquanto o nitrato pode ser acumulado no vacúolo sem causar toxidez para a planta, o amônio pode causá-lo, mesmo em baixa concentração. A utilização do amônio para a síntese de aminoácidos, amidas e compostos relacionados é o principal mecanismo de desintoxicação das plantas, tanto em decorrência da absorção de amônio como da redução do nitrato. Em hidroponia, as soluções nutritivas usadas para alface são ricas em nitrato, o que pode ser

confirmado pelos sais recomendados nas suas composições (nitrato de potássio, de cálcio, de magnésio, de sódio e de amônio), conforme Castellane & Araújo (1995).

2.1.3. Fósforo

O fósforo é outro elemento importante na nutrição vegetal e que, em função da quantidade aplicada, pode ocasionar impactos, tanto positivos quanto negativos no agroecossistema.

Diferentemente do que foi abordado no item dos ciclos biogeoquímicos, nesta abordagem será dada ênfase à fixação do fósforo nos solos agrícolas. Nesse sentido, deve-se partir do pressuposto de que o processo de fixação é decorrente da transformação do fertilizante (no caso fosfatado) em uma forma menos solúvel devido a reações no solo (FASBENDER, 1969 citado por MELLO et al., 1983).

As causas que determinam a fixação do fosfato no solo são diversas e complexas, e se devem: a) fixação do fósforo por solos ácidos, onde são comuns a precipitação como compostos insolúveis, reação com óxidos hidratados e reação com argilas silicatadas e b) fixação do fósforo por solos de reação alcalina, onde são mais comuns as reações de formação de fosfatos de cálcio pouco solúveis, precipitação sobre superfície de partículas de CaCO_3 e fixação por argilas silicatadas (MELLO et al., 1983).

Vários fatores ligados à reação do solo estão envolvidos na retenção de P. Assim, torna-se difícil distinguir os efeitos diretos daqueles indiretos. O pH do solo, por exemplo, tem papel fundamental nesse processo. Valores extremos de pH, ou seja, muito baixos (solos ácidos) ou altos (solos alcalinos) tendem a fixar o fosfato tornando-o indisponível às plantas. Porém, existem processos que determinam a fixação do fósforo em qualquer valor de pH, o que torna complexo o entendimento do mecanismo de fixação desse elemento (FASBENDER, 1969 citado por MELLO et al., 1983).

Diante do exposto, é mais interessante e adequado fazer com que as plantas aproveitem ao máximo o P natural do solo, quando houver concentração razoável, do que fornecê-lo como adubo. Para isso, é necessária a existência de boas condições para a solubilização e a mineralização desse elemento. Em solos pobres, por exemplo, é necessário o uso de fosfatos, o que pode até

aumentar o teor de P total e solúvel. É conveniente evitar-se, tanto quanto possível, a fixação. Por isso, fosfatos solúveis devem ser aplicados no plantio (para culturas anuais) em solos de grande poder de retenção. (MELLO et al., 1983).

Uma prática interessante é fazer adubação com fosfatos naturais, adotar cultivo de leguminosas (fonte de adubo verde) e incorporá-las no momento oportuno. Aproveita-se, com isso, o grande poder dessas plantas em utilizar os fosfatos insolúveis. Com a decomposição das mesmas, ocorre a mineralização do P e a formação de ânions orgânicos que impedem sua rápida fixação. A produção concomitante de ácidos orgânicos e minerais intensifica a solubilização de fosfatos insolúveis. Ao que tudo indica, a aplicação de fertilizantes nitrogenados favorece a absorção de P, seja por estimular o desenvolvimento radicular, seja por aumentar a eficiência das raízes para absorver esse nutriente, ou ainda por alterar a solubilidade do mesmo no solo (GRUNES, 1959 citado por MELLO et al., 1983; GOEPFERT, 1972).

2.1.4. Impactos do uso de fósforo

Os fertilizantes fosfatados constituem-se em fontes de Cd e de U, além de outros elementos radioativos ao quais os agricultores ficam expostos, normalmente por inalação ou por contato direto com a pele, quando há aplicação manual. Tal exposição pode causar neoplasias pulmonares e câncer de pele. Em Santa Catarina, por exemplo, Santos et al. (1995) compararam grupos de pessoas expostas a esses fertilizantes, quando observaram maior concentração de Cd e U, em relação aos agricultores não expostos, caracterizando uma situação de risco à saúde.

A contaminação das águas por fósforo apresenta-se como um problema sério e já bastante estudado em países de clima temperado, sendo a origem dessa contaminação, nas décadas de 50 e 60, oriunda da utilização dos detergentes polifosfatados não biodegradáveis. Margalef (1983) afirma que, com exceção das indústrias de limpeza, os argumentos sobre o papel do fósforo na eutrofização das águas foram unânimes na indicação desse elemento como o principal fator de agravamento dos processos de deterioração da qualidade das águas.

Com o surgimento dos detergentes biodegradáveis e um maior controle das fontes pontuais de poluição, o papel do fósforo na eutrofização das águas

voltou-se para a contaminação das águas por este elemento a partir das fontes não pontuais, das quais a agricultura é a principal. A preocupação da contaminação das águas por fósforo a partir de fontes difusas não se restringe ao seu efeito tóxico direto ao homem ou a outras formas de vida, mas ao seu reconhecido efeito de favorecer o aumento da produtividade dos ecossistemas, nos quais há acréscimos desse elemento, conhecido nos ecossistemas aquáticos como eutrofização artificial (GBUREK & SHARPLEY, 1998).

Embora encontrados em concentrações baixas, quando comparados a outros elementos, os níveis de fósforo acima de $25 \mu\text{gL}^{-1}$ nas águas naturais constituem, freqüentemente, indícios de contaminação de fósforo e valores acima de $100 \mu\text{gL}^{-1}$ são considerados por muitos autores como indicação de estágio avançado de eutrofização em lagos (ESTEVES, 1988; NICHOLLS & PETER, 1978; TILZER, 1983; CRUMPTON & WETZEL, 1982). Para ilustrar a importância desse nutriente, Talling (1957) realizou experimentos de laboratório nos quais conseguiu culturas de algas (*Chlorella* ssp) com $1 \times 10^6 \text{ind/mL}^{-1}$ com apenas $1 \mu\text{gL}^{-1}$ de P-PO_4^-

O fósforo é transportado para os cursos d'água e reservatórios principalmente por meio do escoamento superficial. Embora não apresente risco direto para a saúde humana, e suas concentrações encontradas nos corpos d'água sejam muito inferiores às do nitrato, o fósforo apresenta um papel essencial na eutrofização de rios e lagos, uma vez que o acréscimo desse nutriente favorece a proliferação de algas e o acúmulo de matéria orgânica, com conseqüências diretas para outros parâmetros de qualidade de água, tais como aumento da DBO e diminuição do oxigênio. Os sistemas de produção agrícola influenciam a carga de fósforo transportada para os rios. A maior parte do fósforo transportado está associada a sedimentos provenientes das áreas agrícolas que uma vez depositados no fundo de rios e lagos, virá a ser liberado para a água por meio dos processos bioquímicos (LUCHIARI et al., 1997).

O papel do fósforo nos processos de eutrofização dos recursos hídricos apresenta relações complexas com as características de qualidade da água, destacando entre estas, o "input" ou entrada de fósforo, a concentração de oxigênio dissolvido, a produtividade primária do fitoplâncton, a biodiversidade do ambiente aquático, o estado trófico, a demanda bioquímica de oxigênio, etc., conforme ilustrado conceitualmente na Fig. 4 (CORREL, 1998).

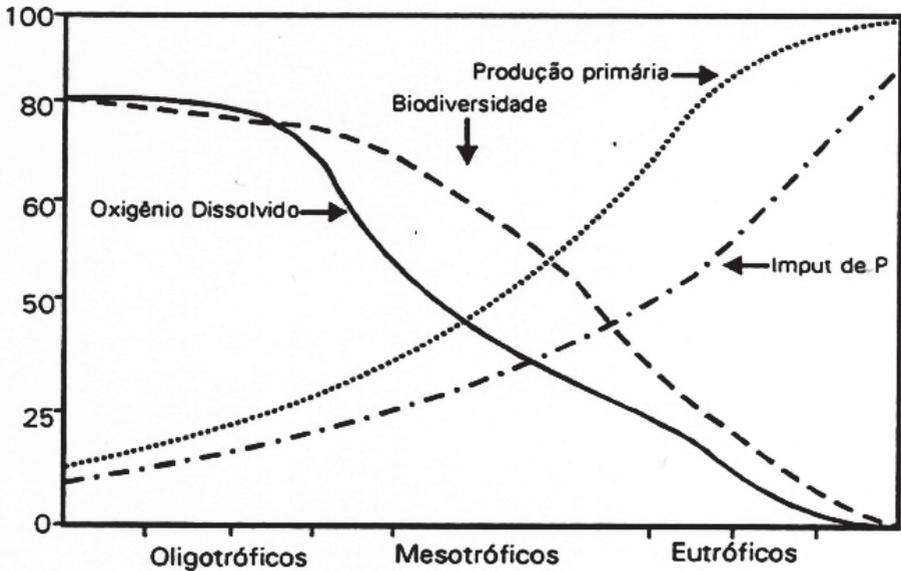


Fig. 4. Principais processos envolvidos na eutrofização dos recursos hídricos.

Em ambientes tropicais não tem sido constatada, em grande escala, a contaminação das águas por fosfato, principalmente no Brasil. Esse fato pode ter a seguinte explicação: o fosfato ainda não é usado em demasia, como nos países de primeiro mundo; os solos apresentam grande capacidade de fixação de fósforo; o perfil dos solos é relativamente profundo, minimizando efeitos de lixiviação; e uso mais freqüente de compostos de rápida assimilação pelas plantas.

2.1.5. Potássio

O potássio é conhecido por desempenhar uma função vital na fotossíntese, na translocação de fotossintetizados, na abertura e fechamento dos estômatos, na ativação de enzimas de plantas e em muitos outros processos. Plantas deficientes em K não conseguem utilizar a água do solo e, conseqüentemente, os nutrientes em quantidades suficientes. A qualidade das plantas deficientes em K é inferior às demais. O K é conhecido como o nutriente da

qualidade devido aos seus importantes efeitos sobre o tamanho, forma, cor, sabor e resistência à armazenagem.

A principal fonte de K é o mineral silvita, fonte de cloreto de potássio (KCl) que tem, em média, 60% de K_2O e se encontra em rochas sedimentares, conhecidas por evaporitos, associada à halita (NaCl). Sulfato de potássio (K_2SO_4), nitrato de potássio (KNO_3) e, ainda, sulfato de potássio e magnésio $K_2Mg(SO_4)_2$ completam o grupo de fertilizantes potássicos minerais.

Assim, para um entendimento mais amplo, o K está presente no solo sob quatro formas: a) potássio que ocorre como um componente estrutural de minerais primários, tais como micas e feldspatos potássicos, e que se torna disponível apenas pela decomposição desses minerais; b) potássio que é temporariamente aprisionado entre camadas de argilas laminares expansivas, tais como illita e montmorilonita; c) potássio trocável retido eletrostaticamente pelos colóides do solo carregados negativamente, podendo ser substituído e extraído pro tratamento com sais neutros, como o acetato de amônio e d) potássio solúvel, presente em pequena quantidade na solução do solo. As formas trocáveis e da solução do solo estão prontamente disponíveis para as plantas, sendo aquelas normalmente extraídas e medidas pela maioria dos métodos de análise de solo para K "disponível". Essas formas de K são as mais importantes para as culturas desenvolvidas em solos altamente intemperizados, normalmente pobres em argila expansiva, contendo quantidades muito limitadas de minerais de K sujeitos à decomposição (POTAFOS, 1990).

Em áreas tropicais, no entanto, sobretudo em áreas de cultivo intensivo de cana-de-açúcar, tem-se usado a vinhaça como fonte de K, em razão de sua grande disponibilidade como subproduto ou resíduo das indústrias sucroalcooleiras.

2.1.6. Impactos do uso do potássio

De um modo geral, não tem sido constatada, em ambientes tropicais, ações impactantes expressivas decorrentes do uso de fertilizantes potássicos, seja no solo seja na água superficial ou subterrânea. No entanto, trabalho desenvolvido por Camargo et al. (1987), sobre o uso da vinhaça, indicou que ela pode contribuir com cloretos, carbono orgânico, amônia e nitrogênio orgânico que oferecem riscos para a qualidade da água subterrânea.

Estudos realizados por Hassuda (1989) sobre o comportamento da vinhaça em solos de recarga de aquíferos mostraram que os elementos ferro, alumínio e manganês sofreram transporte para regiões mais profundas, com maior teor d'água, ao passo que a adsorção de nutrientes como cálcio, potássio, magnésio e fósforo ocorreu na zona não saturada, ou seja, em condições de mais baixa profundidade no solo. Foi observado também que em condições anaeróbicas, principalmente a partir de 3 metros de profundidade, na presença de carbono orgânico oriundo da aplicação da vinhaça, houve favorecimento aos processos de desnitrificação. Cloretos, carbono orgânico, amônia e nitrogênio orgânico são produtos potencialmente poluidores de águas subterrâneas.

Em culturas irrigadas, adubações contínuas ou inadequadas com fertilizantes de elevado índice salino, como o cloreto de potássio, induzem a problemas de salinidade na zona radicular, bem como ao favorecimento à eutrofização dos mananciais, o que exige cautela e atenção especiais no manejo de adubações por meio da fertirrigação.

2.1.7. Cálcio

O cálcio é um elemento de ocorrência generalizada na natureza. Contudo, existem muitos solos pobres em cálcio, seja em teor total ou em teor disponível às plantas. Tais solos, normalmente são de caráter ácido, ou seja, com pH abaixo de 7,0 à exceção dos solos ácricos. Nas plantas, os sintomas visuais de deficiência de cálcio não são comuns, muitas vezes, pelo fato de estarem associados à deficiência de outros elementos como Mg e toxidez de Al e Mn.

O Ca aparece como um dos elementos mais utilizados na agricultura e como o constituinte de destaque dos corretivos e adubos.

As principais fontes primárias de cálcio são as rochas carbonatadas, representadas pelos calcários e mármore, e os minerais silicatados a exemplo dos plagioclásios cálcicos e minerais máficos como olivinas, piroxênios e anfibólios. A gipsita (CaSO_4) é outra fonte de Ca, embora não seja usada para esse fim, em razão da não disponibilidade desse elemento para as plantas. No entanto, quando aquecida e moída, dá origem ao gesso que pode ser usado como fonte de Ca e enxofre.

No solo, quando os silicatos se decompõem sob influência da água e do CO_2 ,

dá-se a liberação de Ca^{2+} na forma solúvel, que pode ser absorvido pelas plantas. Normalmente, os íons de cálcio encontram-se adsorvidos aos colóides do solo, notadamente nas argilas do tipo 2:1 (BARBER, 1967).

2.1.8. Impactos do uso de cálcio

O impacto negativo mais evidente em decorrência do uso de Ca em excesso é o favorecimento à dispersão dos colóides do solo, já que entre muitos cátions, ele exibe menor raio iônico; essa condição favorece a formação de um raio hidratado maior, gerando o fenômeno dispersivo. A dispersão dos colóides do solo significa o desencadeamento de um processo erosivo, uma vez que ocorre a desestruturação dos agregados com o conseqüente preenchimento dos poros, principalmente os mesoporos e microporos; com isso, as condições tornam-se mais favoráveis ao escoamento superficial da água e ao arraste das partículas de solo (JUCZ, 1987).

2.1.9. Magnésio

Em épocas passadas, o Mg era tido como um elemento não essencial às plantas, havendo uma crença de que seu emprego era desnecessário. Todavia, essa concepção foi superada, tanto que nos dias atuais sabe-se que o Mg tem papel preponderante na nutrição vegetal.

A fonte primária do Mg está nas rochas carbonatadas e em vários minerais silicatados ricos em Fe e Mg, como horblenda, augita, olivina, talco, serpentina, clorita e biotita dentre outros. Nas rochas carbonatadas, a dolomita é o principal mineral que contém Mg.

A exemplo do Ca, o Mg é usado em larga escala. É um dos constituintes de corretivos de acidez e de adubos. Muitas culturas manifestem deficiências nesse elemento, a exemplo das olerícolas.

Para Millar (1955), o Mg não exerce, como o Ca, grande influência sobre as condições físicas, químicas e biológicas do solo. Ao contrário do Ca, o Mg apresenta leve tendência de reduzir o estado de floculação dos colóides quando presentes em condições equilibradas no solo. Contudo, o Mg não chega a prejudicar as propriedades do solo, até porque seu teor trocável no solo é bem menor que o do Ca, prevalecendo o efeito desse último.

Mesmo exercendo pouca influência sobre as condições do solo, no que se refere às plantas, o Mg é de grande importância devido à sua condição de elemento essencial. Além disso, tem-se verificado um efeito positivo do Mg na absorção de P (MELLO et al., 1983).

2.1.10. Impactos do uso de magnésio

Concentrações elevadas de Mg disponível podem induzir ou inibir a disponibilidade de K, causando a deficiência deste elemento nas plantas. Assim, nesse caso recomenda-se o uso conjunto desses dois elementos sempre com uma relação K/Mg mais equilibrada, ou seja, concentrações mais elevadas de K combinadas com baixas concentrações de Mg (MELLO et al., 1983).

Por outro lado, concentrações muito baixas de Mg disponível podem ser inibidas pelo K, evidenciando assim, que existe forte competição iônica entre eles. Tanto é que Berger & Pratt (1963) citados por Mello et al. (1983), consideram que uma relação percentual ideal para a saturação do complexo coloidal do solo deve ser a seguinte: Ca = 65%, Mg = 10%, K = 5% e H = 20%.

O magnésio é um elemento essencial para a vida animal e vegetal. A atividade fotossintética da maior parte das plantas é baseada na absorção da energia da luz solar, para transformar água e dióxido de carbono em hidratos de carbono e oxigênio. Esta reação só é possível devido à presença de clorofila, cujos pigmentos contêm um composto rico em magnésio. Nos sistemas animais, o magnésio também desempenha um papel importante em reações de catálise enzimática envolvendo o grupo dos fosfatos e que estão associadas à transferência de energia e ao estímulo ao nível muscular. A falta de magnésio no corpo humano pode provocar diarreia ou vômitos bem como hiperirritabilidade ou ligeira calcificação nos tecidos. Em casos extremos, essa deficiência provoca tremuras, desorientação ou mesmo convulsões que levam à morte. Um adulto necessita, diariamente, de 300 mg de magnésio para um bom equilíbrio eletrolítico. O excesso de magnésio é prontamente eliminado pelo corpo. No entanto, deve se ter atenção com compostos de magnésio como o sulfato ou o hidróxido, que são laxantes e purgativos bastante eficazes.

2.1.11. Enxofre

O enxofre é um elemento essencial às plantas, apesar de não ter merecido a devida importância até pouco tempo. Embora o enxofre seja normalmente exigido em baixas doses pelas plantas, existem algumas que exigem-no em quantidades iguais ou maiores que as de fósforo. Para Malavolta (1979), as necessidades de enxofre são da mesma ordem que as de fósforo, sendo que culturas como cana-de-açúcar, batatinha, algodoeiro, feijoeiro, cebola, couve-flor e tomateiro exigem mais enxofre do que fósforo.

As fontes de S são de natureza mineral e orgânica. As fontes minerais incluem o S elementar, que é o enxofre puro; os sulfetos como os minerais pirita (FeS_2), galena (PbS), blenda (ZnS), calcopirita (CuFeS_2) e outros de menor ocorrência; os sulfatos, tais como gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e anidrita (CaSO_4) principalmente. Como não há grande disponibilidade desses minerais na natureza, para que possam ser aplicados diretamente, passou-se então à produção de fertilizantes contendo enxofre. Dentre esses destacam-se o sulfato de amônio, sulfonitrato de amônio, nitrosulfato de amônio, uréia - sulfato de amônio; uréia compacta e/ou perolada com gesso agrícola e sulfonitrocálcio dentre outros.

Outras fontes de S são o SO_2 da atmosfera e os agrotóxicos.

2.1.12. Impactos do uso de enxofre

Em relação à ação impactante negativa decorrente do uso do S, em sistemas agrícolas, não há muitos dados disponíveis na literatura que comprovem tal ação. Contudo, o excesso desse elemento pode ocasionar distúrbios às plantas, sobretudo em solos de salinidade mais elevada, onde o processo de mineralização do S é acelerado. Todavia, os compostos e fertilizantes fabricados encerram uma gama de elementos, que aparecem como impurezas ou subprodutos. Tais elementos, muitas vezes do grupo dos pesados, podem, certamente, ser os responsáveis por maiores danos nos agroecossistemas, notadamente nos organismos e no próprio homem.

O fosfogesso é um desses compostos que contém uma gama de metais pesados; é oriundo da fabricação do ácido fosfórico e, portanto, distinto do gesso obtido por mineração. Sua produção anual é relativamente alta no Brasil. O fosfogesso pode ser utilizado como condicionador de solos sódicos, por possuir efeito floculante, como fonte de S e ainda de Ca e como redutor

da atividade de alumínio no solo. Limitações ao uso do fosfógeno podem surgir em razão da presença de metais tóxicos e radionuclídeos (ALCORDO & RECHIGL, 1995; RUTHERFORD et al., 1996).

2.1.13. Micronutrientes

Os micronutrientes considerados importantes para as plantas são: boro, cloro, cobalto, cobre, ferro, manganês, molibdênio, níquel e zinco. Já para os animais os micronutrientes mais importantes são cobre e manganês (ativadores dos processos enzimáticos), zinco e manganês (integrantes da estrutura de metalo-enzimas), cobalto (vitamina), cromo (integrante de um complexo orgânico conhecido por FTG que trabalha em conjunto com a insulina), além de outros como, níquel, vanádio e molibdênio, conforme descrito por Tokarnia et al. (2000).

As fontes primárias de micronutrientes incluem as rochas ígneas básicas e ultrabásicas, as rochas sedimentares, entre elas as carbonatadas, e algumas metamórficas.

Os minerais blenda (ZnS), cobre nativo (Cu), turmalina [$H_2MgNa_9(BO)_2SiO_4O_2$], bórax ($Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$) e pirolusita (MnO_2), bem como a ilmenita [$xFe_2O_3 \cdot (1-x)FeTiO_3$, $x=0,15$], magnetita (Fe_3O_4), com substituição isomórfica do Fe por Cu, Zn, Ti, Mn, Co, Ni, B, Cr e outros como clorita - $Mg_3(Si_4O_{10})(OH)_2 \cdot Mg_3(OH)$ e halita ($NaCl$) são minerais potenciais constituintes de micronutrientes. Em regiões tropicais e subtropicais os solos originados de rochas básicas apresentam, na fração argila, a maghemita (γFe_2O_3) que é o mineral dominante do aporte de micronutrientes e, dentre eles, alguns metais pesados. Por outro lado, as fontes secundárias de micronutrientes incluem fertilizantes artificiais, resíduos agrícolas, resíduos agroindustriais, industriais e urbanos e pesticidas, que quase sempre carregam consigo outros elementos associados, tais como metais pesados e outros de toxicidade elevada.

A questão da disponibilidade dos micronutrientes para as plantas está centrada no pH. Na medida em que o pH aumenta, diminui a disponibilidade de boro, cobre, ferro, manganês e zinco, aumentando a disponibilidade de cloro e molibdênio (ROCHA & MALAVOLTA, 1988).

Deficiências de micronutrientes podem também ser devido à indução

provocada por adubação. A adubação fosfatada, por exemplo, provoca diminuição no teor de zinco em milho, ao passo que a adubação nitrogenada pode provocar carência de cobre, ferro, manganês e zinco. Também altos níveis de potássio podem induzir deficiência de zinco.

Desse modo, torna-se muito importante que tais compostos (fosfatos e adubos nitrogenados) sejam aplicados em doses estritamente necessárias, conforme as recomendações para cada caso em particular, envolvendo tipo de cultura e tipo de solo.

2.1.14. Impactos decorrentes do uso de micronutrientes e outros elementos

A preocupação ambiental emergente do uso cada vez mais intenso de restos agrícolas, industriais e urbanos é a quantidade de substâncias tóxicas que se incorpora ao solo. Entre estas, os metais pesados, que passam por um processo de concentração cada vez mais intenso, com seus ciclos biogeoquímicos naturais constantemente alterados pelas atividades antropogênicas.

Alguns resíduos industriais, por exemplo, mesmo sendo considerados como matéria prima para obtenção de micronutrientes de uso agrícola, devem ser analisados cuidadosamente, pois podem encerrar metais pesados em quantidades comprometedoras, tais como Cd, Cr, Ni e Pb não só para plantas mas também para animais. No caso das plantas, normalmente os efeitos contaminantes tem sido mínimos em decorrência das pequenas doses aplicadas ao solo, principalmente quando o objetivo é a adubação com micronutrientes (LIMA et al., 1991; MORTVEDT, 1991). Todavia, com a adoção de uma agricultura mais intensiva, com um número cada vez maior de insumos, alguns elementos indesejáveis têm aumentado substancialmente no solo.

Para Grossi, 1993; Berrow & Webber, 1972; Kabata-Pendias & Pendias, 1985; Purves, 1977 a existência de normas preconizando teores toleráveis de metais contaminantes em materiais orgânicos utilizáveis na atividade agrícola é baseada em estudos regionais. Nesse aspecto, a utilização desses materiais em outros ambientes, como critério para definição de limites toleráveis, não é totalmente confiável, pois as reações do fertilizante variam de acordo com o tipo de solo. Essa preconização de teores toleráveis de

contaminantes encontra alguns complicadores, principalmente na avaliação da poluição de um solo, curso d'água ou planta, dada a variedade de combinações possíveis dos fatores ambientais como chuva, temperatura, umidade, tipo de solo, microorganismos presentes, manejo da cultura, espécie e variedade cultivada, dentre outros.

Na parte animal, sobretudo em relação ao homem, a medicina tem procurado uma interação com as questões ambientais na busca da origem de várias patologias, por meio da chamada geomedicina. Nesse particular, a área de toxicologia humana tem obtido avanços consideráveis, conseguindo estabelecer um sem número de sintomas orgânicos em decorrência da presença de várias substâncias tóxicas ao organismo, dentre elas muitos metais pesados. Relatos da literatura médica homeopática e da toxicologia mostram, por exemplo, que o **Mn** em excesso, pode provocar paralisia nos membros inferiores, enfermidade de Parkinson, rosto inexpressivo, semelhante a uma máscara e constipação intestinal; o **Cu** e **B** em níveis tóxicos, causa o atrofiamento dos testículos, retardamento mental leve, retardamento no desenvolvimento psicomotor, convulsões e concentração difícil. No caso específico do **B**, ainda foram identificados os sintomas de terror noturno, medo de cair, sobressaltos com facilidade e debilidade nas articulações ; no caso do **Sr**, a ansiedade, indução à mutagênese celular, alterações na calcificação dos ossos, decorrentes de distúrbios no metabolismo do cálcio ; para o **V**, a diminuição dos leucócitos, depressão, tremores, irritação cutânea, além de melancolia e vertigem ; **Zn** em excesso foi correlacionado com vertigens constantes, infecções repetidas, alterações no crescimento, desequilíbrio emocional, além de doenças com erupção constante da pele; **Pb** em níveis elevados teve correlação com dores abdominais, vômitos, agressividade, anorexia com fome violenta após ter ingerido quantidade normal de comida e ainda agressividade (SOUSA, 1996).

Por outro lado, segundo Barreto, 2002, a deficiência de vários elementos também são problemáticas, como por exemplo: **Silício (Si)** - conhecido atualmente como o "mineral da beleza" ou "o cosmético", é responsável pela maciez da pele, cabelos, dentes fortes, unhas e ossos resistentes. É atribuída ao silício a longevidade. O silício desempenha papel importante no sistema ósseo, vascular, nervoso, respiratório. Está presente na constituição dos tendões, da pele e da face; é um agente mineralizador e um precioso fortificador de todos os tecidos elásticos do organismo. Os estudiosos do silício, o consideram como "O Nutriente Esquecido", uma vez que se encontra somente em pequenas quantidades no organismo; todavia, atribui-se a ele o papel de precursor de outros elementos, pela transmutação, o que justifica

sua presença em concentrações mínimas no organismo e explica o efeito positivo observado em pessoas que sofrem de osteoporose e doenças ósseas, principalmente quando bebem águas ricas nesse nutriente (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Zinco – As principais características de deficiência de zinco no ser humano é o atraso no crescimento, no amadurecimento sexual e esquelético. Está presente em todos os tecidos e líquidos do organismo. É eliminado do organismo através da pele, dos rins e do intestino. Os líquidos prostáticos têm uma alta concentração do mineral. A absorção depende da concentração e é feita no intestino delgado. A desnutrição protéico-energética é freqüentemente acompanhada por um fornecimento reduzido de zinco (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Cobre – A deficiência de cobre induz a hipopigmentação do cabelo e pele, mal formação óssea com fragilidade esquelética e osteoporose, anormalidades vasculares, cabelos não flexíveis. É amplamente encontrado nos tecidos, compondo proteínas, enzimas, as quais estão envolvidas em diversos compostos essenciais tais como: as proteínas complexas de tecidos conjuntivos do esqueleto e vasos sanguíneos, em uma variedade de compostos neuroativos envolvidos na função do sistema nervoso (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Várias substâncias quando em excesso reduzem a biodisponibilidade de cobre: cálcio/fósforo; drogas/medicações (penicilamina e tiomolibdatos); ferro; chumbo; sacarose/frutose; zinco.

Cromo – O cromo é um nutriente essencial que potencializa a ação da insulina e assim influencia o metabolismo de carboidratos, lipídeos e proteínas. Os países nos quais os alimentos refinados predominam na dieta são prováveis de ter uma elevada ocorrência de deficiência de cromo, devido a perdas apreciáveis do metal no processo de refinamento (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Manganês – O manganês é tanto um ativador como um constituinte de várias enzimas. A deficiência de manganês tem sido constatadas em diversas espécies animais, mas não, até então em humanos. Os sinais de deficiência de manganês incluem crescimento prejudicado, anormalidades esqueléticas, função reprodutiva alterada ou diminuída (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Selênio – A doença de Keshan é uma cardiomiopatia está sendo associada a uma deficiência de selênio em cereais básicos. A doença de Kashin-Beck é uma osteoartropatia endêmica que também foi ligada com o baixo estado do selênio. A deficiência de selênio que ocasiona essas doenças é atribuída ao solo que é deficiente ou que o selênio ficou fixado (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Molibdênio – Faz parte de várias enzimas, tem efeito sobre a produção de ácido úrico. Uma deficiência de molibdênio leva o paciente à irritabilidade, coma, taquicardia, taquipnéia e cegueira noturna. É atribuída a deficiência de molibdênio a certas formas de câncer de esôfago. É encontrado no esmalte dos dentes (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Lítio – A ação farmacológica do lítio é aproveitada no tratamento de psicose maníaco-depressiva. O sal de lítio tem sido usado mundialmente como um tratamento efetivo para episódios maníacos depressivos (SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

Diante do exposto, torna-se muito importante que os micronutrientes, tanto aqueles necessários para as plantas como para os animais, incluindo o homem, estejam presentes nas plantas e nos alimentos, em geral, em concentrações que não causem danos. No caso das plantas, em particular, é necessário que os micronutrientes sejam aplicados em doses estritamente necessárias, conforme as recomendações para cada caso em particular, envolvendo tipo de cultura e tipo de solo (MALAVOLTA, 1991; ROSA, 1991; LIMA et al., 1991; MALAVOLTA, 1994; SOUSA, 1996; BARRETO, 2002).

2.2. Corretivos

2.2.1. Rochas carbonatadas

As rochas carbonatadas apresentam diversas origens e, por conseguinte, diferentes características físico-químicas. Existem os calcários químicos e os biogênicos ambos podendo ser calcítico, dolomítico e magnesiano, dependendo das relações Ca/Mg. Por outro lado, existem também os mármore, rochas carbonatadas que sofreram metamorfismo e que podem exibir as mesmas relações Ca/Mg do calcário.

Nos ambientes sedimentares, tanto antigos quanto modernos, têm ocorrido acúmulos consideráveis de carbonatos. Entre os principais tipos, existem os depósitos marinhos de água rasa, carbonatos marinhos de água profunda, carbonatos de bacias evaporíticas, carbonatos de água doce de lagos e fontes e carbonatos eólicos (PETTIJOHN, 1975; SUGUIO, 1980). A maior parte dos calcários antigos pertence à primeira, ou seja, a dos depósitos marinhos de água rasa, enquanto que os depósitos atuais mais comuns são marinhos de águas profundas.

As características de qualidade dos calcários e mármore tem sido avaliadas em razão do teor de neutralizantes, tamanho das partículas, forma química dos neutralizantes, natureza geológica e variedade e conteúdo de nutrientes (ALCARDE, 1985). Para Gomes (1994), a morfologia das partículas das rochas carbonatadas também é importante, uma vez que influencia na velocidade de solubilização. Segundo ainda o mesmo autor, há uma influência muito grande do tipo de solo na solubilidade dos corretivos carbonatados, podendo agir com maior ou menor poder de tamponamento e ainda sob o aspecto físico, por meio de capas ou películas de óxidos de ferro e de alumínio que se formam nas superfícies desses corretivos.

Aspectos relacionados à gênese das rochas carbonatadas indicam uma grande variedade de elementos na composição química das mesmas. Naquelas levemente ou parcialmente metamorfisadas, é comum a presença de impurezas ou elementos traços, muitos deles classificados como metais pesados, que interferem na qualidade, principalmente na solubilidade. É comum, por exemplo, a presença de níveis mineralizados de galena (PbS) e blenda (ZnS), bem como pirita (FeS) e calcopirita (Fe Cu S₄).

A mineralogia dos calcários é constituída basicamente por calcita (CaCO₃), aragonita (CaCO₃) e dolomita [CaMg(CO₃)₂]. Alguns deles possuem pequena quantidade de ankerita [Ca(Mg,Fe)(CO₃)₂] e siderita [Fe(CO₃)₂].

Na calcita, embora muitos cátions possam substituir parcialmente o Ca, a maioria delas apresenta-se relativamente livre de outros íons, aproximando-se em composição do CaCO₃ puro. Outros tipos de corretivos de acidez incluem a cal hidratada ou hidróxido de cálcio [Ca(OH)₂], óxido de cálcio (CaO), silicato de cálcio (CaSiO₃) e silicato de magnésio (MgSiO₃). Como a correção da acidez do solo depende da neutralização do H⁺, a eficiência dos corretivos está associada à presença do radical CO₃²⁻ que reage com o H⁺ formando água e CO₂ que é prontamente liberado para a atmosfera.

A aplicação de calcário calcítico em solos com baixos teores de Mg pode provocar um desequilíbrio na relação Ca/Mg do solo, induzindo o aparecimento de deficiência daquele elemento na planta.

Quando a calagem é feita de forma correta, o pH do solo se eleva aos níveis mais adequados ao crescimento das plantas porque ocorre diminuição ou eliminação da solubilidade de elementos tóxicos, principalmente Mn e Al; verifica-se então um aumento na disponibilidade de P, Ca e Mg no solo e aumento na melhoria da vida microbiana, proporcionando melhores condições ao desenvolvimento das bactérias livres fixadoras de N do ar, entre outros. Com o aumento do pH, a população microbiana aumenta consideravelmente, principalmente bactérias, provocando a decomposição rápida da matéria orgânica. Assim, é de se esperar que com a calagem a humificação da matéria orgânica se acelere.

Em solos arenosos, com baixo teor de matéria orgânica, a calagem pode aumentar a lixiviação de nitrato, em razão do aumento da mineralização do N-orgânico (LIMA et al., 1993).

A exemplo do que foi comentado no tópico referente ao impacto do uso de Ca na agricultura, é importante lembrar que sua ação maléfica pode estar associada à dispersão dos colóides do solo, favorecendo a atividade erosiva. Isso se dá quando as recomendações de calagem não são seguidas adequadamente.

Observa-se que, em essência, tanto o Ca quanto o Mg não participam diretamente na correção da acidez, mas apenas acompanham o radical carbonato que é o principal agente do processo (BARBER, 1967; ALCARDE, 1985; JUCZ, 1987).

2.2.2. Minerais sulfatados

Nesse grupo de materiais corretivos, ocorre a gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), o principal mineral atualmente utilizado como condicionador de solo.

Os primeiros trabalhos envolvendo a utilização do gesso ou gipsita como condicionador de solo, foram feitos em oxissolos da África do Sul, segundo Reeve & Sumner (1972). Os resultados mostraram que o sulfato de cálcio reduziu a saturação de Al no solo para 43%, ao passo que o $\text{Ca}(\text{OH})_2$, com a

mesma quantidade de cálcio, reduziu a saturação do Al para apenas 53%, a partir de um valor de 57%.

No Brasil, os estudos com gesso iniciaram-se em 1979, por meio da Embrapa, utilizando-se amostras de um Latossolo Vermelho-Escuro argiloso com três fontes de cálcio (CaCO_3 , CaSO_4 e CaCl_2) em doses equivalentes a 2 t/ha de Ca. Verificou-se que o cálcio na forma de cloreto foi o que atingiu maiores profundidades, cerca de 150 cm. O sulfato de cálcio também se movimentou em profundidade, com maior concentração entre 45-60 cm, enquanto que o carbonato causou o maior aumento no teor de cálcio trocável na camada superficial (MALAVOLTA & VITTI, 1985).

A mobilidade dos íons cálcio (Ca^{2+}) na condição de ácido forte, depende da presença, na solução do solo, de uma base forte. Assim, a presença de compostos químicos contendo uma base forte, por exemplo, o SO_4^{2-} favorece a formação do par de íons solúvel CaSO_4 , o qual, pelas características de carga zero (neutro), pode movimentar-se livremente no perfil do solo apresentando excessos de cargas negativas ou positivas (PAVAN, 1984 citado por MALAVOLTA, 1985).

2.2.3. Impacto do uso de minerais sulfatados

O gesso agrícola é um subproduto da indústria de fertilizantes fosfatados, utilizado para corrigir a deficiência de cálcio dos solos pobres. Essa deficiência limita o crescimento das raízes. A aplicação do gesso agrícola favorece o aprofundamento das raízes e permite que as plantas superem o veranico. Uma vantagem do gesso agrícola é que ele reduz a saturação de alumínio e fornece enxofre ao solo, permitindo ganhos significativos na produtividade. Segundo Embrapa, 2004, no período de 1999 a 2001, mais de 859 mil hectares foram beneficiados com gessagem, o que corresponde a 8,6% da área cultivada com milho, soja e café. Nesse período, o uso dessa tecnologia gerou um benefício bruto acumulado para o produtor de, aproximadamente, R\$ 231,5 milhões.

Em termos de recomendação de gesso agrícola para fornecimento de S, doses de 100 a 250 kg de gesso/ha seriam suficientes para corrigir deficiências do elemento. Com relação à correção de camadas sub-superficiais ou melhoria do ambiente radicular das plantas, sugere-se que o gesso deva ser utilizado quando a camada sub-superficial (20 a 40 cm ou 30 a 60 cm)

apresentar menos que $3 \text{ mmol}_c \cdot \text{L}^{-1}$ de Ca e/ou mais que $5 \text{ mmol}_c \cdot \text{L}^{-1}$ de Al^{3+} e/ou mais que 30% de saturação de Al (m). Malavolta (1991) cita que a acidez sub-superficial é prejudicial sempre que houver menos de 40% de Ca na CTC efetiva e/ou a saturação de Al for maior que 20%. Para solos onde existe um bom manejo orgânico e sem a presença de camadas sub-superficiais com elevado teor de Al^{3+} e/ou baixo teor de Ca^{2+} o potencial de utilização de gesso seria muito pequeno. Situação semelhante poderia ser considerada para plantas de ciclo curto com sistema radicular pouco profundo, como muitas olerícolas.

3. Reciclagem de Resíduos

Apesar do uso da matéria orgânica ser uma prática muito antiga, existem poucas informações de seus efeitos sobre o rendimento e a qualidade dos produtos agrícolas. A qualidade está intimamente relacionada com a nutrição mineral e com o metabolismo celular. O conceito de qualidade compreende as condições externas, tais como tamanho, forma, cor, o valor de consumo, que envolve propriedades específicas para o beneficiamento e, ainda, o valor biológico. Este último está relacionado com o teor de componentes desejáveis, como proteínas, vitaminas e carboidratos, e indesejáveis como nitratos, por exemplo, (VOGTMAN & WAGNER, 1987), além de metais pesados que têm despertado maior atenção em épocas recentes, principalmente por parte da sociedade.

Os resíduos agrícolas (restos de cultura, resíduos de beneficiamento, adubos verdes, esterco) adicionam ao solo parte dos elementos (essenciais, benéficos ou tóxicos) que a planta absorveu do solo ou do adubo.

Dos resíduos urbanos, os principais são o lixo e o lodo de esgoto. O lodo de esgoto é usado com adubo devido, principalmente, ao seu conteúdo de N e P; todavia, tem maior potencial de poluição que os fertilizantes devido às maiores concentrações de elementos e dosagens mais altas utilizadas por área. O seu teor em metais pesados é bastante variável em função do tipo e da proporção de esgotos doméstico e industrial que se utiliza.

A utilização de dejetos animais na agricultura, bem como de resíduos industriais, esgoto e lixo, visa a minimizar a poluição nos locais próximos de onde são gerados, como também aproveitar o potencial econômico que possam ter.

Dessa forma, muitos estudos têm se voltado para o efeito desses produtos nas propriedades físicas e químicas e sobre a biota do solo, avaliando-se, muitas vezes, a resposta das culturas quanto à produção e algumas vezes quanto à qualidade do produto obtido. A preocupação ambiental emergente do uso cada vez mais intenso de restos agrícolas, industriais e urbanos é a quantidade de substâncias tóxicas que se incorpora ao solo. Entre essas, os metais pesados, que passam por um processo de concentração cada vez mais intenso, com seus ciclos biogeoquímicos naturais constantemente alterados pelas atividades antropogênicas.

Stratton et al. (1995), discutem amplamente a utilização de compostos preparados com diferentes resíduos, apresentando métodos que tentam minimizar possíveis efeitos adversos ao ambiente e que, simultaneamente, ampliem seus efeitos benéficos.

4. Considerações Finais

Embora necessários na agricultura por propiciarem aumento da produtividade das culturas e manutenção da fertilidade dos solos, os elementos químicos considerados nutrientes e corretivos de acidez de solos, sejam eles de natureza orgânica ou mineral, podem causar reações adversas no agro-ecossistema e alterar seu equilíbrio, quando utilizados inadequadamente. O nível dessas alterações, no entanto, está condicionado à qualidade (composição) e quantidade do produto aplicada.

A utilização destes produtos em doses aquém das necessidades das culturas pode prejudicar a produtividade e, conseqüentemente, reduzir a produção agrícola, ao passo que a utilização dos mesmos em doses elevadas causa consumo excessivo de nutrientes pelas plantas (consumo de luxo); esta situação provoca, muitas vezes, toxicidade às mesmas ao mesmo tempo em que aumenta a disponibilidade dos elementos no sistema solo-água, levando a possível desequilíbrio no ambiente.

O equilíbrio dinâmico do sistema é alterado no momento em que elementos ou componentes estranhos interferem nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo. O solo funciona como um reservatório com grande capacidade de reter e de complexar elementos químicos, mas sua capacidade de suporte é limitada e esse limite precisa ser determinado para cada elemento estranho

que está sendo introduzido. A extrapolação dos limites de suporte do solo é que gera aos principais problemas.

A preocupação em relação ao uso agrícola de elementos e compostos químicos que apresentam possibilidade de danos ao ambiente, vem aumentando significativamente em todo o mundo. As atenções se voltam, principalmente, para os fertilizantes orgânicos originados de resíduos urbanos e industriais, que, quase sempre, contêm quantidades apreciáveis de elementos ou substâncias indesejáveis, tais como metais pesados ou compostos orgânicos tóxicos ou ainda que dêem origem a quantidades excessivas de compostos, como o nitrato.

Cabe então à comunidade científica acompanhar, por meio de estudos, os produtos que estão sendo demandados para uso agrícola em razão da diversidade de fontes e da heterogeneidade de composição, a qual favorece a introdução de elementos e substâncias tóxicas nos agroecossistemas; este cenário favorece o surgimento de impactos ambientais negativos.

A indiscutível necessidade de descarte de substâncias residuais da atividade industrial e urbana tem levado à busca de alternativas de uso para esses produtos, pouco se preocupando, no entanto, com a redução da produção de tais resíduos. Dentro dessa tendência da sociedade atual, é bastante oportuno que se possa descartá-los e, de preferência, com algum lucro para quem os produz e quem porventura os utilize. Nessa perspectiva, a agricultura preenche tais requisitos, em função de vários aspectos, dentre os quais destaca-se o solo, que, normalmente, mostra-se como excelente aliado, dada a sua ação tamponante. Dessa forma, considera-se geralmente que o melhor efeito de tais materiais sobre o solo é o seu alto conteúdo de matéria orgânica, por ser esta um excelente condicionador de solo, propiciando alterações benéficas em quase todas suas propriedades, sejam elas físicas, químicas ou biológicas. Além desse efeito, muitos resultados mostram que adições intensas desses resíduos elevam o teor de contaminantes no solo, porém mantendo-os em níveis normais, aceitando-se, como tal, números obtidos com base em critérios aceitos atualmente.

Os limites para aplicação de elementos químicos em solos pela utilização de resíduos podem ser obtidos por meio da extração de metais por soluções e pela absorção por plantas, em ensaios biológicos (PETRUZELLI, 1989) de longa duração e para diversificadas condições ambientais.

A existência de normas preconizando teores toleráveis de metais contaminantes em materiais orgânicos utilizáveis na atividade agrícola é baseada em estudos regionais (GROSSI, 1993; BERROW & WEBBER, 1972; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1985; PURVES, 1977).

Por outro lado, as normas que estabelecem os teores aceitáveis procuram acompanhar a evolução tecnológica, principalmente no que se refere ao desenvolvimento de métodos analíticos mais sensíveis e específicos para cada elemento que se estuda.

Assim, como o potencial tóxico dos contaminantes inorgânicos é controlado quase que totalmente por suas formas químicas, uma determinada espécie química contaminante pode não ser detectada ou considerada disponível com a tecnologia atual, apesar de estar presente em qualquer dos compartimentos do agroecossistema. Todavia, em razão disso, tem-se desenvolvido equipamentos que detectam concentrações em níveis de $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (matriz líquida) ou $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (matriz sólida), correspondentes ao antigo ppb e mesmo $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ (antigo ppt), com o intuito de precisar, da melhor forma possível, a presença dos elementos ou compostos indesejáveis.

Diante do exposto, entende-se que a pesquisa necessita de avanços consideráveis no sentido de contribuir para um controle efetivo de proteção do meio ambiente sem a perda de produtividade do sistema agropecuário do país. Nesse sentido, torna-se importante enfatizar a necessidade de estudos sob diversificadas condições de solo, clima e cultivos e, principalmente, estudos de longa duração. É também função da pesquisa buscar a redução dos teores ditos normais de contaminantes do solo, ao invés de considerá-los aceitáveis, simplesmente por terem ocorrência natural ou serem estabelecidos em função de uma avaliação ecotoxicológica de valor relativo no tempo.

Nesse contexto, a pesquisa agropecuária, em particular, necessita se anteciper no sentido de propor técnicas, práticas e procedimentos de uso agrícola que evitem impactos ambientais negativos, já que os procedimentos de remediação e recuperação ambiental são dispendiosos, o que não é interessante para a sociedade brasileira, carente em muitas outras questões, tanto de ordem social quanto econômica.

Referências

ALCARDE, J. C. Corretivos da acidez do solo: características de qualidade. In: **Seminário sobre corretivos de agrícolas**. Campinas: Fundação Cargil, 1985. p. 97-119.

ALCORDO, I.S.; REHCIGL, J.E. Phosphogypsum and other by products gypsums. In: REHCIGL, J. E. (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. New York: CRC: Lewis, 1995. p. 365-425.

BARBER, S. Liming materials and practices. In: PEARSON, R. W.; ADAMS, F. **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 125-159.

BARRETO, S. B. A água, os minerais e a saúde. **Planeta orgânico**. Disponível em: <www.planetaorganico.com.br/trabSolon.htm>. Acesso em: 2002.

BERROW, M.L; WEBBER, J. Trace elements in sewage sludges. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v.23, p. 93-100, 1972.

BISSANI, C.A.; TEDESCO, M.J. O enxofre no solo. In: BORKET, C.M.; LANTMANN, A.F. **Anais do Simpósio sobre Enxofre e Micronutrientes na Agricultura Brasileira**. Londrina: EMBRAPA-CNPSO/IAPAR/SBCS, 1988. p.11-29.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. Trad. Antonio B. Neiva Figueiredo. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1992. 647 p.

CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. ; BERTON, R.S. ; SOBRINHO, J.T. **Aplicação de vinhaça no solo e efeito no teor de nitrogênio, fósforo e enxofre inorgânicos e de alguns metais pesados**. Campinas: Instituto Agronômico, 1987. 15 p. (IAC. Boletim Científico, n. 8).

CASTELLANE, P.D.; ARAÚJO, J.A.C. de. **Cultivo sem solo**: hidroponia. 4.ed. Jaboticabal: FUNEP, 1995. 43 p.

CERRI, C. C. **Dinâmica do carbono em solos da Amazônia**. Palestra apresentada durante o XXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, UFV, Viçosa, 1995.

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas**: critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 32 p. Norma P 4230.

CORREL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters; a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 251-261, 1998.

CRUMPTON, W.G.; WETZEL, R.G. Effects of differential growth and mortality in the sazonal sucession of phytoplankton population in Lawrence Lake, Michigan. **Ecology**, v.63, n. 6, p.1729-1739, 1982.

DECHEN, A. R.; HAAG, H. P.; CARMELLO, Q. A de. Funções dos micronutrientes nas plantas. In: FERREIRA, M. E.; DA CRUZ, M. C. P. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: POTAFOS/ CNPq, 1991. p. 65-78.

DOBEREINER, J. Fixação biológica de N em cana-de-açúcar e outras gramíneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBCS, 1993. v. 1, p. 39-40.

DYNIA, J.F.; CAMARGO, O.A. Retenção de nitrato num solo de carga variável, influenciada por adubação fosfatada e calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n.1, p.141-144, 1999.

DYNIA, J.F.; DE SOUZA, M.D.; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 855-862, 2006.

EMBERLIN, J.C. **Introduction to ecology**. Plymouth: Macdonald & Evans, 1984. 308 p.

EMBRAPA. **Projeto Impacto Ambiental e Implicações Socio-Econômicas da Agricultura Intensiva em Água Subterrânea**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1998. 36 p. (Relatório final).

EMBRAPA. **Cerrado**: uso de gesso agrícola traz economia para produtor. Disponível em: <www.embrapa.gov.br/linhas_de_acao/ecossistemas/cerrado/cerrado_2/mostra_documento>. Acesso em: 2004.

EPSTEIN, M. **Nutrição mineral das plantas**: princípios e perspectivas. São Paulo: USP/Livros Técnicos e Científicos, 1975.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p.

ETHERINGTON, J.R. **Environments and plant ecology**. London: John Wiley & Sons, 1975. 347 p.

FAQUIN, V.; MARQUES, E.S.; SANTOS, H.S.; DUBOC, E. Crescimento e concentração de nitrato em alface sob influência da relação $\text{NO}_3^- : \text{NH}_4^+$ e cloro na solução nutritiva e do horário de colheita. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1994, Petrolina. **Anais...** Petrolina: SBCS, 1994. p.152-153.

FINCK, A. **Fertilizers and fertilization - introduction and practical guide to crop fertilization**. New York: Verlag Chemie GmbH, 1982. 438 p.

FURLANI, P.R. **Instruções para o cultivo de hortaliças de folhas pela técnica de hidroponia NFT**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 1998. 30 p. (IAC. Boletim Técnico, 168).

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic controls on phosphorous loss from upland agricultural watersheds. **Environmental Quality**, v.27, p. 267-277, 1998.

GOEPFERT, C.F. Experimento sobre efeito residual da adubação fosfatada do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*). **Agronomia Sulriograndense**, Porto Alegre, v. 8, n.1, p. 41-47, 1972.

GOMES, M. A. F. **Capeamento de corretivos de acidez por óxidos de ferro e alumínio em latossolos**. 1994. 66p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG.

GOMES, M.A.F.; SOUZA, M.D. de; BOEIRA, R. C.; TOLEDO, L. G. de. **Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 50 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 18).

GROSSI, M. G. L. **Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substancias orgânicas tóxicas.** 1993. 222p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

HASSUDA, S. **Impactos da infiltração da vinhaça de cana no aquífero Bauru.** 1989. 92p. Dissertação (Mestrado) – USP-Instituto de Geociências, São Paulo.

JUCZ, I. **Calagem como fonte de dispersão do solo.** 1987. 67p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton: CRC Press, 1985. 315 p.

LIMA, M.R.; BOHNEN, H.; LOPES, A. S. Micronutrientes: filosofias de aplicação, fontes, eficiência agrônômica e preparo de fertilizantes. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. **Micronutrientes na agricultura.** Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991.734 p.

LUCHIARI JR., A.; TOLEDO, L.G.; FERREIRA, C.J.A. Influência das atividades agrícolas na qualidade de águas superficiais e subterrâneas. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO, 2., 1997, Passo Fundo, RS. **Anais...** Passo Fundo: Embrapa Trigo/ Rev. Plantio Direto, 1997. p. 11-23.

MALAVOLTA, E. **Potássio, magnésio e enxôfre nos solos e culturas brasileiras.** Piracicaba: Instituto de Potassa e Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 1979. 91 p. (Boletim Técnico, n. 4).

MALAVOLTA, E. É essencial a ação dos micronutrientes. **Informativo Coopercitrus**, n. 55, p. 34-36, 1991.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos.** São Paulo: ProduQuímica, 1994.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C. Fosfogesso- uso agrícola. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS, 1985. Piracicaba: Fundação Cargil/ESALQ, 1985. p. 61-201.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ed. Omega, 1983. 1010 p.

MASON, M.G.; WILLIAMS, C.H. An investigation of reduction in wheat yields after use of a high level of ammonium sulphate for a number of years. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v. 20, p. 210-219, 1980.

MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais. IV. Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 203-213.

MELLO, F. A. F de.; SOBRINHO, M. de O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R.I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. de C. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 1983. 400 p.

MILLAR, C. E. **Soil fertility**. New York: J. Wiley, 1955. 475 p.

MORTVEDT, J.J. Micronutrient fertilizer technology. In: MORTVEDT, J.J.; COX, F.R.; SHUMAN, L.M.; WELCH R.M. (Ed.). **Micronutrients in agriculture**. 2. ed. Madison: S.H. Mickelson, 1991. 760 p.

NELSON, D.W. Effect of nitrogen excess on quality of food and fiber. In: HAUCK, R.D. (Ed.). **Nitrogen in crop production**. Madison: American Society of Agronomy, 1984. p. 643-661.

NEWBOULD, P. Principles of nutrient cycling. In: FRISSEL, M. J. (Ed.). **Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1978. p. 3-6. (Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology, 3).

NICHOLLS, K.H.; PETER, J.D. An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. **International Review of Hidrobiologia**, v. 63, n. 2, p.141-154, 1978.

ODUM, E.P. **Fundamentals of ecology**. 3. ed. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1971. 574 p.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, p. 171-180, 2001.

PAWAR, N.J.; SHAIKH, I.J. Nitrate pollution of groundwaters from shallow basaltic aquifers Deccan Trap Hydrologic Province, India. **Environmental Geology**, v. 25, n. 3, p. 197-204, 1995.

PETTIJOHN, F. J. **Sedimentary rocks**. New York: Harper & Row, 1975. 628 p.

PIMENTEL D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v. 88, n. 1, p. 586-598, 1996.

POTAFOS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA PESQUISA DA POTASSA E DO FOSFATO. **Potássio**: necessidade e uso na agricultura moderna. Trad. Bernardo van Raij. Piracicaba: POTAFOS, 1990. 45 p.

PURVES, D. **Trace element contamination in the environment**. Oxford: Elsevier, 1977. 260 p.

REEVE, N. G.; SUMNER, M. E. Amelioration of subsoil acidity in Natal oxisols by leaching of surface - applied amendments. **Agrochemophysics**, v.4, p.1-6, 1972.

RICCI, M.S.F.; CASALI, V.W.D.; CARDOSO, A.; RUIZ, H.A. Teores de nutrientes em duas cultivares de alface adubadas com composto orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, n. 8, p. 1035-1039, 1995.

ROCHA, M.; MALAVOLTA, E. Perspectivas de demanda, comercialização e produção industrial de enxofre e micronutrientes para a agricultura. In: SIMPÓSIO SOBRE ENXOFRE E MICRONUTRIENTES NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1988, Londrina. **Anais...** Londrina: EMBRAPA/CNPSoja: IAPAR: SBCS, 1988. p. 277-309.

ROSA, I.V. Micronutrientes no animal - funções no metabolismo e consequências de carências e excessos. In: FERREIRA, M. E.; DA CRUZ, M. C. P. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 35-64.

ROSAND, P. C.; GOEDERT, W. J. Fontes fertilizantes alternativas no Brasil. In: SIMPÓSIO - RECICLAGEM DE NUTRIENTES E AGRICULTURA DE BAI-

XOS INSUMOS NOS TRÓPICOS, 1985, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: CEPLAC, 1985. p. 301-331.

RUTHERFORD, P.M.; DUDAS, J.J.; AROCENA, J.M. Heterogeneous distribution of radionuclides, barium and strontium in phosphogypsum by product. **Science of the Total Environment**, v. 180, n. 3, p. 201-203, 1996.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.; DUTRA, I.R. Human occupational radioactive contamination from the use of phosphated fertilizers. **Science of the Total Environment**, v.162, p.19-22, 1995.

SHARPLEY, A.N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 905-911, 1985.

SHARPLEY, A.N.; HALVORSON, A.D. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R.; STEWART, B.A. **Soil processes and water quality**. Boca Raton: Lewis: CRC Press, 1994. p. 7-90. (Advances in Soil Science).

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. Distribution of phosphorus forms in virgin and cultivated soil and potential erosion losses. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, p. 581-586, 1983.

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K. Phosphorus transport in surface runoff as influenced by fertilizer and grazing cattle. **New Zealand Journal of Science**, v.19, p. 277-282, 1976.

SOUSA, M. do S. Minerais, achados clínicos e laboratoriais, comparação com matéria médica homeopática e toxicologia. In: SEMINÁRIO SOBRE INTERAÇÕES GEOMÉDICAS, 2., 1996, Areia. **Anais...** Areia: UFPB/DPSE, 1996. p.77-88.

STRATTON, M.L.; BARKER, A.V.; REHCIGL, J.E. **Compost soil amendments and environmental quality**. [S.l.; s.n], 1995. p. 249-309.

SUGUIO, K. **Rochas sedimentares**: propriedades, gênese e importância econômica. São Paulo: Edgard Blucher, 1980. 500 p.

TALLING, J.F. Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatom in relation to underwater radiation. **New Phytologist**, v. 56, p. 29-50, 1957.

TATE, K.R.; SPIER, T.W.; ROSS, D.J.; PARFITT, R.L.; WHALE, K.N.; COWLING, J.C. Temporal variations in some plant and soil P pools in two pasture soils of different P fertility status. **Plant and Soil**, v.132, p. 219-232, 1991.

TILZER, M.M. The importance of fractional light absorption by photosynthetic pigments for phytoplankton productivity in Lake Constance. **Limnology and Oceanography**, v. 28, n. 5, p. 833-846, 1983.

TOKARNIA, C.H.; DOBEREINER, J.; PEIXOTO, P.V. Deficiências minerais em animais de fazenda, principalmente bovinos em regime de campo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 20, n. 3, p. 127-138, 2000.

TRIVELIN, P.C.O.; LARA CABEZAS, W.A.R.; BOARETTO, A.E. Perda de amônia do solo por volatilização associada à aplicação superficial de uréia, nitrato de amônio e uran. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBCS, 1993. v.1, p.147-148.

TSAI, S.M.; ROSSETO, R. Transformações microbianas do fósforo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 231-242.

VARGAS, M.A.T.; MENDES, I.C.; SUHET, A.R.; PERES, J.R.R. Aplicações da fixação biológica do nitrogênio em solos de cerrados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBCS, 1993. v.1, p. 37-38.

VOGTMANN, H.; WAGNER, R. **Agricultura ecológica: teoria e prática**. Porto Alegre: Mercado Aberto, 1987. 186 p.

Embrapa

Meio Ambiente

Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento

