

PROBLEMAS AMBIENTAIS NO MANEJO DE PASTAGENS: USO DE PESTICIDAS E FERTILIZANTES E MINERALIZAÇÃO DO REBANHO

CLAUDIO A. SPADOTTO*
ANSELMO J. SPADOTTO**

1. Introdução

A intervenção do homem nos ecossistemas, com o objetivo de produzir alimentos, fibras e energia, influencia diversas etapas dos ciclos biogeoquímicos e a ciclagem de nutrientes, afetando a estabilidade dos agroecossistemas. As modificações impostas pelas atividades agrícolas, florestais e pecuárias alteram a dinâmica natural, o que pode resultar em aumento ou decréscimo das quantidades de elementos e nutrientes em alguns compartimentos e mesmo em perdas consideráveis para fora dos sistemas.

Além das perdas através da exportação dos elementos contidos nos produtos agrícolas que saem do campo, ocorrem perdas por meio de processos como a erosão e o escoamento superficial das águas

* Engenheiro agrônomo, Ph.D., pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP. E-mail: spadotto@cnpmma.embrapa.br

** Zootecnista, doutor, professor da FMR e da Unesp, Botucatu, SP.

de chuvas – processos esses que, em geral, se intensificam em tais sistemas alterados. Isso ocorre devido às modificações impostas aos diversos compartimentos pelas práticas de manejo adotadas.

Os pesticidas, além dos perigos aos seres humanos nos aspectos ocupacionais, alimentares e de saúde pública, podem provocar efeitos ecológicos indesejáveis, como a alteração da dinâmica bioquímica natural, tendo como consequência mudanças no funcionamento do ecossistema.

Particularmente na produção animal, pela grande aptidão do Brasil para criação a campo de bovinos, ovinos e caprinos, a mineralização do rebanho e as possíveis contaminações ambientais também merecem atenção.

2. Formação, manutenção e recuperação de pastagens

Estima-se que o Brasil tenha cerca de 200 milhões de hectares de pastagens (Bonfim-da-Silva, 2005), sendo que a área degradada com pastagem no país situa-se em torno de 60 milhões de hectares (Oliveira, 2001). Na Figura 1 estão esquematicamente representadas as etapas do manejo de pastagens. Os aspectos zootécnicos, econômicos e ambientais estão relacionados entre si, sendo que os problemas

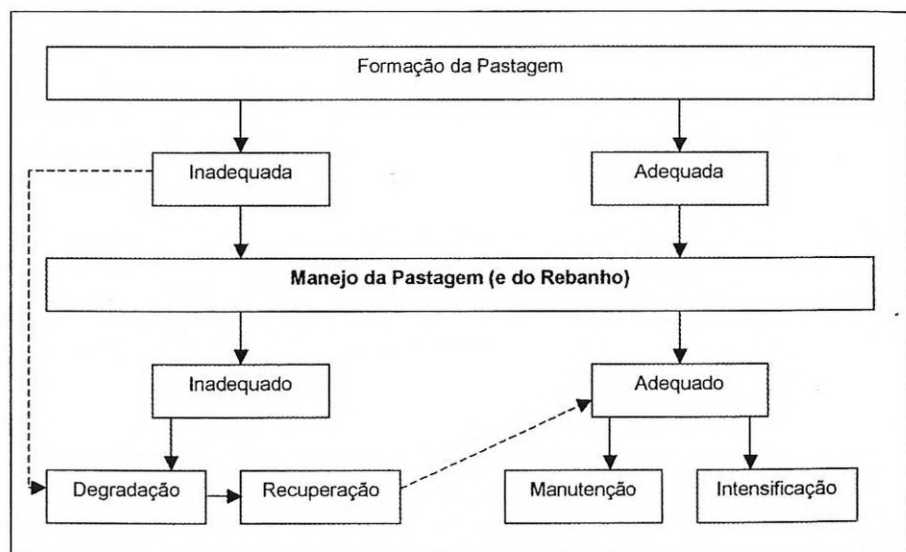


Figura 1. Representação esquemática das etapas envolvidas no manejo de pastagens.

ambientais que ocorrem em áreas com pastagens mal manejadas e degradadas são de natureza diferente daqueles que se apresentam em pastagens formadas, manejadas e mantidas através do uso de insumos químicos.

A formação de pastagens deve ser feita de maneira tecnicamente correta, pois os erros cometidos nessa etapa podem levar a consequências negativas que, se não forem corrigidas através de um posterior manejo adequado, persistirão ao longo dos anos, comprometendo sua produtividade e capacidade de suporte de animais, assim como podem levar a problemas ambientais.

Da mesma forma, se o subsequente manejo não for adequado (mesmo a partir de pastagens bem formadas), resultarão pastagens degradadas, em que os processos de erosão e perda de fertilidade dos solos, além da proliferação de plantas daninhas e do aparecimento de pragas e doenças, comprometem a produtividade primária. Nesse estágio, medidas de recuperação ou renovação devem ser tomadas para devolver a capacidade produtiva das pastagens, e isso ocorreria com a adoção de boas práticas de manejo e com o uso de insumos, podendo-se recorrer à utilização de fertilizantes e pesticidas.

Na condição de manejo adequado, as pastagens normalmente são mantidas com o uso de insumos, assim como com a suplementação mineral do rebanho, sendo que essa demanda aumenta quando se decide pela intensificação do sistema de produção. Mais recentemente, essa intensificação e o aumento da variedade de insumos usados na mesma área têm ocorrido através da integração lavoura-pecuária.

Portanto, a formação, manutenção e recuperação das pastagens, assim como a sua intensificação, podem ser baseadas no uso de fertilizantes e pesticidas. O manejo, em um sentido mais amplo, deve ser entendido considerando-se a pastagem e o rebanho de forma integrada. Assim, há a necessidade de se considerar também a mineralização do rebanho nesse contexto.

3. Fertilizantes

O consumo de fertilizantes no Brasil está em torno de 20 a 22 milhões de toneladas anualmente. Embora necessários, por propiciarem aumento da produtividade das culturas e manutenção da fertilidade

dos solos, os fertilizantes (e corretivos) podem causar reações adversas no agroecossistema e alterar seu equilíbrio quando utilizados inadequadamente. O nível dessas alterações, no entanto, está condicionado à qualidade (composição) e quantidade dos fertilizantes aplicados. A utilização desses produtos em doses elevadas causa consumo excessivo de nutrientes pelas plantas e aumenta a disponibilidade dos elementos no sistema solo-água, levando a desequilíbrios no ambiente (Gomes et al., 2000).

O equilíbrio dinâmico do sistema é quebrado no momento em que elementos ou componentes estranhos interferem nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo, que funciona como um reservatório com grande capacidade de reter e complexar elementos químicos. No entanto, essa capacidade é limitada, e esse limite precisa ser determinado para cada elemento estranho que está sendo introduzido. A extrapolação desses limites é que dá origem aos principais problemas físico-químicos e biológicos nos solos e nos corpos d'água.

O processo pelo qual as águas superficiais são enriquecidas com nutrientes que funcionam como adubos para plantas aquáticas é conhecido como eutrofização. Em sentido mais restrito, refere-se à mudança progressiva das águas superficiais, especialmente as de lagos e lagoas, devido ao grande crescimento de algas e de outras plantas, seguindo-se um período de decomposição da matéria orgânica, levando à remoção de oxigênio da água. O processo causa o aparecimento de cheiro e sabor desagradáveis e dificuldades crescentes no tratamento destinado a fornecer água potável ou garantir o seu uso industrial ou rural. A falta de oxigênio que acompanha o processo de eutrofização pode ser muito prejudicial aos peixes.

O nitrogênio (N) é o principal nutriente para a manutenção da produtividade das gramíneas forrageiras (Mattos, 2001) e, depois de aplicado, pode ter os seguintes destinos: absorção e exportação (em parte) pelas culturas, perda por carreamento superficial, lixiviação no solo, perda por volatilização (como amônia ou como N_2 ou óxido de nitrogênio, no caso de desnitrificação), e as quantidades relativas variam muito. Na Figura 2 pode-se observar um esquema do ciclo do nitrogênio de forma mais completa.

Quantidades excessivas de amônia nas águas podem também mostrar efeitos tóxicos diretos sobre peixes. Entretanto, somente NH_3 ,

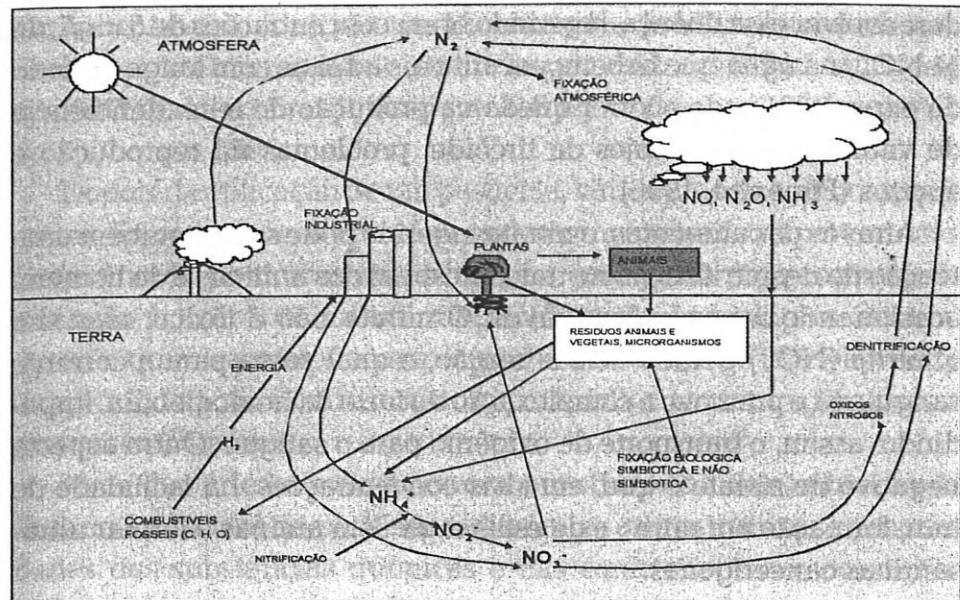


Figura 2. Ciclo do nitrogênio mostrando os principais processos envolvidos. (Gomes et al., 2000)

e não NH_4^+ , apresenta essa condição. A fração não ionizada (NH_3) aumenta com o pH e a temperatura. A concentração tóxica mais baixa é 0,2 mg/L. A exposição prolongada a 0,025 mg NH_3 /L pode, entretanto, já apresentar efeitos tóxicos.

O N está sempre presente nas águas superficiais porque, em média, cerca de 0,7 mg N/L é trazido na água de chuva e porque a fixação biológica incorpora o elemento e depois libera parte dele no solo e na água. A concentração de N na água dos lagos varia na faixa de alguns microgramas por litro ($\mu\text{g}/\text{L}$) até 5 mg N/L na condição de grande influxo de resíduos.

Qualquer que seja a sua origem, o N-nítrico carregado superficialmente ou lixiviado no solo pode passar aos reservatórios de água potável. Um excesso de nitrato (NO_3^-) na água potável é considerado indesejável, principalmente por causa do perigo que representa para crianças com menos de 4 meses de idade, incapazes de se desintoxicar do nitrato que atinge seu sangue. A condição resultante é denominada metemoglobinemia ("crianças azuis"). O valor de 10 mg/L de N- NO_3^- é adotado em vários países como limite máximo tolerável para o padrão de potabilidade da água. Animais jovens também podem

desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg/L de N-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).

Através dos alimentos, o nitrato ingerido pode sofrer também uma reação de desnitrificação no trato intestinal dos animais e do homem, ocasionando intoxicações graves. O nitrato não é tóxico, mas sim o nitrito (NO_2^-) gerado de sua reação, o qual passa para a corrente sanguínea e promove a complexação do ferro da hemoglobina, impedindo, assim, o transporte de oxigênio para o sangue. Outro aspecto negativo do nitrato é que, em altas concentrações, há facilidade de transformação em nitrito e de este reagir com aminas e formar nitrosaminas cancerígenas.

A necessidade do uso de enxofre (S) tem sido também demonstrada no manejo de pastagens, particularmente pela sua interação com o nitrogênio (Bonfim-da-Silva, 2005). Não há muitos dados disponíveis na literatura que mostrem os efeitos adversos decorrentes do uso do enxofre em sistemas agropecuários. Todavia, os compostos e fertilizantes fabricados encerram uma gama de elementos que aparecem como impurezas ou subprodutos. Tais elementos, muitas vezes metais pesados, podem ser responsáveis por maiores danos aos agroecossistemas, notadamente nos organismos aquáticos e terrestres 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. Pode ser utilizado como condicionador de solos sódicos, por possuir efeito flocculante, como fonte de S e ainda de Ca e como redutor da atividade de alumínio no solo. Limitações ao uso do fosfogesso podem surgir em razão da presença de metais tóxicos e radionuclídeos (Alcordero e Rechcigl, 1995; Rutherford et al., 1996).

4. Pesticidas

O consumo anual de pesticidas no Brasil tem sido superior a 300 mil toneladas de produtos comerciais. Expresso em quantidade de

ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas cerca de 130 mil toneladas por ano. Quanto ao consumo de pesticidas por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil passou de 0,8 kg i.a./ha, em 1970, para 7,0 kg i.a./ha, em 1998.

Depois da aplicação de um pesticida, vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos determinam seu comportamento. O destino de pesticidas no ambiente é governado por processos de retenção (sorção), de transformação (degradação biológica, decomposição química e fotodecomposição) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), e por interações desses processos (Figura 3).

Além da variedade de processos envolvidos na determinação do destino ambiental de pesticidas, diferenças nas estruturas e propriedades das substâncias químicas e nas características e condições ambientais podem ter influência nesses processos. Condições meteorológicas, composição das populações de microrganismos no solo, presença ou ausência de plantas, localização da área na topografia e práticas de manejo dos solos também podem afetar o destino de pesticidas no ambiente. Além disso, a taxa e a quantidade de água que se move na superfície e em profundidade no perfil do solo têm grande consequência no movimento do pesticida. A variedade de pesticidas usados representa muitas diferentes classes de substâncias

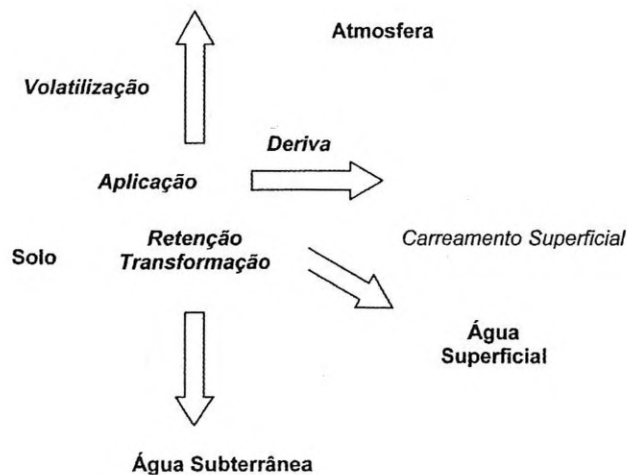


Figura 3. Representação esquemática dos processos que determinam o comportamento e o destino de pesticidas no ambiente.

químicas, e os tipos de interações desses compostos com diferentes componentes do ambiente são enormes, devendo-se ter cuidado com generalizações simplistas.

Os monitoramentos de pesticidas em águas subterrâneas de diferentes países, realizados entre 1987 e 1993, indicam que foram detectados 56 ingredientes ativos, dos quais 50 foram encontrados em concentrações superiores a $0,1 \mu\text{g/L}$ (Funari et al., 1995). Além das moléculas originais, vários produtos de degradação de pesticidas foram detectados em águas subterrâneas. Em uma publicação do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 1996), 143 pesticidas e 21 produtos de degradação foram detectados em águas subterrâneas de mais de 43 Estados norte-americanos.

Os efeitos ambientais adversos de um pesticida, em sentido mais amplo, dependem da sua toxicidade ao ser humano e da sua ecotoxicidade (a outros organismos), assim como das suas concentrações nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água, planta e atmosfera). As concentrações, por sua vez, dependem da carga contaminante e do comportamento do pesticida no ambiente.

Os pesticidas são moléculas sintetizadas para afetar determinadas reações bioquímicas de insetos, microrganismos, animais e plantas que se quer controlar ou eliminar, mas determinados processos bioquímicos são comuns a todos os seres vivos e, assim, o efeito pode atingir não só o organismo alvo, como também outros seres do ambiente. Os efeitos de pesticidas nem sempre são isolados, pois as comunidades têm interações recíprocas de dependência ou cooperação, e a ação sobre determinada população pode afetar todo o funcionamento de um ecossistema (Spadotto et al., 2004).

Alguns pesticidas dissipam-se rápida e completamente no solo através do processo de mineralização, resultando na sua transformação em H_2O , CO_2 e NH_3 . Embora parte desse processo seja ocasionada por reações químicas, como a hidrólise e a fotólise, o catabolismo microbológico e o metabolismo são, geralmente, os principais meios de mineralização. Algumas moléculas são moderadamente persistentes e seus resíduos podem permanecer no solo por um período relativamente curto, outras podem persistir por mais tempo. De qualquer forma, não devemos esquecer que, quando a degradação não é completa, os produtos desse processo (produtos de degradação ou metabólitos)

também podem ter importância ambiental, por apresentarem toxicidade e ecotoxicidade iguais ou maiores que as moléculas originais.

Em ambiente aquático, além da hidrólise e da fotólise, os pesticidas podem, como nos solos, sofrer a degradação biológica e, ainda, a bioacumulação e a biomagnificação, diferenciando apenas os microrganismos nesse ambiente em relação àqueles presentes nos solos. Alguns organismos possuem grande capacidade de bioacumular substâncias químicas, caracterizando o processo de bioacumulação ou bioconcentração e, nos níveis elevados da cadeia trófica, biomagnificação.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1989), a experiência tem mostrado que, com doses típicas em aplicações agrícolas, pesticidas com valores de toxicidade nas faixas ou acima daquelas apresentadas na Tabela 1 têm sido considerados praticamente não perigosos.

Tabela 1. Faixas de valores de toxicidade nas quais ou acima das quais os pesticidas têm sido considerados praticamente não perigosos. (FAO, 1989)

Aves DL ₅₀ aguda CL ₅₀ dieta (5 dias)	100-500 mg/kg peso corporal 500-1.000 mg/kg alimento
Abelhas DL ₅₀ oral aguda	50-100 µg/abelha
Mamíferos DL ₅₀ ratos	100-500 mg/kg peso corporal
Invertebrados aquáticos CE ₅₀ daphnias (48 h)	5-10 mg/L água
Peixes CL ₅₀ aguda (96 h)	5-10 mg/L água

Os pesticidas mais utilizados em pastagens são inseticidas, formicidas, cupinícidias e herbicidas. Um inseticida com registro para pastagens é o carbaryl (ingrediente ativo, i.a.), indicado principalmente para controle de cigarrinha das pastagens, e os produtos formulados comerciais disponíveis são classificados de medianamente a altamente tóxicos e como muito perigosos para o ambiente. Os produtos comerciais de clorpirifós (i.a.) também são indicados para controle de cigarrinha das pastagens e são classificados como altamente tóxicos e como ambientalmente muito perigosos. O fipronil (i.a.) tem sido largamente usado em áreas de pastagens para controle de

cupins; suas diferentes formulações comerciais são classificadas em pouco e altamente tóxicas e como muito perigosas para o ambiente. Os herbicidas 2,4-D, picloram e fluroxipir-meptílico geralmente são usados em mistura para controle de plantas daninhas em pastagens e as formulações à base desses ingredientes ativos, isolados ou em misturas, são classificadas de medianamente a extremamente tóxicas e como perigosas e muito perigosas para o ambiente.

Deve-se notar que, quando se faz a integração lavoura-pecuária, a gama de pesticidas usados na mesma área amplia-se bastante.

5. Mineralização do rebanho

A mineralização do gado bovino é prática corrente no Brasil e em outros países, sem a qual praticamente se inviabilizaria esse tipo de atividade produtiva. Minerais como o Na, Cl, Mg, S, Ca, P, Mn, Fe, Cu, Zn, I, Se são adicionados como suplementos alimentares à dieta dos animais, sob várias formas de fornecimento e composição. Trata-se, portanto, de prática necessária à bovinocultura, mas é preocupante a falta de conhecimento sobre como esses elementos minerais afetam o solo e os recursos hídricos em áreas de pastagem e de manejo dos animais.

Dos minerais necessários para os animais, alguns podem ser considerados fertilizantes, como P, Ca, Mg, K e S, salvaguardando-se casos excepcionais. Porém, o Na e o Cl são tóxicos para as plantas quando em altas concentrações, constituindo problema nas áreas de solos naturalmente salinas. Parte do sal ingerido como alimento é eliminada pelas fezes e urina, constituindo, portanto, parte do adubo animal (Andriguetto et al., 1985). Portanto, áreas com grande concentração de animais em uso contínuo podem estar sujeitas à salinização por deposição de sal mineral oriundo das fezes e da urina dos animais. Os efeitos dos outros elementos minerais em condições similares ainda são pouco estudados. Dados experimentais mostram que, em média, os bovinos necessitam de 5 g de NaCl para cada 100 kg de peso vivo quando em manutenção, e de 2 g por kg de leite produzido e de 2 g por kg quando em crescimento (Jacquot et al., 1960). Esses dados e outros resultados de pesquisas sinalizam a existência de deposições de excessos no meio ambiente.

Segundo Horn (1992), os ingredientes excretados no esterco de bovinos (fezes e urina) variam significativamente de acordo com a ingestão de alimentos e os níveis de suplementação e também com a quantidade desses nutrientes presentes no leite. Um experimento mostrou que a excreção de fósforo por vacas leiteiras variou sensivelmente com o nível de ingestão desse mineral.

Podem ser propostas alternativas para reduzir a deposição de minerais depositados no solo através dos animais, e uma delas é a correta mineralização do rebanho. Com esta prática, evidentemente, não se pretende fornecer quantidades exageradas de minerais aos animais, mas sim adequar a quantidade e a qualidade desses elementos, mantendo-se a produção animal desejada. Para isso, é fundamental considerar dois fatores: o que a pastagem oferece e o que o animal precisa para manutenção e produção.

Muitas boas tabelas de exigências nutricionais dos animais estão disponíveis na literatura especializada, mas o profissional deve estar preparado para escolher e aplicar de forma correta os dados nelas contidos. Nesse sentido, a realidade de cada região deveria ser considerada, visto que as plantas forrageiras da mesma espécie podem se comportar de modo diferente sob condições diversas, como quando se compara o clima tropical e o clima temperado (Spadotto et al., 2000). Quanto ao fator relacionado com o valor nutricional da pastagem, são dois os meios que devem ser utilizados em conjunto para uma boa recomendação nutricional: a análise imediata e a análise foliar, sendo que esta última é realizada eficientemente e a custo reduzido através de método por absorção atômica. Além disso, e como parte da análise imediata, deve-se tomar conhecimento da salinidade (teor de NaCl) da água da região.

Portanto, com esses dados, o técnico poderá recomendar uma formulação mais adequada que irá refletir diretamente no consumo de sal mineral pelos animais, na produção animal e, conseqüentemente, em uma maior ou menor deposição de sais no ambiente provenientes da criação animal.

6. Considerações finais

Fica evidente que o estudo de problemas ambientais associados ao manejo de pastagens requer uma abordagem multidisciplinar,

sendo desejável que profissionais de diferentes áreas do conhecimento trabalhem de forma integrada. Não há questões ambientais relacionadas ao manejo das pastagens que não passem pela consideração dos diferentes componentes do sistema de produção.

7. Referências bibliográficas

- ALCORDO, I. S.; RECHCIGL, J. E. Phosphogypsum and other by products gypsums. In: RECHCIGL, J. E. (ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Press, 1995. p. 365-425.
- ANDRIGUETTO, J. M.; GEMAEL, A.; SOUZA, G. A. **Normas e padrões de nutrição e alimentação animal**. Curitiba: Nutrição, 1985. 140p.
- BONFIM-DA-SILVA, E. M. **Nitrogênio e enxofre na recuperação de pastagem de capim-braquiária em degradação em Neossolo Quartzarênico com expressiva matéria orgânica**. Piracicaba, 2005. 123p. Tese (Doutorado). Escola Superior de Estudos Agrários "Luiz de Queiroz" – USP.
- FAO. **Revised guidelines on environmental criteria for the registration of pesticides**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1989. 51p.
- FUNARI, E.; DONATI, L.; SANDRONI, D.; VIGHI, M. Pesticides levels in groundwater: value and limitations of monitoring. In: VIGHI, M.; FUNARU, E. (eds.), **Pesticide risk in groundwater**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 3-44.
- 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. 50p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos 18).
- HORN, H. H. van. Recycling manure nutrients to avoid environmental pollution. In: HORN, H. H. van; WILCOX, C. J. (eds.). **Large dairy herd management**. Champaign: American Dairy Science Association, 1992. cap. 65, p. 640-54.
- JACQUOT, R.; BARS, H.; SIMONNET, H. **Nutrition animale**. Paris, FR. Données générales sur la nutrition et l'alimentation. J. B. Baillièere et Fils, v. I, II e III, 963p. 1960.
- MATTOS, W. T. **Avaliação de pastagem de capim-braquiária em degradação e sua recuperação com suprimento de nitrogênio e enxofre**. Piracicaba, 2001. 97p. Tese (Doutorado). Escola Superior de Estudos Agrários "Luiz de Queiroz" – USP.
- PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v. 188, p. 586-98, 1996.
- 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, p. 201-3, 1996.
- SPADOTTO, A. J.; SILVEIRA, A. C.; FURLAN, L. R.; ARRIGONI, M. B.; COSTA, C.; OLIVEIRA, H. N.; PARRÉ, C. Grain corn silage and forage corn silage evaluation on Nelore and Canchim cattle performance in feedlot. **Fao Plant Production and Protection**, n. 161, p. 117-9, 2000. Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO/ONU.

- SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. de. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 42).
- USGS. **Pesticide in ground water.** Sacramento, CA: U.S. Geological Survey, 1996. 19p. (Fact Sheet FS-244-95).