

07R-691



18 OCT 2007

1

REVISIÓN CIENTÍFICA

EXPLORAÇÕES DE PRODUÇÃO LEITEIRA INTENSIVA. IMPACTE AMBIENTAL E MEDIDAS MITIGADORAS PARA A SUA SUSTENTABILIDADE

H. TRINDADE

CECEA – Centro de Ciência e Engenharia Agrícola, Departamento de Fitotecnia e Engenharia Rural,

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apartado 1013, 5001-801 Vila Real (Portugal).

e-mail: htrindad@utad.pt.

Resumo

Nos últimos 40 anos, desenvolveram-se em várias regiões europeias sistemas de produção de leite muito intensivos baseados na cultura de milho para silagem. Esses sistemas apresentam como características comuns a incorporação de elevadas quantidades de fertilizantes, de alimentos concentrados e de fitofármacos, situação que permite a obtenção de elevados rendimentos físicos das culturas forrageiras e de uma produtividade animal muito alta. Esta forte intensificação e especialização provoca efeitos prejudiciais sobre o ambiente como a contaminação da água, do solo e do ar e riscos para a saúde humana e animal, causados por agentes como o azoto, o fósforo, o metano, metais pesados, herbicidas e microrganismos patogénicos. Destes poluentes, o azoto é o elemento que, pela magnitude e pela importância dos efeitos que causa, tem recebido maior atenção.

Neste trabalho, abordam-se os efeitos ambientais associados aos principais agentes e processos poluentes nas explorações leiteiras, com destaque para o azoto, e discutem-se e avaliam-se as consequências da aplicação de medidas para a melhoria da sustentabilidade desta actividade produtiva.

As medidas que podem ser adoptadas para minimizar os efeitos do azoto e outros poluentes, incluem: a formulação de dietas equilibradas em nutrientes, o aumento da produtividade animal, a redução do efectivo não produtivo e da taxa de substituição, o recurso a novas soluções na construção das instalações pecuárias e das fossas de armazenamento de chorume, a utilização de novas metodologias no manuseamento, tratamento (separação de sólidos, floculação-sedimentação, utilização de aditivos) e aplicação ao solo do chorume, alteração de sistemas culturais, gestão do pastoreio e o emprego de novas substâncias e técnicas na fertilização das culturas.

Palavras-chave: Produção leiteira, chorumes, milho silagem, azoto, ambiente, poluição.

INTRODUÇÃO

A partir das décadas de 60 e 70, desenvolveram-se em várias regiões europeias, incluindo as regiões do centro e norte litorais de Portugal e as regiões da Espanha húmida, sistemas agro-pecuários de bovinicultura leiteira muito intensivos. Como em outros sectores da agricultura, as explorações de bovinos de leite evoluíram no sentido da especialização e da intensificação da sua actividade, evolução que foi orientada e se traduziu pela separação das explorações de produção animal das explorações de cultivo e produção de bens vegetais, tendência para a prática da monocultura, aumento da utilização de fertilizantes e de fitofármacos, tendência crescente para culturas baseadas em uma só espécie vegetal e aumento do encabeçamento animal. Em muitas regiões, o desenvolvimento das explorações intensivas de bovinicultura leiteira foi grandemente incentivado e acompanhado pelo aparecimento de empresas de recolha, transformação e comercialização de leite e derivados que asseguravam o escoamento da produção.

Na Europa, o desenvolvimento de sistemas de produção de leite intensivos e especializados verificou-se sobretudo nas áreas biogeográficas Atlântica e Continental, regiões que nos finais da década de 90 eram responsáveis por, respectivamente, 54 e 31 % do leite produzido na União Europeia (CEAS, 2000). Estas regiões incluem as Ilhas Britânicas e, na Europa continental, a área compreendida desde o Norte da Península Ibérica até ao Norte de Itália, Alemanha e Dinamarca, a Leste. Nas regiões da Europa Central e do Norte a alimentação das vacas leiteiras dos sistemas intensivos assenta em pastagens permanentes ou em sistemas mistos de pastagens e culturas aráveis. Nas regiões mais a sul (Norte de Itália, França Atlântica, Norte de Espanha e Norte de Portugal) a cultura do milho silagem ganha progressivamente importância como base da dieta animal, até ocupar cerca de 100 % da área cultivada das explorações em regiões como no Norte de Portugal e no Norte de Itália. No final dos anos 90, estes sistemas de produção baseados no milho silagem eram responsáveis por 10 a 15 % da produção leiteira da União Europeia (CEAS, 2000).

Na Península Ibérica, a produção de leite está concentrada na área atlântica norte e ocidental da península, Cornija Cantábrica e região litoral Norte e Centro de Portugal. A região da Cornija Cantábrica produz cerca de 55 % do total de leite bovino de Espanha, sendo a Comunidade Autónoma da Galiza a principal região produtora, possuindo mais de 32 % da quota nacional (García, 2003; Gutiérrez, 2004).

Segundo dados de estudos referentes ao ano de 2001 (Alonso *et al.*, 2003; Barbeyto Nistal, 2003), a produção de leite na Galiza assenta em explorações que possuem, em média, cerca de 30 vacas leiteiras, número que tem tendência a crescer nos próximos anos devido ao desaparecimento ou abandono dos pequenos produtores e à especialização produtiva. O encabeçamento (carga) médio nas explorações galegas era

de 2,2 vacas ha⁻¹ e cerca de 3,0 CN* ha⁻¹ se for contabilizado o restante efectivo, a produtividade média de leite por vaca e por hectare apresenta, respectivamente, valores de 6200 e 13400 litros por ano, apresentando todos estes índices taxas de crescimento anual muito elevadas. As produções vegetais para a alimentação animal, que tradicionalmente se baseavam na produção de erva para pastoreio, mostram nos últimos anos tendência crescente para serem substituídas ou complementadas pelo cultivo de milho silagem, em paralelo com o aumento da utilização de concentrados (Alonso et al., 2003). Barbeyto Nistal (2003) refere que, em 2001, muitas explorações leiteiras galegas utilizavam anualmente 2600 kg de concentrados por vaca e 120 kg de azoto em adubos minerais por hectare.

Na região litoral do Norte e Centro de Portugal, na qual é produzido cerca de 60 % do leite desse país, a alimentação animal assenta em duas culturas forrageiras por ano com destino à ensilagem, o milho forragem, na época de Primavera-Verão, e uma cultura intercalar durante o Outono-Inverno, constituída frequentemente pelo azevém anual estreme ou consociado com outras gramíneas forrageiras. Estas culturas beneficiam da aplicação de elevadas quantidades de fertilizantes, quer na forma de adubos minerais, quer pela aplicação de grande quantidade de chorume, em geral, aquando da instalação das culturas (Moreira, 1994). O chorume é, aliás, a forma mais comum de recolha e utilização das dejeções animais e constitui um efluente pelo qual se recicla uma grande quantidade dos nutrientes não assimilados pelas vacas leiteiras com origem na forragem e, com grande importância, nos alimentos concentrados adquiridos ao exterior. Em muitas destas explorações os animais são mantidos em estabulação permanente com custos de mão de obra, instalações e maquinaria agrícola muito elevados. Em Portugal, o custo da terra e a reduzida dimensão à partida da maioria das explorações deste tipo tornou o processo de intensificação e especialização quase um imperativo económico face à necessidade de diluir os custos fixos atrás referidos, através do aumento da produção por animal e por hectare de terra cultivada.

Esta actividade pecuária de elevada intensidade produtiva conduz a riscos graves e prejuízos ambientais elevados que importa conhecer e que necessitam de ser minimizados.

* CN (cabeça normal) = UGM (unidad de ganado mayor)

A BOVINICULTURA LEITEIRA INTENSIVA E O AMBIENTE

No Quadro 1 identificam-se os principais agentes, processos e respectivo impacte ambiental associados à bovinicultura leiteira. Esta lista, não exaustiva, permite agrupar aqueles efeitos ambientais em quatro categorias: contaminação das águas subterrâneas ou superficiais; contaminação e/ou degradação do solo; contaminação da atmosfera, e; efeito na saúde humana e animal. As primeiras duas categorias e a última provocam

QUADRO 1

Principais agentes, processos poluentes e impactes ambientais associados à bovinicultura leiteira.

Main agents, pollutant processes and environmental impacts associated to dairy farming.

Agente, origem e/ou processo poluente	Impacte ambiental
Azoto	
Lixiviação de nitratos (NO ₃)	Eutrofização de águas interiores e marinhas Contaminação de águas subterrâneas Metemoglobinémia (saúde humana e animal) Acidificação de solos Cancro do aparelho digestivo
Volatilização de amoníaco (NH ₃)	Actividade química da atmosfera Enriquecimento em N de ecossistemas naturais – chuvas ricas em azoto
Emissão de N ₂ e de óxidos de azoto (NO e N ₂ O) pela nitrificação e desnitrificação	Efeito de estufa Destruição catalítica do ozono
Fósforo	
Fertilizantes e alimentos concentrados	Eutrofização de águas interiores e marinhas
Carbono	
Metano – Fermentação anaeróbica de matéria orgânica	Contaminação da atmosfera – efeito de estufa
Metais pesados	
Fertilizantes e alimentos concentrados	Contaminação de recursos hídrico Fito e zootoxicidade Saúde humana e animal
Fitofármacos	
Insecticidas, fungicidas e herbicidas Substâncias veterinárias	Contaminação de reservas de água Efeitos diversos em organismos “não alvo” biodiversidade
Contaminantes biológicos	
Dejecções, efluentes de ordenha, animais mortos e doentes	Saúde humana e animal

prejuízos especialmente ao nível local ou regional, enquanto que, a contaminação da atmosfera causa prejuízos à escala inter-regional ou global, constituindo por isso tema de abordagem internacional, como aconteceu na conferência efectuada em 1997 que deu origem ao protocolo de Kyoto.

Contaminação do ar - emissões de amoníaco, óxidos gasosos de N e metano

Alguns dos gases emitidos em elevadas quantidades pela produção agro-pecuária, como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), por possuírem na atmosfera elevado efeito de estufa e acentuarem os riscos de aquecimento global e alteração climática, têm sido alvo de particular atenção. Quando considerado um período de 100 anos, o potencial de aquecimento global dos gases N_2O e CH_4 é, respectivamente, 296 e 23 vezes superior ao do CO_2 (IPCC, 2001).

No que respeita às emissões gasosas totais (antropogénicas + naturais) estima-se que na década de 90, ao nível mundial, o conjunto de todas as actividades agrícolas contribuíram para 80 a 90 % das emissões de NH_3 , 40 % das emissões de CH_4 , 30 % das emissões de N_2O , 2 a 6 % das emissões de NO (óxido nítrico) e menos de 1 % das emissões de CO_2 (Carter *et al.*, 1999).

Relativamente à emissão de NH_3 na Europa, a produção animal contribui para cerca de 80 % do total de emissões com origem na agricultura, englobando este valor as perdas nas instalações, armazenamento e distribuição de dejectos e as emissões dos animais em pastoreio (Asman, 1992; MHSE, 1996). A distribuição das emissões de NH_3 por estas categorias de perdas é semelhante nos vários países europeus (Buijsman *et al.*, 1987; UNECE/EMEP, 2004). Quando se considere a contribuição relativa de cada classe de efectivo pecuário para o total das emissões de origem animal na Europa, os bovinos contribuem com cerca de 65 %, os suínos com 20 % e as aves e os pequenos ruminantes com cerca de 6 % cada (EEA, 1996).

As emissões de N_2O com origem na agricultura, as quais à escala do globo terrestre estima-se que representem cerca de 90 % das emissões antropogénicas e 25 % das emissões totais deste composto gasoso, não são originadas directamente pela produção animal, mas estão principalmente associadas à aplicação de fertilizantes e decomposição de materiais orgânicos no solo (Duxbury *et al.*, 1993).

Relativamente ao metano, Duxbury *et al.*, (1993) referem que em 1990 estimava-se que a agricultura fosse responsável por cerca de 36 % das emissões globais, distribuindo-se as emissões com origem na agricultura pela produção de arroz em terras alagadas (60 %) e pela produção animal (40 %). Na Europa, à semelhança do que acontece à escala global, são os bovinos a principal espécie pecuária responsável pelas emissões com origem animal (82 %) seguidos pelos ovinos (10 %) e suínos (8 %) (EPA, 1994). Nas

estimativas mais recentes (2003), a contribuição relativa das diferentes fontes para as emissões de N₂O e de metano apresentam valores idênticos aos observados na década de 90, embora apontem o aumento do total de emissões de ambos os compostos (UNFCCC, 2004).

Contaminação da água e do solo com nitratos, fósforo e metais pesados

Segundo Carter *et al.*, (1999), a lixiviação de nitratos com origem na agricultura contribui, ao nível global, para 50 a 60 % da poluição total das águas por este composto. Os mesmos autores, para o fósforo, embora não apresentem uma estimativa da contribuição da agricultura para a poluição total com este elemento, referem que 75 a 90 % da contaminação com origem agrícola se deve à sua perda por escoamento superficial e pelo processo de erosão dos solos. Contudo, mais recentemente, tem sido atribuída importância crescente à perda de fósforo dos solos agrícolas por lixiviação profunda de águas contendo fósforo em formas solúveis, em parte, devido ao facto da aplicação de medidas que limitam as perdas por escoamento superficial e por erosão conduzirem ao incremento da proporção de fósforo perdido na forma solúvel (Nash e Haygarth, 2005).

A presença de metais pesados em concentrações elevadas especialmente em fertilizantes e nos concentrados para alimentação animal, em particular dos elementos metálicos zinco e cobre, pode progressivamente originar a sua acumulação nos solos. A partir do solo, estes elementos podem contaminar as reservas de água ou ser absorvidos pelas plantas contaminando a cadeia alimentar. Os metais pesados provocam numerosos efeitos tóxicos na saúde humana e animal, incluindo perturbações neurológicas e efeitos mutagénicos/carcinogénicos e teratogénicos (Moreno-Grau, 2003).

Outros contaminantes e efeitos ambientais

Os animais podem ser portadores e origem de numerosos microrganismos patogénicos. Entre os que causam maiores preocupações e infecções no Homem está a bactéria *Escherichia coli* e o protozoário parasita *Cryptosporidium* presentes em muitos efluentes animais (Merrington *et al.*, 2002). Muitos patogénicos podem sobreviver no solo ou nas águas superficiais durante várias semanas, podendo infectar o ser humano a partir desses meios.

Os produtos veterinários e os seus metabolitos podem também produzir efeitos negativos sobre o ambiente e na saúde pública. Os antibióticos e as substâncias antiparasitas, as quais constituem a grande maioria dos produtos usados na produção animal, estão entre os que apresentam especial preocupação na contaminação de solos e recursos hídricos e pelos efeitos na biodiversidade (Koschorreck *et al.*, 2002; Gronvold

et al., 2004). A preocupação com as substâncias veterinárias levou a União Europeia a aprovar a Directiva 2001/82/EC que regulamenta o “Código Comunitário Relativo a Produtos Médicos Veterinários” (EC, 2001).

Os pesticidas utilizados no controlo dos inimigos das culturas são substâncias que dado as suas características de persistência, adsorção, volatilização e solubilidade podem contaminar a água, o solo e a atmosfera (Kanwar, 1994). Os herbicidas atrazina, alacloro e metolacloro, são compostos de elevada persistência e muito utilizados na cultura do milho, encontrando-se entre os pesticidas considerados de elevado risco na contaminação de solos e águas subterrâneas (Kalita *et al.*, 1997; Masse *et al.*, 1998). A contaminação da atmosfera e de águas superficiais a distâncias muito elevadas das regiões onde são utilizados os pesticidas, pode ocorrer pela volatilização dessas substâncias a partir do solo e da superfície das plantas e ainda pela dispersão de partículas por acção do vento (Kanwar, 1994).

AS EXPLORAÇÕES DE BOVINICULTURA LEITEIRA INTENSIVA E O AZOTO

Dos problemas apresentados no Quadro 1, os relacionados com o elemento azoto têm sido aqueles que maior atenção têm recebido pela importância que assume na produção animal intensiva e pela magnitude que o problema tem revelado.

A entrada, circulação e saída do nutriente azoto nestas explorações apresenta valores muito elevados. No Quadro 2 caracteriza-se a estrutura e actividade de uma exploração-tipo de bovinicultura leiteira da região *do Entre Douro e Minho* (Norte Litoral de Portugal) a partir de dados recolhidos através de inquérito efectuado em 2003 a 71 explorações do concelho de Vila do Conde (Presa, 2004). Dos valores apresentados destacam-se a elevada quantidade de azoto que entra anualmente nas explorações (± 700 kg N ha⁻¹ ano⁻¹), a elevada percentagem de N que é proveniente da aquisição de alimentos concentrados, os valores de produção de leite por superfície cultivada (31541 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e os encabeçamentos muito elevados (6,7 CN ha⁻¹ SAU). Relativamente à utilização do chorume, constatou-se que a maioria das explorações (82 %) utiliza todo o efluente produzido na própria exploração, aplicando-o à instalação da cultura de milho forragem e da cultura de Inverno e, em muitas explorações (72 %), ainda se aplica o efluente em cobertura a esta última cultura (Presa, 2004). Com base nos resultados de Presa (2004) e em trabalhos conduzidos na mesma região por Trindade *et al.* (1998), apresentam-se na Figura 1 os fluxos médios de azoto estimados para uma exploração desse tipo.

As entradas de azoto no solo totalizam cerca de 650 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. A ingestão anual de azoto pelos animais quando reportada à unidade de superfície da exploração atingiu 860 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, tendo apenas sido exportado 21 % desse valor nos produtos animais

QUADRO 2

Caracterização da exploração leiteira tipo (Norte Litoral de Portugal).

*Characteristics of a typical dairy farm from the Entre Douro e Minho region
(Northwest of Portugal).*

Característica	Valor médio (\pm DP ^a)
Superfície agrícola útil (ha SAU)	14,7 \pm 7,2
Vacas leiteiras (n ^o)	62 \pm 31
Novilhas (n ^o)	32 \pm 17
Vitelos(as) (n ^o)	17 \pm 12
Novilhos (n ^o)	3 \pm 11
Total efectivo animal (CN*, cabeças normais)	95 \pm 47
% de vacas leiteiras no efectivo animal total	77 \pm 11
Encabeçamento (CN ha ⁻¹ SAU)	6,7 \pm 1,6
Produção anual de leite (t)	456 \pm 245
Produtividade das vacas leiteiras (kg leite vaca ⁻¹ ano ⁻¹)	7212 \pm 1112
Azoto nos concentrados (kg N exploração ⁻¹ ano ⁻¹)	6862 \pm 4501
Total de N de concentrados e de adubos por unidade de SAU (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	696 \pm 217
% de azoto de concentrados relativamente às entradas totais de N	67,2 \pm 8,8
Consumo de N de concentrados pelos animais (kg N CN ⁻¹ ano ⁻¹)	71,4 \pm 22,6
Produção de leite por unidade de SAU (kg ha ⁻¹ SAU)	31541 \pm 9351
N de concentrados por unidade de SAU (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	483 \pm 205
N de adubos por unidade de SAU (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	213 \pm 46
P ₂ O ₅ de adubos por unidade de SAU (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	90 \pm 25
K ₂ O de adubos por unidade de SAU (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	110 \pm 32
Capacidade de armazenamento de chorume (% do volume anual produzido)	30 \pm 10
Capacidade de armazenamento de chorume (em meses)	3,6 \pm 1,3
Volume de chorume produzido na exploração (m ³ ano ⁻¹)	2049 \pm 1158
Volume anual de chorume produzido por animal (m ³ CN ⁻¹ ano ⁻¹)	27,1 \pm 9,5
Volume anual de chorume produzido por unidade de SAU (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	148 \pm 72

Valores obtidos por inquérito a 71 explorações, representando cerca de 10 % do total das explorações do concelho.

(a) DP = desvio padrão da média

(*) Cabeça Normal (CN) = *Unidad de Ganado Maior (UGM)*

saídos da exploração (maioritariamente leite). Apenas 60 % do azoto não utilizado pelos animais (N excretado) é recuperado na aplicação de chorume ao solo. O restante azoto que circula no subsistema animal é perdido por volatilização de amoníaco ao nível das instalações durante as etapas de recolha e armazenamento dos dejectos ou não é aplicado ao solo agrícola, estimando-se que estes valores excedam os 250 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. No subsistema solo-planta, considerando que o teor de matéria orgânica dos solos nestas explorações se encontra em equilíbrio estável, o excesso de azoto é perdido principalmente pelo processo de lixiviação de nitratos, pelo qual estima-se que 220 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ sejam removidos do sistema.

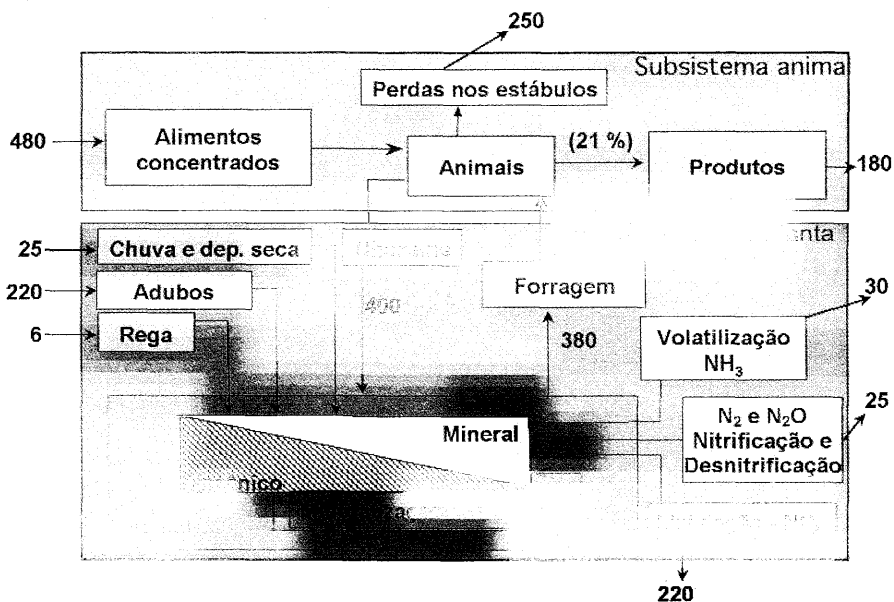


FIGURA 1

Fluxos médios de azoto (em kg N ha⁻¹ ano⁻¹) numa exploração- tipo de bovinicultura leiteira intensiva da região Norte Litoral de Portugal.

Average nitrogen fluxes (kg N ha⁻¹ year⁻¹) in a typical intensive dairy farm of the Northwest region of Portugal.

Perdas por volatilização de amoníaco

O processo designado por volatilização de amoníaco consiste na transferência de massa de NH₃ gasoso existente em solução (no solo ou em resíduos orgânicos) para a camada de ar em contacto com a solução. A taxa de transferência depende das diferenças de pressão parcial de NH₃ gasoso entre a solução e a camada de ar contígua (Koelliker e Kissel, 1988), sendo a pressão parcial de NH₃ gasoso na solução, por sua vez, governada pela concentração de amónio (NH₄⁺) em solução (Jayaweera e Mikkelson, 1990).

As perdas por volatilização de amoníaco têm quatro origens distintas nas explorações: estábulos, armazenamento de dejectos, aplicação ao solo de fertilizantes contendo ou formando azoto amoniacal (incluindo a aplicação de estrumes animais) ou dejectação em pastoreio. Nas explorações pecuárias, a distribuição das perdas totais por estas origens depende muito do sistema produtivo, nomeadamente do período de tempo que os animais passam em pastoreio. As emissões de amoníaco originadas a partir das

dejecções são em geral mais reduzidas em animais em pastoreio do que as emissões totais originadas por animais estabulados, isto é, quando incluídas as emissões durante o manuseamento, armazenamento e aplicação ao solo dos dejectos (Aarts, 2003).

Uma importante percentagem do amoníaco volatilizado é rapidamente depositado próximo do ponto de emissão. Fowler *et al.* (1998) indica valores de deposição, num raio de um quilómetro em torno de um estábulo, da ordem de 10% do amoníaco volatilizado e Ferm (1998) refere que cerca de 50% do amoníaco emitido é depositado na superfície terrestre numa distância de cinquenta quilómetros da fonte de emissão. A velocidade de deposição depende fundamentalmente da constituição e ocupação da superfície terrestre em torno da fonte de emissão e da ocorrência de vento e precipitação (Mosier, 2001).

A taxa de volatilização de amoníaco nos estábulos é proporcional à superfície de emissão (superfície das dejecções exposta ao ar), da concentração de N-amoniaco nos dejectos (especialmente na urina), do tipo de cama, da temperatura e da ventilação dos estábulos, sendo o total das perdas muito dependente do tempo de exposição ao ar (Hartung, 1991; Whitehead, 1995). As estratégias para redução das emissões baseiam-se no controlo destes factores.

Nas dejecções animais o amónio é fundamentalmente formado a partir da ureia excretada na urina, a qual é hidrolisada pela acção da enzima urease. Este processo tem geralmente início cerca de meia hora após a excreção urinária e desenvolve-se rapidamente no pavimento dos estábulos (Verboon, 1995).

A volatilização de amoníaco durante o armazenamento depende, para além das condições ambientais, do grau de diluição do chorume por água de lavagens e da cobertura das fossas ou da formação de uma crosta à superfície dos tanques de armazenamento (De Bode, 1991). Em comparação com o chorume, a utilização de camas nos cubículos, como palha ou serrim, reduz as perdas por volatilização de amoníaco nos estábulos, mas provoca um aumento substancial das emissões durante o armazenamento do estrume sólido em nitreiras (Hartung, 1991).

A perdas por volatilização de amoníaco durante e após a aplicação ao solo de chorumes e estrumes dependem principalmente do valor de pH do resíduo orgânico e do solo, da diluição do chorume (teor de matéria seca) e sua concentração em N-amoniaco, do método de aplicação, da localização do resíduo, da temperatura, da velocidade do vento, presença de plantas e cobertura do solo, da humidade do solo e da ocorrência de precipitação. Considera-se que as perdas potenciais de NH_3 são determinadas pelas características do chorume e que a expressão desse potencial é influenciada pelas condições climáticas e de solo e pelas técnicas de aplicação (Jarvis e Pain, 1990).

O valor de pH do efluente exerce um efeito muito acentuado nas emissões de amoníaco por actuar sobre o equilíbrio entre as formas N-NH_4^+ e N-NH_3 em solução (Frost *et al.*, 1990). Quanto mais elevado for o valor de pH inicial do chorume maiores

serão as perdas, provocando o próprio processo de volatilização a acidificação da solução e uma redução progressiva das emissões (Sommer e Sherlock, 1996). O efeito do teor de matéria seca do chorume actua devido principalmente à sua acção sobre a taxa de infiltração do chorume no solo, influenciando quer a evolução das emissões quer o valor total das perdas e, em geral, verifica-se que as perdas elevam-se com o aumento do teor de matéria seca do chorume (Sommer, 1992; Martinez *et al.*, 1996).

Relativamente aos factores climáticos, a temperatura e a velocidade do vento provocam um efeito positivo sobre as perdas (Brunk *et al.*, 1988; Sommer *et al.*, 1991), enquanto que, a ocorrência de precipitação após o espalhamento reduz a emissão de NH_3 (Van der Molen *et al.*, 1989). As perdas por volatilização de NH_3 tendem também a aumentar quando se espalha chorume em solos cobertos de vegetação ou detritos orgânicos, por várias razões, entre as quais o aumento da superfície de volatilização e a redução do contacto e da infiltração no solo (Whitehead, 1995).

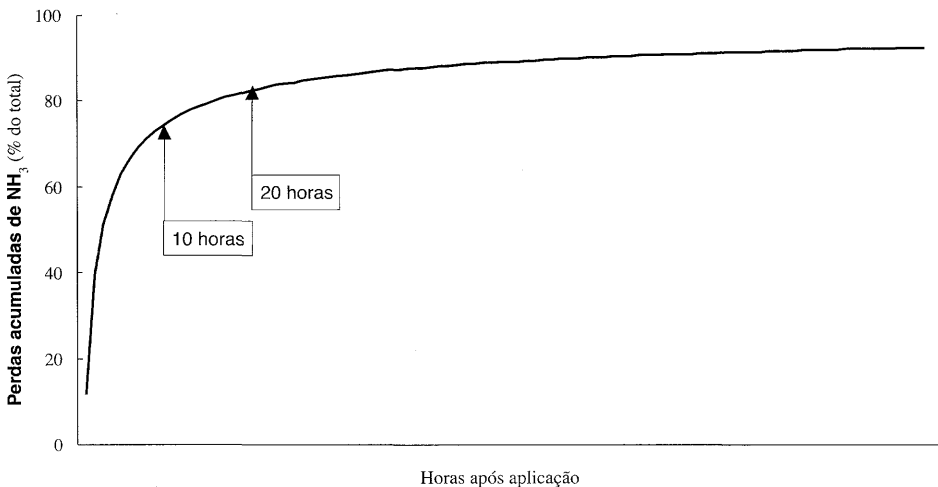


FIGURA 2

Padrão da evolução das perdas por volatilização de NH_3 após distribuição de chorume a solos com restolho de cultura de milho ou da cultura de Inverno na região Norte Litoral de Portugal.

Time-scale pattern of ammonia volatilization losses after application of dairy slurry to soils with maize or ryegrass stubble in the Northwest region of Portugal.

Quanto ao método de aplicação do chorume, as maiores perdas ocorrem na aplicação por aspersão (cisterna com prato). Qualquer técnica que permita a distribuição localizada do chorume junto do solo ou a sua injeção ou incorporação imediata reduz

acentuadamente as perdas (Wouters, 1995). Na Figura 2 representa-se o padrão característico da evolução das perdas de NH_3 com a distribuição do chorume à superfície do solo utilizando a cisterna equipada com prato aspersor. Resultados obtidos por vários autores indicam que a maioria (até 85 %) das perdas totais por volatilização de amoníaco ocorrem nas primeiras 12 a 24 horas após o início do espalhamento (Pain *et al.*, 1989; Thompson *et al.*, 1990; Trindade, 1997).

Perdas por lixiviação de nitratos

Os nitratos derivados da mineralização de matéria orgânica do solo, da nitrificação de ião amónio ou adicionados por fertilizantes sofrem arrastamento ao longo do perfil do solo quando este é atravessado por água da chuva ou de rega que se infiltra. Dos vários compostos de azoto presentes no solo, o nitrato é o único lixiviado em quantidades apreciáveis, situação que resulta do facto deste ião ser altamente solúvel em água e de não ser retido/adsorvido pelo complexo de troca da maioria dos solos (Vintem e Smith, 1993). A lixiviação de outros compostos azotados, como amónio, ureia e N_2O dissolvido, ocorre geralmente em quantidades muito reduzidas e só em condições determinadas, como sejam quando se verifiquem concentrações muito elevadas desses compostos, solos muito arenosos ou temperaturas baixas (Moreno *et al.*, 1994; Whitehead, 1995).

A lixiviação do ião nitrato, devido à sua elevada solubilidade, é fundamentalmente dependente do movimento da solução do solo, a qual está sujeita à acção combinada dos processos de convecção, difusão e dispersão hidrodinâmica de solutos num meio poroso e ainda influenciada por mecanismos de interacção daquele ião com a fase sólida do solo, pela estrutura do solo e pelos fenómenos de movimento preferencial da água por “by pass” (Cameron e Haynes, 1986).

As perdas por lixiviação de nitratos dependem, em primeiro lugar, das quantidades de azoto nítrico existente no solo e, em segundo lugar, de características climáticas e edáficas que interagem fortemente, como sejam a quantidade e distribuição da precipitação e da água drenada, textura e estrutura do solo.

Nos climas temperados, como acontece no Noroeste da Península Ibérica, o excesso de água no solo, e logo a ocorrência de drenagem, verifica-se em geral desde o início do Outono e prolonga-se até à Primavera. Nesta situação e quando os valores de drenagem são muito elevados, a cinética da lixiviação de nitrato pode traduzir-se por uma curva com duas partes distintas, como se observa na Figura 3. Até ser acumulado determinado valor crítico de drenagem, a lixiviação é directamente proporcional ao valor de água drenado; acima desse valor, a perda de azoto nítrico é muito mais reduzida ou pode ser aparentemente mesmo nula. A primeira parte traduz a lixiviação completa de azoto nítrico presente no solo no início do período de drenagem, enquanto que, a segunda parte representa a lixiviação de azoto mineralizado ou adicionado ao solo durante o Outono e

o Inverno. Em condições em que o valor crítico de drenagem não é atingido, a lixiviação total de azoto é directamente proporcional à água drenada e pode acontecer que no final do período de drenagem ainda permaneça no solo uma fracção importante do azoto nítrico existente inicialmente (Bergstrom e Brink, 1986; Tyson *et al.*, 1993).

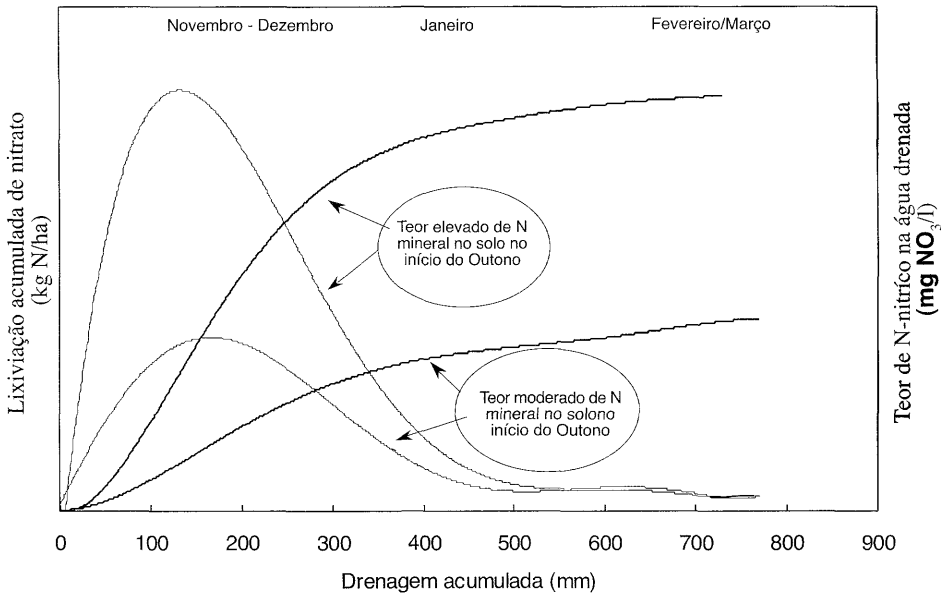


FIGURA 3

Evolução da lixiviação de nitrato (—) e teor de nitrato na água de drenagem abaixo da camada de solo explorada pelas raízes (---) em função da drenagem acumulada em situações de elevada e moderada quantidade de azoto mineral residual no solo no início de Outono.

Time-scale pattern of nitrate leaching (—) and of the nitrate concentration in drainage water collected below the soil rooting zone (---) as a function of the accumulated drainage under high and moderate amounts of residual mineral nitrogen in the soil at the beginning of autumn.

Perdas de N₂O e N₂ – nitrificação e desnitrificação

Os solos são a principal, quase exclusiva, fonte de emissão de N₂O com origem directa na agricultura (Bowman, 1990), apresentando os processos biológicos da nitrificação e da desnitrificação a contribuição mais relevante para o total emitido. A via mais comum do processo de nitrificação é conduzida por bactérias autotróficas que obtêm energia a partir da oxidação de amónio (NH₄⁺) ou nitrito (NO₂⁻), sendo o N₂O um subproduto originado pela decomposição química de compostos intermediários, como o NH₃OH (Wrage, 2003).

Além da via de nitrificação conduzida por bactérias autotróficas, o N_2O pode ser produzido pela via de nitrificação heterotrófica, conduzida por bactérias e fungos que utilizam compostos orgânicos como fonte de carbono e com capacidade de produzir quantidades apreciáveis de N_2O em determinadas circunstâncias ambientais, como sejam condições de pH baixo, concentrações elevadas de O_2 e disponibilidade de compostos carbonados (Anderson *et al.*, 1993). Os compostos N_2 e N_2O podem ainda ser produzidos pela via designada de nitrificação desnitrificante (“nitrifier denitrification”) na qual a oxidação de NH_3 a NO_2^- é seguida pela oxidação de NO_2^- a N_2O e N_2 . Estas vias alternativas da nitrificação são descritas e foram estudadas em detalhe por Wrage (2003).

A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas que em condições de ausência ou escassez de oxigénio utilizam os compostos NO_3^- e NO_2^- como aceitadores de electrões produzindo principalmente N_2O e N_2 como produtos finais (Smith e Arah, 1990; Aulakh *et al.*, 1991), mas podendo ser também produzido algum NO (Follet, 2001). São ainda apontadas algumas reacções químicas que ocorrem no solo envolvendo iões NO_2^- como possíveis fontes de N_2 e N_2O (Nelson, 1982). Contudo, a emissão de N_2O por esta via é reduzida em comparação com a produção através dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação (Hutchinson e Davidson, 1993).

As perdas totais de N_2O e N_2 e a contribuição relativa dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação para a emissão de N_2O são muito dependentes de variados factores que influenciam de forma distinta aqueles processos. A emissão de N_2O com origem directa na nitrificação revela-se proporcional à quantidade de amónio nitrificado (Goodroad e Keeney, 1984; Velthof e Oenema, 1994) e é influenciada pelos factores que afectam a taxa daquele processo. A taxa de nitrificação é directamente afectada pela presença dos substratos utilizados pelas bactérias como o teor de N amoniacal e a concentração de O_2 e CO_2 (como HCO_3^-) dissolvidos na solução do solo (Hadas *et al.*, 1986; Haynes, 1986), pelo valor de pH do solo, teor de água, temperatura e presença de substâncias específicas que inibam a actividade das bactérias nitrificantes. A nitrificação é muito afectada pelo valor de pH do solo, ocorrendo as taxas máximas a valores próximos da neutralidade e cessando a actividade nitrificadora a valores de pH de 4,5 e 9,0 (Darrah *et al.*, 1986). As taxas máximas de nitrificação ocorrem a teores de humidade do solo próximas da capacidade de campo (Haynes, 1986), sendo ainda detectável nitrificação em solos com teores de humidade correspondentes ao ponto de emurchecimento permanente (Teira-Esmatges e Van Cleemput, 1996). Acima da capacidade de campo a nitrificação é inibida devido ao efeito indirecto do teor de humidade do solo sobre a difusão de oxigénio, mecanismo que contribui igualmente para que a actividade nitrificadora esteja geralmente concentrada nas camadas superficiais do solo (Staley *et al.*, 1990). Relativamente à temperatura, as bactérias nitrificantes parecem

revelar adaptação climática no que respeita ao valor óptimo para a nitrificação. Nas regiões tropicais foram referidos valores óptimos de temperatura de 30 a 35 °C (Thiagalingam e Kanehiro, 1973), enquanto que, em regiões mais frias (Canadá) foi observado um valor óptimo de cerca de 20 °C (Mahli e McGill, 1982), cessando a actividade nitrificadora a temperaturas de 4-5 °C (Stevenson, 1986). Nas últimas décadas desenvolveu-se o emprego de substâncias químicas, designadas genericamente por inibidores da nitrificação, que possuem um efeito bacteriostático ou bactericida sobre os microrganismos que conduzem o processo. Esse efeito reduz ou atrasa a formação de azoto nítrico a partir de adubos ou materiais orgânicos que contenham ou origemem azoto amoniacal, contribuindo assim para a redução das perdas por lixiviação de nitratos e por emissão de N₂O e N₂ com origem na nitrificação ou desnitrificação. A utilização dos inibidores na agricultura e as suas consequências será retomada mais adiante. Considera-se ainda que algumas práticas agrícolas como a mobilização do solo e o tipo de culturas praticadas podem afectar a nitrificação devido a efeitos indirectos, por exemplo, sobre o arejamento do solo, distribuição dos fertilizantes e dos resíduos das culturas com a profundidade, redução do teor de humidade do solo, ou ainda, no caso da presença de plantas, a um efeito directo associado possivelmente à produção pelas raízes de substâncias inibidoras (Wheatley *et al.*, 1990).

Os factores primários que afectam a actividade de desnitrificação são o teor de oxigénio e de nitrato e a disponibilidade de compostos orgânicos facilmente degradáveis, os quais exercem uma influência ao nível celular (Mosier, 2001). Estes três factores estão por sua vez dependentes de características físicas, químicas e biológicas do meio (factores secundários) relacionados, por exemplo, com o clima, tipo de solo, estrutura da comunidade vegetal e animal e, ainda, por práticas culturais, nomeadamente a fertilização azotada e a rega (Tiedje, 1988).

A ocorrência de elevadas taxas de desnitrificação verifica-se quando existam simultaneamente condições de elevadas concentrações de nitrato no solo, restrições da disponibilidade de O₂ e elevada concentração de resíduos orgânicos, situação de ocorrência frequente na agricultura intensiva mediterrânea no princípio de Outono, quando no solo se podem encontrar acumulados teores de nitrato elevados e ocorrem precipitações abundantes, ou então durante o Verão em culturas irrigadas. A humidade do solo afecta a taxa de desnitrificação principalmente por regular o teor de O₂ na atmosfera do solo, mas também por afectar as condições de crescimento e actividade microbiana e vegetal, disponibilidade de substratos carbonados e azotados e pela água constituir um meio de difusão e transporte de substratos e produtos para os microrganismos do solo (Aulakh *et al.*, 1992). A percentagem de porosidade ocupada pela água é o parâmetro relativo à humidade do solo que melhor relação apresenta com a actividade de desnitrificação, ocorrendo as taxas mais elevadas do processo

normalmente quando aquele parâmetro apresenta valores superiores a 60-80% (Aulakh *et al.*, 1992). Segundo Linn e Doran (1984a,b) a boa relação entre a percentagem de porosidade ocupada pela água e as taxas de desnitrificação deve-se ao facto daquele parâmetro descrever simultaneamente a interacção do teor em água e do arejamento sobre o processo e por ele normalizar o efeito da textura do solo sobre aquelas características.

Um aspecto importante relativo ao impacte ambiental da desnitrificação tem a ver com a razão N_2O/N_2 do total de azoto emitido. A proporção de N_2O emitida tende a ser superior a valores mais reduzidos de pH do solo, com o aumento da concentração de nitratos, com a redução da disponibilidade de compostos carbonados degradáveis, com a diminuição da temperatura e com a redução das condições de anaerobiose (Whitehead, 1995; Follett, 2001).

REDUÇÃO DO IMPACTE AMBIENTAL EM EXPLORAÇÕES DE BOVINICULTURA LEITEIRA – MEDIDAS MITIGADORAS

Existem nas explorações leiteiras um conjunto vasto de opções para a redução da entrada, excessos e perdas de nutrientes, com destaque para o elemento azoto. As condições particulares de cada exploração condicionam a escolha ou o conjunto de decisões possíveis e mais aconselháveis a tomar, bem como os resultados económicos e ambientais passíveis de ser atingidos. Contudo, os objectivos serão sempre o de reduzir as entradas e incrementar ao máximo as saídas, o que será conseguido pelo aumento da eficiência de utilização dos nutrientes e pela melhoria da utilização no interior da exploração de resíduos recicláveis, como o chorume.

Gestão e manejo do efectivo pecuário

Dieta animal

A formulação de dietas equilibradas em azoto e em fósforo permite reduzir as concentrações destes nutrientes nas dejeções e o seu excesso ao nível da exploração. Em vacas leiteiras, a ingestão de alimento com quantidades de proteína acima das necessidades relativas ao nível produtivo dos animais ou a outros parâmetros nutritivos da dieta, particularmente à energia, aumenta a quantidade e a concentração de azoto excretado nas dejeções, diminuindo a eficiência de utilização do N ingerido. Nesta situação, o aumento da quantidade de azoto excretado verifica-se principalmente pelo aumento da excreção ao nível da urina, mantendo-se aproximadamente constante a quantidade excretada nas fezes (Van Vuuren e Meijs, 1987).

A qualidade da proteína ingerida constitui também um factor importante. A utilização de proteínas protegidas (“bypass protein”) e de dietas com proporções adequadas de proteína metabolizável, aminoácidos e azoto amoniacal, permite melhorar a utilização do N da dieta e/ou elevar o teor de proteína do leite (Dou *et al.*, 1998).

Em sistemas baseados exclusivamente ou maioritariamente em pastoreio o excesso de proteína na dieta pode resultar da ingestão de erva com valores elevados naquele parâmetro. Neste caso, a introdução na dieta de alimentos como a silagem de milho pode permitir equilibrar o valor nutritivo da dieta (Jarvis *et al.*, 1996a; Neeteson, 2000), além do efeito adicional que a inclusão de culturas forrageiras como a do milho silagem permite ao melhorar a reciclagem dos nutrientes das dejeções animais (estrumes e chorumes).

Produção de leite por vaca e animais de substituição

O aumento da produção de leite por vaca, pela utilização de animais de elevado potencial genético ou pela melhoria do regime alimentar, torna possível obter a mesma quota leiteira com um menor número de animais e, conseqüentemente, reduzir a quantidade de dejeções e efluentes pecuários produzidos (Aarts, 2003). A eficiência de utilização do azoto ingerido por vacas leiteiras para a produção de leite situa-se entre os 15 e os 25% (Van Vuuren e Meijs, 1987; Kempainen, 1989). Em geral, essa eficiência é superior em animais de alta produção devido ao facto da proporção das necessidades designadas de manutenção ou conservação diminuírem com o aumento da produtividade animal. Assim, as necessidades nutritivas animais de manutenção ou conservação, quando expressas por quilograma de leite produzido, decrescem proporcionalmente com a produção diária de leite por vaca. Contudo, o aumento da produção de leite por animal faz, em geral, também crescer a exigência de gestão zootécnica do efectivo, por exemplo, no que respeita à gestão da alimentação, e provoca igualmente o aumento de problemas de saúde animal que conduzem muitas vezes à redução do número de lactações e ao aumento da taxa de substituição das vacas.

A redução ao mínimo do efectivo não directamente produtivo existente na exploração, como sejam as novilhas de substituição, permite igualmente melhorar a eficiência de utilização do N e outros nutrientes e reduzir os seus excessos (Aarts, 2003). Presa (2003), nas explorações leiteiras da região do Minho, verificou que a percentagem de efectivo de substituição expresso em cabeças normais representava, em média, cerca de 36 % do efectivo animal total. Na mesma região, dados de 19 explorações de um estudo ainda em curso revelam que aquele valor varia entre os 16 e 44%, verificando-se uma tendência para as explorações com maior percentagem de efectivo de substituição apresentarem um balanço de N superior entre entradas e saídas do nutriente. No entanto, convém salientar que em algumas das explorações a presença de animais jovens pode estar inserida num objectivo de diversificação económica da actividade (leite + carne).

Por fim, interessa salientar que estas duas estratégias, aumento da produtividade por vaca e redução dos efectivos de substituição, são antagónicas, já que a primeira medida faz normalmente aumentar a taxa de substituição das vacas leiteiras, pelo que, a adopção destas soluções deverá ser acompanhada de apoio veterinário e zootécnico, como, por exemplo, a selecção precoce de novilhas de substituição.

Maneio e utilização das dejeções animais

Nas explorações leiteiras intensivas, o cumprimento do objectivo de minimizar os efeitos ambientais da actividade passa por uma questão fundamental que se relaciona com a gestão e utilização das dejeções animais, as quais na maioria destas explorações se apresentam na forma de chorume. Entre 75 e 90% do N ingerido é excretado nas fezes e urina; os valores mais reduzidos ocorrem em vacas leiteiras e os mais elevados em animais jovens (Kemppainen, 1989). Se atendermos aos elevados “inputs” de nutrientes vindos do exterior da exploração através da aquisição de concentrados, torna-se crucial a gestão das dejeções e a reciclagem eficiente dos nutrientes nelas contidos ao nível do sistema solo-planta.

Recolha e armazenamento

Na construção das instalações pecuárias (estábulos) devem ser empregues soluções que conduzam ao rápido escoamento dos dejectos, em especial da urina, e à fácil limpeza dos pavimentos, por forma a permitir a redução das perdas por volatilização de amoníaco.

O pavimento de zonas sem ripado em forma de V com um declive lateral de 3% e possuindo uma goteira central que facilite o rápido escoamento da urina para a fossa de chorume, quando raspado regularmente por rodo pode reduzir significativamente as perdas de NH_3 . Quando o acabamento de pavimentos com esta concepção seja realizado em materiais do tipo “epoxy”, que reduzem a porosidade da superfície, a redução nas emissões de NH_3 pode atingir os 50 % comparativamente a um pavimento clássico em betão sem goteira, embora o acabamento em materiais do tipo “epoxy” apresente o inconveniente de ser escorregadio quando húmido e, portanto, poder afectar o bem estar animal (Verboon, 1995). A lavagem do pavimento, incluindo pavimentos em vigotas, utilizando água simples ou com a adição de desinfectantes conduz igualmente à redução das emissões de amoníaco em cerca de 30%, comparativamente ao mesmo pavimento sem lavagens, mas apresenta o inconveniente da diluição e do aumento do volume de efluente a armazenar (Metz *et al.*, 1995). A diluição do chorume aumenta também os custos de aplicação ao solo, reduzindo entretanto as perdas de amoníaco na aplicação quando esta é realizada à superfície do solo, dado que, a menor viscosidade do chorume aumenta a sua taxa de infiltração. Ensaio realizados na Holanda, mostram que a

diluição com água na proporção de 1:2 pode contribuir para uma redução de até 75% das perdas por volatilização de NH_3 ocorridas após a aplicação ao solo (MHSE, 1996).

Uma outra técnica que permite reduções importantes das perdas por volatilização, quer no estábulo durante o armazenamento, quer das perdas que ocorrem durante e após a distribuição ao solo, é a acidificação do chorume recorrendo, por exemplo, à mistura de ácido nítrico na fossa ou nos colectores sob o pavimento do estábulo. Esta solução, ensaiada em países como a Holanda e o Reino Unido, apresenta como inconvenientes os elevados custos com o equipamento de armazenamento, controlo e adição automática do ácido e risco de utilização para o ser humano e para os animais, pelo que constitui uma solução de aplicabilidade duvidosa e proibida pela legislação naqueles países (Frost *et al.*, 1990; Verboon, 1995).

As áreas de parque próximas dos estábulos ou da sala de ordenha devem ser impermeabilizadas e limpas regularmente por raspagem. Quando seja efectuada lavagem destas áreas o efluente originado é normalmente mais diluído pelo que deve preferencialmente ser armazenado em fossa separada e a sua distribuição ao solo ser gerida de forma distinta; por exemplo, a sua aplicação é recomendável e mais fácil em culturas instaladas. A utilização de materiais naturais como a casca de pinheiro e serradura em áreas em que as dejeções sejam removidas na forma sólida, como acontece nos parques exteriores para exercício, pode reduzir significativamente as perdas por volatilização de amoníaco (Luo *et al.*, 2004).

Desperdícios orgânicos das explorações como leite, resíduos de leite e efluentes de silagem devem ser encaminhados para as fossas de chorume, embora com algumas precauções. Um dos cuidados a ter resulta da possibilidade destes resíduos orgânicos quando misturados com chorume poderem produzir gases letais ou explosivos pelo que não devem ser lançados em fossas localizadas no interior dos estábulos ou em fossas fechadas (MAFF, 1998a). No caso de efluentes de silagem, tratando-se de produtos com valor de pH baixo e elevado poder tampão, a sua adição ao chorume apresenta como vantagem a possibilidade de redução das perdas por volatilização de amoníaco e também o facto de o seu armazenamento em separado apresentar problemas específicos, nomeadamente, pelo seu grande poder corrosivo e necessidade de diluição antes de ser aplicado ao solo. Contudo, a mistura de efluentes de silagem com o chorume aumenta normalmente a emissão de maus odores, pelo que em certas condições pode não ser aconselhável (MAFF, 1998a).

A construção e concepção da fossa de armazenamento deve assegurar determinadas características que facilitam o manuseamento do efluente e reduzem as perdas gasosas. A fossa deve ser, de preferência, construída no exterior do estábulo e com a forma circular para facilitar a homogeneização do efluente antes de ser removido. Em regiões quentes, como as da Europa meridional, deve evitar-se o armazenamento do chorume no interior dos estábulos, pois a libertação de gases pode afectar o bem estar animal.

A cobertura das fossas exteriores reduz as perdas de amoníaco e evita a entrada de água de precipitação. Sommer *et al.* (1993), num ensaio com chorumes bovinos em que foram testadas diferentes coberturas, verificaram que a colocação de uma tela de PVC, uma camada de material oleoso ou quando se estimulou o desenvolvimento de uma crosta à superfície, reduziu as perdas de N por emissão de NH_3 durante o armazenamento para 7 a 30 % dos valores observados em condições sem cobertura ou formação de crosta superficial. A água de precipitação deve ser sempre impedida de entrar na fossa. Em regiões com climas chuvosos como as da Espanha Húmida e o Norte de Portugal a construção de uma cobertura elevada por cima de fossas exteriores pode ser economicamente justificada pela redução operada no volume de armazenamento necessário.

O dimensionamento da fossa deve ser calculado em função do número de meses de armazenamento previsto. Nas regiões atlânticas da Península Ibérica e atendendo às épocas de aplicação ao solo do chorume (ver 4.2.2), aquele período deve ser no mínimo de cinco meses. Para o cálculo do volume da fossa podem usar-se como valores guia da quantidade de chorume produzido por animal as quantidades de $2,4 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ para vacas leiteiras de elevada produção, $0,8\text{-}1,0 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ para novilhos(as) entre 1 e 2 anos e vacas secas e $0,3\text{-}0,4 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ para animais com menos de um ano. Os valores indicados para as vacas leiteiras incluem a água de lavagem utilizada na ordenha.

Aplicação ao solo

Os aspectos mais relevantes relativos à aplicação de estrumes sólidos e líquidos ao solo relacionam-se fundamentalmente com o estabelecimento de planos de fertilização que atendam ao valor fertilizante desses materiais e a utilização de métodos e técnicas de aplicação que permitam reduzir perdas e maximizar a eficiência de utilização dos nutrientes neles contidos.

O valor fertilizante de efluentes como o chorume é em geral subestimado devido em grande parte à variabilidade no tempo e no espaço da concentração de nutrientes neste material e, em particular, da concentração de azoto. Esta variabilidade está relacionada com a dieta dos animais e com os sistemas de manuseamento e armazenamento das dejeções (Jarvis *et al.*, 1989; Gueydon, 1992). A variabilidade do chorume é elevada mesmo entre explorações com características idênticas como é notório nos dados do Quadro 3 onde se apresentam características químicas e físicas de chorumes recolhidos em explorações da região Norte Litoral portuguesa. O conhecimento correcto do valor fertilizante dos efluentes de uma exploração deverá ser obtido pela análise periódica dos materiais produzidos, aspecto este fundamental para a sua utilização racional. Não obstante a acentuada variabilidade, os chorumes e estrumes possuem quantidades importantes de N total, N amoniacal, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Em geral, o N amoniacal representa entre 30 a 50 % do N total (Trindade, 1997).

QUADRO 3

Valores e variabilidade de algumas características física e químicas de chorumes de explorações da região do Norte Litoral (Portugal).

Mean values and variation of some physic-chemical properties of slurries from dairy farms of the Northwest region of Portugal.

	Referência	Mínimo	Médio	Máximo
Valor de pH	1	7,2	7,8	8,6
	2	7,1	7,5	8,0
Matéria seca (g kg ⁻¹)	1	62,2	84,0	118,1
	2	22,0	80,0	101,0
Densidade (g cm ³)	1	1,01	1,02	1,04
C total (g kg ⁻¹)	2	9,1	37,1	49,4
C orgânico solúvel em água (g kg ⁻¹)	2	1,2	2,9	4,7
N total (g kg ⁻¹)	1	2,4	3,7	5,1
	2	2,3	3,3	4,7
N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	1	1,0	1,3	1,8
	2	1,0	1,7	2,4
Razão C:N	2	4	12	21
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	1	0,6	0,8	1,1
	2	0,6	1,6	2,6
K ₂ O (g kg ⁻¹)	2	1,6	2,9	6,5
Ca (g kg ⁻¹)	2	0,8	1,3	2,0
Mg (g kg ⁻¹)	2	0,2	0,5	0,7

(1) Pais de Sá (1997) - dados referentes a 13 explorações amostradas em 1997

(2) Trindade et al. (2002a) - dados referentes a 6 explorações amostradas em 2002

Quanto às datas e quantidades a aplicar, deve sobretudo atender-se às necessidades das culturas e à capacidade destas absorverem o azoto mineral, quer o adicionado no momento de aplicação do fertilizante na forma amoniacal quer o disponibilizado após mineralização da fracção orgânica, a um ritmo que reduza a sua acumulação no solo e portanto evite perdas. Assim, em sistemas culturais em que se pratiquem duas culturas por ano, como o milho silagem e o azevém anual, é aconselhável que a quantidade de chorume disponível anualmente na exploração seja aplicada 50 % na instalação da cultura de milho, 25 % na instalação da cultura de Inverno e os restantes 25 % em cobertura a esta última no mês de Fevereiro (Trindade *et al.*, 2002b). Esta distribuição do efluente pode assegurar a totalidade das necessidades de azoto destas culturas, permitindo a completa expressão das suas potencialidades produtivas sem o recurso a adubações minerais complementares. Em ensaios conduzidos durante três anos na região do Norte Litoral de Portugal, a aplicação média de 480 kg N total por hectare com origem exclusivamente no chorume e uma distribuição semelhante à indicada, permitiu atingir produções de matéria seca e obter forragem de valor proteico igual ou superior às

alcançadas quando foram aplicados 450 kg N ha^{-1} com origem em adubos minerais. No entanto, a quantidade de nitratos residuais no solo após a cultura do milho foi muito mais reduzida no tratamento com chorume (Trindade *et al.*, 2002b). A aplicação de chorume em cobertura à cultura do milho nos estados iniciais de desenvolvimento (até 6ª folha) pode também ser praticada, embora as vantagens do fraccionamento das aplicações a esta cultura não sejam tão evidentes (Schroder, 1999). O chorume, devido à mineralização progressiva do azoto de origem orgânica, apresenta um comportamento semelhante a um adubo de libertação lenta (Estavillo *et al.*, 1997) e, quando as quantidades de efluente aplicado forem adequadas, conduz a uma acumulação de azoto no solo menor do que os adubos minerais convencionais quando aplicados em doses similares deste nutriente.

As aplicações de Outono à sementeira da cultura de Inverno devem ser efectuadas em conexão com sementeiras precoces (ver 4.3) por forma a possibilitar que as condições ambientais garantam um crescimento inicial rápido da cultura e assim se permita a absorção do azoto mineral veiculado pelo efluente. As aplicações de chorume no início do Outono devem ser sempre moderadas para evitar a acumulação de azoto nítrico no solo e as perdas por lixiviação.

No caso de culturas permanentes como as pastagens, a última aplicação de chorume antes do Outono deve ser efectuada numa data suficientemente cedo para que o crescimento posterior permita a utilização dos nutrientes disponibilizados, em particular do azoto (Aarts, 2003).

Na aplicação de chorumes à instalação de culturas de Inverno ou em aplicações tardias a outras culturas (pastagens) o tratamento do efluente com inibidores da nitrificação apresenta vantagens na redução das perdas de N por lixiviação, nitrificação e desnitrificação e aumenta a utilização deste nutriente pelas culturas (ver 4.2.3).

O chorume pode ser também utilizado em cobertura nas culturas de Primavera-Verão substituindo as fertilizações minerais azotadas de cobertura, contribuindo ainda estas aplicações para reduzir a necessidade de armazenamento nas explorações e a quantidade de efluente existente para a aplicação à instalação da cultura de Inverno ou para as aplicações tardias em pastagens. Fernandes *et al.* (2004) referem que a aplicação em cobertura à cultura de milho para silagem da fracção líquida separada de chorume (ver adiante) fornecendo doses de 50 a $100 \text{ kg de N total por hectare}$ permitiu obter produções idênticas às alcançadas com uma cobertura mineral azotada de 100 kg N ha^{-1} .

As perdas por volatilização de amoníaco durante e após a aplicação de estrumes e chorumes ao solo podem ser reduzidas se se utilizarem técnicas de distribuição que incorporem directamente os fertilizantes orgânicos no solo ou se estes forem rapidamente misturados com o solo por meio de mobilizações (Wouters, 1995). Podem

QUADRO 4

Redução relativa das perdas de amoníaco na aplicação de chorume ao solo utilizando técnicas alternativas, em comparação com a distribuição com prato difusor.

Relative reduction of ammonia losses from slurry application to soil using low-emission techniques, in comparison with conventional distribution with splash-plate.

Cultura e técnica de aplicação	Referência	Redução (%)
Pastagens permanentes		
Injeção	Wouters (1995)	>95
	MHSE (1996)	95-100
Injeção superficial com sulcos abertos ("open slits")	Wouters (1995)	>80
	MHSE (1996)	70-93
	Misselbrook <i>et al.</i> (2002)	73
Aplicação em bandas sobre a cultura	MHSE (1996)	25-60
	Misselbrook <i>et al.</i> (2002)	26
Aplicação em bandas por soco rebocado junto ao solo ("trailing feet")	Wouters (1995)	50-80
	MHSE (1996)	35-90
	Misselbrook <i>et al.</i> (2002)	57
Diluição com água		
1:1	MHSE (1996)	13-57
1:2	"	50-66
1:3	Wouters (1995)	20-80
Rega durante e após a aplicação por aspersão		
	Wouters (1995)	25-75
Acidificação com ácido nítrico		
pH <5	Wouters (1995)	70-95
pH 5-6	"	30-80
pH 4,9	MHSE (1996)	83-94
pH 5,2-5,8	"	51-84
pH 6,0-6,7	"	29-50
Culturas aráveis – solo sem vegetação		
Injeção	Wouters (1995)	>95
	Misselbrook <i>et al.</i> (2002)	0-90
Injeção superficial com sulcos abertos ("open slits")	Wouters (1995)	>80
Incorporação ao solo por mobilização após distribuição superficial		
No momento da aplicação	Wouters (1995)	70-95
Logo após aplicação	"	35-95
Imediata – lavoura	Pain <i>et al.</i> (1991)	90
– fresagem	"	78
– escarificação	"	40
3 horas após aplicação – lavoura	"	78
– fresagem	"	58
– escarificação	"	37
6 horas após aplicação – lavoura	"	54
– fresagem	"	43
– escarificação	"	34
Aplicação em bandas		
	Wouters (1995)	35-70
	Misselbrook <i>et al.</i> (2002)	27-38
	Bless <i>et al.</i> (1991)	15

ser utilizadas diversas técnicas que conduzem à redução daquelas perdas e dos maus odores. No Quadro 4 está indicada a redução relativa das perdas por emissão de NH₃ alcançada com essas técnicas de aplicação comparativamente à distribuição convencional com prato difusor. A aplicação por injeção, com ou sem a manutenção de sulcos abertos, não é recomendável/aplicável em solos declivosos, encharcados, argilosos ou pedregosos, assim como, as aplicações de chorume localizado em bandas não devem ser efectuadas em solos declivosos (MHSE, 1996). A injeção directa do chorume no solo requer o recurso a equipamento dispendioso, de difícil manutenção e de utilização pouco apropriada em parcelas de dimensão reduzida (MHSE, 1996). A rega durante e após a distribuição do chorume ou a diluição do efluente conduzem a reduções das perdas inferiores e mais variáveis e apresentam ainda as desvantagens de poderem atrasar outros trabalhos e do aumento da humidade do solo, o que pode elevar os riscos de lixiviação de nitratos. A distribuição localizada em bandas do chorume à superfície do solo conduz a reduções importantes das perdas, os equipamentos de aplicação podem ter custos mais reduzidos e constitui uma solução bastante eficaz em solos aráveis embora a técnica possa ser utilizada em diferentes condições e culturas (Bittman *et al.*, 1999; Misselbrook *et al.*, 2002). A redução obtida com a incorporação mecânica do chorume no solo por mobilização depende do intervalo decorrido entre a distribuição e o enterramento e do tipo de mobilização utilizado (Quadro 4).

Tratamento e transformação de efluentes e utilizações alternativas

Os chorumes de explorações pecuárias podem ser sujeitos a vários processos físicos, químicos e biológicos de tratamento que alteram as características do efluente. Essa transformação, na maioria dos casos, tem como objectivo apenas uma utilização mais “limpa” ou mais eficiente do efluente na própria exploração, mas pode também ter como fim uma utilização distinta noutra actividade que não a de produção de leite. Entre os tratamentos ou transformações mais comuns encontra-se a separação de sólidos ou de fracções do chorume utilizando meios mecânicos, floculantes e sedimentação, a mistura com materiais ricos em carbono, a adição de substâncias para redução de maus odores e da emissão de amoníaco e o tratamento com inibidores da nitrificação.

Separação de sólidos

A separação de chorumes em uma fracção sólida e outra líquida é frequentemente efectuada utilizando meios mecânicos de tipo variado incluindo crivos, centrifugas e prensas de parafuso (“screw press”). A eficiência da separação de sólidos é muito variável com o tipo de separador mecânico e com as propriedades físicas e químicas dos chorumes, sendo referidos valores de 3 a 67 % de separação dos sólidos totais do efluente (Zhang e Westerman, 1997). A eficiência de separação dos equipamentos é mais elevada em chorumes frescos (de excreção recente) do que em chorumes com período

de armazenamento longo, devido ao efeito deste último parâmetro na decomposição de partículas orgânicas de reduzida dimensão (Zhu *et al.*, 2000). A eficiência de separação dos diferentes nutrientes contidos no chorume apresenta valores médios idênticos à de separação de sólidos (Chastain *et al.*, 2001; Trindade *et al.*, 2002a). Os valores de eficiência mais elevados são geralmente obtidos com equipamentos do tipo “centrifuga de decantação” embora estes aparelhos apresentem consumos de energia bastante elevados (Moller *et al.*, 2002). A separação de sólidos de chorumes pode também ser efectuada recorrendo a biofiltros à base de resíduos de diferentes culturas (Zhang e Lorimar, 2000).

Resultados de um ensaio em que se testou a utilização de uma separador mecânico do tipo prensa de parafuso para a separação de sólidos de chorumes em várias explorações de bovinicultura leiteira (Trindade *et al.*, 2002a), revelaram um rendimento de trabalho médio de 19,2 t de chorume por hora de funcionamento, produzindo 1,3 t h⁻¹ de fracção sólida e que apresentou valores máximos de eficiência de separação com base no peso fresco de 22,7 %. Os conteúdos médios de matéria seca do chorume, do sólido e do líquido separado foram, respectivamente de, 80, 269 e 51 g MS kg⁻¹. Relativamente à quantidade de nutrientes presentes inicialmente no chorume, a fracção sólida possibilitou a remoção de cerca de 40% do total de fósforo solúvel em água, entre 10 a 20 % do C total, N total, N orgânico solúvel em água, P total, potássio, cálcio e magnésio e 8 a 10% do N amoniacal e do C orgânico solúvel em água.

As fracções originadas pela separação revelam características físicas, químicas e biológicas muito distintas que podem permitir estratégias de utilização diferentes. A razão C:N desses resíduos apresentam valores da ordem de 7 na fracção líquida e de 30 na fracção sólida, conduzindo a um diferente comportamento da libertação de N após a sua aplicação no solo. Este facto foi observado em ensaios conduzidos com as culturas de milho e azevém anual (Trindade *et al.*, 2004a), nos quais a fracção líquida revelou um valor fertilizante imediato e de características intermédias entre o chorume e um adubo mineral, enquanto que, a fracção sólida após aplicação promoveu temporariamente (2 meses) a imobilização do azoto mineral. Esta diferente cinética de mineralização do N das duas fracções foi comprovada em ensaios de incubação em laboratório (Baez *et al.*, 2004). Um efeito semelhante na cinética de mineralização pode ser obtido com a mistura de materiais ricos em carbono com chorume ou a sua fracção sólida.

A fracção sólida apresenta características apropriadas para a compostagem, permitindo a obtenção de um composto de alta qualidade, com utilização possível na própria exploração leiteira ou em horticultura, fruticultura e viticultura (Brito, 2004). Se a fracção sólida ou o composto forem exportados para fora da exploração leiteira pode contribuir para uma redução significativa do excesso de nutrientes e dos problemas ambientais associados, beneficiando outras actividades agrícolas tradicionalmente

carenciadas em matéria orgânica. A fracção sólida depois de seca pode também ser utilizada nos cubículos como cama para os animais ou, ainda, reutilizada na alimentação (Zhang e Lorimar, 2000).

Tratamento por floculação/sedimentação e emprego de aditivos

Os chorumes podem igualmente ser submetidos a processos de floculação e sedimentação pelo tratamento com diversas substâncias originando também uma fase mais espessa, reduzida e rica em sólidos, e uma fase líquida, de maior volume, contendo principalmente compostos dissolvidos e baixa concentração de sólidos. A fase líquida pode ser utilizada para rega, embora atendendo a alguns cuidados para evitar efeitos prejudiciais sobre as plantas (Henriksen *et al.*, 1998a,b). A fase espessa, se destinar-se a ser bombada, não deve possuir um teor em sólidos superior a 12 % por forma a permitir aquela operação (Henriksen *et al.*, 1998b). O chorume na fossa de armazenamento separa-se, naturalmente por gravidade, em três fases: uma camada flutuante, uma fase líquida intermédia e uma fase sedimentar profunda. A sedimentação pode ser aumentada pelo arejamento e pela diluição (Martinez *et al.*, 1995). Pode também ser acelerada e aumentada pelo emprego de aditivos que actuam como floculantes. Esses aditivos incluem polímeros orgânicos como a poliacrilamida (Vanotti *et al.*, 2002; Chastain *et al.*, 2001), sais minerais como sulfato de alumínio e cloreto férrico (Zhang e Lei, 1998; Whorley e Das, 2000; Westerman e Bicudo, 2000; Powers e Flatow, 2002) ou minerais de argila como a bentonite e a montmorilonite (Henriksen *et al.*, 1998a,b).

Outros aditivos, com propriedades de troca iónica, como os minerais de argila dos tipos caulite, bentonite e zeolite, podem ser utilizados para a fixação de nutrientes, especialmente de NH_3 , e redução efectiva de odores (Pain *et al.*, 1987). O processo de estabilização química que consiste na conversão do carbonato de amónio dos chorumes a compostos amoniacais mais estáveis tem sido referido também como efectivo na redução da emissão de NH_3 . A adição nas fossas ou no estábulo de compostos como o gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), ácido fosfórico (H_3PO_4) e, especialmente, de superfosfato ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$), conduzem à formação de sais estáveis de amónio e reduzem as perdas de amoníaco, sendo o emprego destes compostos com fósforo apenas aconselhável em regiões de solos deficientes neste elemento (Pain *et al.*, 1987).

Redução de maus odores

O controlo de maus odores com origem nas explorações leiteiras pode ser conseguido pela aplicação de variadas medidas preventivas e directas, como as sumariadas no Quadro 5 elaborado a partir do Código das Boas Práticas Agrícolas para a Prevenção da Poluição do Ar e do Solo do Reino Unido (DARD, 2003).

O controlo de odores pode ainda ser efectuado pelo recurso a variados métodos directos que incluem (Pain *et al.*, 1987; Merrington *et al.*, 2002): (i), substâncias

bacteriostáticas ou bactericidas que impedem a actuação dos microrganismos que produzem os compostos responsáveis pelos maus odores. Entre estas substâncias estão o superfosfato, a cianamida cálcica, o hidróxido de sódio, hipoclorito de sódio, vários compostos fenólicos e a formalina; (ii), oxidação da matéria orgânica do chorume pelo arejamento mecânico ou adição de agentes oxidantes como o permanganato de potássio e o persulfato de amónio; (iii), utilização de compostos desodorizantes ou que mascarem os maus odores, e; (iv), adição de minerais de argila de elevado poder absorvente e capacidade de troca iónica. Os métodos (iii) e (iv) controlam o problema após a formação dos maus odores, enquanto que, os dois primeiros previnem o seu aparecimento. Contudo, as quantidades elevadas de aditivos a aplicar torna o tratamento dispendioso e em alguns casos existem efeitos secundários prejudiciais nos animais, no homem, nas culturas e nas instalações e equipamentos (Pain *et al.*, 1987).

QUADRO 5

Medidas para a redução dos maus odores nas explorações leiteiras (adaptado de MAFF, 1998b e DARD, 2003).

*Measures for reduction of offensive odours from dairy farms
(adapted from MAFF, 1998b and DARD, 2003).*

Manejo e gestão de estábulos e da alimentação:

- Planear correctamente a localização e a técnica de construção de novos edifícios;
- Manter um elevado grau de higiene e limpeza nas instalações pecuárias;
- Limpar os estábulos regularmente – remover diariamente as dejeções animais das zonas sem “camas”. Quando sejam utilizadas camas, empregar material suficiente para manter os animais limpos;
- Garantir o escoamento rápido das dejeções dentro dos edifícios, mantendo os drenos limpos e o pavimento em bom estado;
- Manter as valas de escoamento do chorume sem sedimentos ou crostas;
- Manter os sistemas de abeberamento dos animais em boas condições, evitando o derrame e o desperdício de água;
- Não deixar acumular restos de alimentos. Evitar o humedecimento desnecessário de alimentos e guardar alimentos de cheiro intenso (melaço, subprodutos de indústria, etc.) em recipientes adequados e de fácil enchimento, esvaziamento e sem fugas.

Armazenamento e manuseamento de estrumes e chorumes:

- Estimular a compostagem de estrumes sólidos, promovendo o seu arejamento;
- Cobrir a fossa de armazenamento do chorume ou permitir a formação natural de crosta à superfície;
- Se for necessário proceder à agitação do chorume, efectuar essa operação de preferência com condições meteorológicas pouco propícias à emissão e captação de odores (dias frios);
- Não adicionar na fossa de chorume resíduos como leite não aproveitado ou efluentes de silagem, pois estes materiais promovem a formação e libertação de maus odores.

Aplicação de estrumes e chorumes ao solo:

- Evitar a aplicação muito próximo de zonas de habitação, principalmente se estas se situam do lado para onde se desloca o vento. Evitar aplicações em dias ou períodos em que a maioria da população se encontre em casa (fins de semana, feriados, etc.);
 - Evitar encher em demasia a cisterna de forma a prevenir o derrame de chorume durante o transporte em estradas e caminhos;
 - Manter limpo o equipamento de transporte e aplicação;
 - Utilizar métodos de aplicação que reduzam a emissão de odores e perdas de azoto;
 - Em aplicações a solo sem vegetação, incorporar de imediato o chorume;
-

Utilização de inibidores da nitrificação

A utilização de substâncias inibidoras da nitrificação misturadas no chorume, pode apresentar vantagens nas aplicações de chorumes efectuadas à instalação de culturas no Outono ou em aplicações tardias a pastagens. Estas substâncias retardam a oxidação do azoto amoniacal adicionado pelo chorume e do formado pelo processo de mineralização, impedindo a formação de ião nitrato e permitindo prolongar a permanência do nutriente na zona radicular para ser absorvido pelas plantas (Prasad e Power, 1995). A inibição da nitrificação permite a redução das perdas por lixiviação de nitratos (Zerulla *et al.*, 2001), bem como a redução das emissões de N_2O e N_2 provenientes da nitrificação e/ou desnitrificação (Williamson e Jarvis, 1997; Vallejo *et al.*, 2001). Os inibidores de nitrificação que mais têm sido testados e usados na prática incluem a nitrapirina, o terrazole e, principalmente, o DCD (Pain *et al.*, 1987). A eficiência dos inibidores de nitrificação é determinada pela sua concentração no solo, sendo esta função da dose aplicada e da taxa de degradação. A taxa de degradação da nitrapirina e do DCD é fundamentalmente influenciada pela temperatura (Prasad e Power, 1995). O interesse da utilização dos inibidores de nitrificação está bem documentado para pastagens permanentes instaladas em solos arenosos, em que a aplicação de 20 a 30 kg ha⁻¹ de DCD, em simultâneo com chorume aplicado no Outono, resultou na redução das perdas por lixiviação e desnitrificação durante a estação fria (Pain *et al.*, 1994) e no aumento da produção de matéria seca no primeiro aproveitamento efectuado na Primavera (Geurink e Verbeek-Overmeer, 1987; Misselbrook *et al.*, 1996). Igualmente em pastagens, Merino *et al.* (2001) avaliaram o emprego do DCD em solos argilosos, referindo resultados semelhantes.

Recentemente, foi desenvolvido um novo inibidor da nitrificação, o 3,4-dimetilpirazolfosfato (DMPP) (Zerulla *et al.*, 2001), que apresenta vantagens relativamente ao DCD, nomeadamente quanto à sua eficiência de inibição a doses mais reduzidas (Weiske *et al.*, 2001), ser menos susceptível a ser lixiviado no solo (Fettweiss *et al.*, 2001) e não possuir efeitos prejudiciais sobre algumas plantas como foi atribuído ao DCD (Belastegui *et al.*, 2002). Em ensaios conduzidos no Reino Unido, a redução nas emissões de N_2O após a aplicação em pastagens de chorumes tratados com DMPP na dose de 2 kg DMPP ha⁻¹ mostrou ser muito significativa (Dittert *et al.*, 2001). Contudo, são ainda escassos os estudos da acção deste novo inibidor em culturas forrageiras de Inverno.

O chorume ou a fase líquida originada pelo tratamento por floculação e sedimentação, pode ser tratado como uma água residual por lagunagem. Esta alternativa apresenta os inconvenientes de ser dispendiosa, apresentar dificuldades acrescidas devido à elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica destes efluentes e não permitir a reciclagem e aproveitamento de nutrientes. O chorume ou as suas fracções

podem ser sujeitos a variados outros métodos de tratamento incluindo tratamento térmico, incineração, digestão anaeróbia, desinfecção química, irradiação ou aplicação de ozono. Burton e Turner (2003) apresentam uma descrição detalhada destas técnicas de tratamento dos chorumes.

Sistemas de culturas, rotações e sucessão de cultivos

Em sistemas intensivos baseados em duas culturas forrageiras anuais ou em condições em que apenas se pratique a cultura de Outono-Inverno, a instalação mais cedo da cultura de Inverno permite o melhor aproveitamento do N residual existente no solo no final do Verão e/ou o disponibilizado pela mineralização durante a estação fria (Trindade *et al.*, 2004b).

Resultados de vários trabalhos demonstram que a capacidade das culturas de Inverno absorverem azoto nos 2 ou 3 meses a seguir à sementeira é muito influenciada pela data de instalação, por esta determinar o grau de desenvolvimento da cultura antes da temperatura descer para valores muito baixos (Brinsfield e Staver, 1991; Meisinger *et al.*, 1991). Nos sistemas intensivos com duas culturas forrageiras anuais, para se obter o adiantamento da instalação da cultura de Inverno é necessária a utilização de variedades de ciclo mais curto nas culturas de Primavera-Verão, ou então, efectuar a sementeira da cultura de Inverno sob coberto da cultura anterior. A segunda possibilidade, frequente nas regiões do Minho e da Galiza até há duas ou três décadas atrás, tem sido objecto de estudo principalmente em França (Hiron, 1991; Vertès e Decau, 1992; Francis *et al.*, 1995), com trabalhos que têm incidido principalmente na mecanização da operação, data em que deve ser realizada e espécies melhor adaptadas. Os maiores problemas observados relacionam-se com a destruição das plantas durante a colheita da cultura de Primavera-Verão (geralmente o milho) e com o efeito residual de herbicidas aplicados a esta cultura. Em ensaios conduzidos entre 1997 e 2000 na região do Minho, verificou-se que a utilização de variedades de milho de ciclo mais curto do que o habitual permitiu adiantar a instalação da cultura de Inverno cerca de três semanas (Trindade *et al.*, 2004b). Neste sistema cultural alterado, as produções de matéria seca do milho forragem foram ligeiramente inferiores mas, em termos anuais, a diferença foi compensada pela maior produção da cultura de Inverno. Entretanto, a utilização de uma variedade de milho mais precoce e a instalação mais cedo da cultura de Inverno conduziu à produção de forragem com teor de N mais elevado e aumentou significativamente a exportação de azoto pela cultura de Inverno em anos de Outono chuvoso reduzindo-se o potencial de lixiviação de nitratos. Nestes ensaios, verificaram-se ainda vantagens decorrentes da utilização de herbicidas menos persistentes quando se alterou o sistema cultural.

O prolongamento dos períodos de sementeira, quer na Primavera quer no Outono, apresenta a vantagem de permitir o escoamento do chorume produzido durante esse intervalo, produzindo um efeito indirecto de aumento da capacidade de armazenamento das explorações.

Em explorações baseadas em pastagens permanentes, a conversão de uma parte da área para a cultura de milho silagem, de forma a garantir cerca de 50 % das necessidades de forragens conservadas para a alimentação animal, permite reduzir as necessidades de aquisição de fertilizante mineral azotado e equilibrar o teor de proteína da dieta animal e, conseqüentemente, os excessos e perdas desse nutriente (Jarvis *et al.*, 1996a; Aarts, 2003). A inclusão de leguminosas nas pastagens por reduzir ou eliminar as necessidades de fertilizantes azotados, pode também permitir a redução de perdas e excesso de N por unidade de superfície, embora à custa de uma redução do número de efectivos animais e, logo, da produtividade da exploração, mantendo-se praticamente inalteradas as perdas por animal (Jarvis *et al.*, 1996a).

Nas explorações em que se substituem pastagens permanentes ou pastagens temporárias incluídas em rotações por culturas aráveis, deve ser dada especial atenção a essa sucessão. A mobilização das pastagens promove a mineralização acelerada do azoto acumulado resultando num aumento da lixiviação de nitratos (Bergstrom, 1987; Muchovej e Rechcigl, 1994; Ryden *et al.*, 1994) não sendo referidos efeitos sobre as perdas gasosas de N (Bijay-Singh *et al.*, 1989; Goulding *et al.*, 1993). A data em que é feita a destruição das pastagens deve ser judiciosamente escolhida para reduzir ao mínimo possível o período de tempo em que o solo fica desprovido de vegetação e coincidir com épocas do ano em que a mineralização de azoto seja reduzida ou em que haja um grande consumo pela cultura seguinte.

No caso da instalação de uma cultura arável na Primavera, a pastagem deverá ser mobilizada o mais próximo possível da data de sementeira e, caso tal não seja exequível, se a mobilização ocorrer no Outono anterior o solo nunca deverá ser deixado inulto durante o Inverno (Watson *et al.*, 1993; Guillard *et al.*, 1995).

Gestão do pastoreio

A grande quantidade de nutrientes excretados por animais em pastoreio e a enorme variabilidade espacial associada à deposição de fezes e urina pelos animais são dois factores importantes e que têm que ser considerados para uma boa gestão do pastoreio. Em geral, o azoto exportado do solo pelo aproveitamento directo de uma cultura por animais em pastoreio representa menos de 30% da quantidade exportada se a mesma cultura for aproveitada por corte (Decau e Le Corre, 1994). As concentrações elevadas e muito localizadas de azoto resultantes principalmente da excreção de urina, podem

atingir valores equivalentes a 600-1000 kg N ha⁻¹ (Ball e Ryden, 1984), os quais excedem claramente a capacidade das plantas de absorverem o azoto antes que este seja transportado para fora da zona radicular (Macduff *et al.*, 1990). Este efeito é agravado no pastoreio tardio quando o crescimento das plantas é mais reduzido e a precipitação mais abundante (Vertès *et al.*, 1994).

As principais estratégias relacionadas com o pastoreio para melhorar a utilização dos nutrientes incluem a prática do pastoreio rotacional, a redução do período diário de pastoreio, a suspensão mais cedo do pastoreio no Outono e o correcto balanço entre o pastoreio e o corte da pastagem para conservação (Aarts, 2003). O pastoreio rotacional e a redução do período diário do pastoreio reduzem as perdas de erva associadas à presença dos animais e o segundo aspecto conduz também à redução da quantidade de dejectos deixados na pastagem. As zonas da erva afectadas pelas dejeções produzidas pelas vacas em pastoreio, especialmente as afectadas pelas fezes, são rejeitadas pelos animais durante períodos que podem ultrapassar um ano (Forbes e Hodgson, 1985), sendo a superfície rejeitada até dez vezes aquela realmente coberta pela dejeção, facto que provoca ineficiência no aproveitamento da biomassa produzida pela pastagem. A redução do tempo diário em que os animais permanecem em pastoreio reduz a quantidade de dejeções ocorridas nesse período e portanto transfere uma maior fracção de dejectos para o armazenamento dos estábulos, permitindo aumentar a eficiência de utilização dos nutrientes excretados. O encurtamento do período anual de pastoreio, sobretudo o levantamento mais cedo do pastoreio no Outono, reduz as perdas de N por lixiviação e desnitrificação no Inverno e as perdas de fósforo por arrastamento superficial (Aarts, 2003). Contudo, as perdas por volatilização de amoníaco aumentam quando se reduzem os períodos de pastoreio anual ou diário, dado que as emissões de NH₃ a partir dos excrementos nos estábulos serem superiores às verificadas em pastoreio (Jarvis e Ledgard, 2002; Webb *et al.*, 2005).

Devido à reduzida eficiência de utilização de nutrientes existentes nas áreas afectadas pelas fezes e urina excretadas em pastoreio, a gestão da pastagem por corte e pastoreio pode conduzir à redução das perdas (Nevens e Rehuel, 2003), nomeadamente, o aproveitamento por corte para conservação da produção ocorrida na parte final da estação de crescimento (Whitehead, 1995).

Utilização de fertilizantes minerais

Nas explorações leiteiras intensivas, o recurso a fertilizantes minerais azotados (ou outros nutrientes) é normalmente dispensável se o chorume for convenientemente gerido, dado que através deste efluente se recicla uma quantidade muito importante dos nutrientes incorporados na dieta animal. Os fertilizantes minerais contendo fósforo e

potássio devem ser utilizados apenas como complemento e quando as análises de solo o determinem.

Na aplicação de adubos contendo azoto, além da necessidade de atender às práticas agronômicas normais para a aplicação destes fertilizantes, dois aspectos ou técnicas com particular interesse para a mitigação do impacte ambiental deste nutriente merecem ser referidas: a utilização de adubos de libertação controlada ou com azoto estabilizado e o recurso a métodos expeditos de avaliação e prática da adubação azotada.

Quando seja necessária a adubação azotada de culturas em períodos em que os riscos de lixiviação sejam elevados, como sucede nas aplicações em cobertura a culturas de Inverno, é conveniente o recurso a adubos de libertação controlada ou a adubos com azoto estabilizado por inibidores da nitrificação. A utilização deste tipo de adubos permite aumentar a eficiência de utilização do nutriente pelas culturas (Misselbrook *et al.*, 1996) e reduzir as perdas por lixiviação de nitratos (Serna *et al.*, 1994) e por nitrificação e desnitrificação (Pathak, 1999; Linzmeier *et al.*, 2001; Merino *et al.*, 2001) embora, no caso de adubos com azoto estabilizado por inibidores da nitrificação, as perdas por volatilização de NH₃ possam resultar mais elevadas (Prasad e Power, 1995). Ainda que nas culturas praticadas na estação quente, como o milho, as vantagens destes adubos relativamente à redução das perdas sejam reduzidas ou mesmo nulas devido à escassez de precipitação, a sua utilização pode ainda apresentar justificação por evitar a adubação de cobertura e portanto conduzir à redução de custos de trabalho e com o uso de maquinaria, não obstante o custo mais elevado destes fertilizantes.

Os métodos de avaliação da disponibilidade de azoto no solo para a nutrição das culturas permitem ajustar a adubação mineral azotada de acordo com a capacidade de fornecimento de azoto pelo solo (Jarvis *et al.*, 1996b). Estes métodos mostram-se especialmente apropriados para culturas de Verão implantadas em climas em que ocorra fraca precipitação nessa estação, uma vez que nestas condições as perdas de N do solo são reduzidas durante o desenvolvimento da cultura. Na cultura de milho, dois métodos têm revelado bons resultados pela facilidade de utilização e fiabilidade das respostas obtidas: o teste aos nitratos do solo antes da adubação de cobertura, introduzido por Magdoff *et al.* (1984) e conhecido pelas siglas PSNT (*Pre-Sidedress N Test*) e o teste para avaliação do teor em clorofila nas folhas.

O PSNT baseia-se na colheita de amostras de solo até 30 cm de profundidade para determinação do teor em nitratos quando a cultura apresenta 20 a 30 cm de altura. A recomendação da fertilização de cobertura é efectuada atendendo à quantidade de nitrato no solo e à produção prevista. Acima de um determinado valor de concentração de nitratos no solo, designado de nível crítico, a adubação azotada não é considerada necessária (Magdoff *et al.*, 1984). A vantagem deste método advém do facto da amostragem ser efectuada cerca de um mês após a instalação da cultura, o que permite

que a avaliação do N no solo seja efectuada muito próximo do período de maiores necessidades da planta e que aquela inclua variações do nitrato do solo ocorridas durante o período inicial da cultura, nomeadamente a disponibilização do N proveniente do chorume. Resultados observados por Di Nunzio (2000) num ensaio com tratamentos de fertilização com chorume à cultura de milho em diferentes doses, mostraram que o PSNT efectuado quando as plantas se encontram no estado fenológico de 6 folhas completamente expandidas, permitiu estimar com elevada precisão a produção da cultura. Contudo, segundo a maioria dos autores que tem avaliado este método (Blackmer *et al.*, 1989; Binford *et al.*, 1992; Sims *et al.*, 1995; Spellman *et al.*, 1996; Rozas *et al.*, 2000) o PSNT é principalmente um método de avaliação da necessidade de realização da adubação azotada de cobertura e não um método de quantificação da adubação a efectuar como é defendido pelos investigadores que desenvolveram a metodologia e/ou a aperfeiçoaram progressivamente (Magdoff *et al.*, 1984; 1990; Magdoff, 1991). Uma outra limitação do PSNT é a necessidade da sua calibração para cada região devido às concentrações críticas de nitratos no solo variarem com as condições edafoclimáticas e práticas e técnicas culturais empregues. Também a avaliação tão tardia relativamente ao momento da fertilização a efectuar obriga a uma elevada capacidade de resposta dos serviços de análise de solos (Breitenbeck e Boquet, 1992), embora análises rápidas ao solo conduzidas no local utilizando equipamento portátil pouco dispendioso produzam resultados com precisão aceitável e possam ser efectuados pelo próprio agricultor (Scholefield e Titchen, 1995; Scholefield *et al.*, 1996; Di Nunzio, 2000).

O método de avaliação do teor de clorofila das folhas baseia-se no facto destes pigmentos fotossintéticos, responsáveis pela cor verde das plantas, estarem associados a proteínas em estruturas complexas nas quais se encontra uma fracção importante do azoto das células (Lopes-Cantarero *et al.*, 1994). Sabe-se que existe uma relação estreita entre o teor de clorofila e o azoto total das folhas, assim como entre o teor de clorofila e a intensidade de cor verde das folhas (Marquard e Tipton, 1987; Vos e Bom, 1993), pelo que, o uso de equipamentos portáteis de medição da transmitância das folhas em comprimentos de onda da zona do verde, dá indicações bastante precisas sobre o seu estado de nutrição em azoto (Waskom *et al.*, 1996).

A intensidade de cor verde das folhas depende, para além do teor de clorofila, de factores ambientais e bióticos, como a variedade utilizada, pelo que foi sugerido (Schepers *et al.*, 1992) que se usem valores relativos a uma pequena parcela da cultura, designada faixa de referência, que recebeu azoto em quantidades muito abundantes, faixa que representa a resposta máxima para as condições específicas de cultura. Pode-se, desta forma, calcular um índice de suficiência (IS = (leitura da parcela a fertilizar/leitura da faixa de referência) x 100) (Schepers *et al.*, 1992). Para a cultura do milho, no

estado fenológico correspondente à 6ª folha expandida, considera-se dispensável a adubação azotada de cobertura quando os valores de IS sejam superiores a 90% (Pickielek e Fox, 1992; Di Nunzio, 2000) ou quando em estados fenológicos mais avançados os valores de IS sejam superiores a 95% (Blackmer e Schepers, 1994; Waskom *et al.*, 1996).

CONCLUSÃO. A NECESSIDADE DE UMA GESTÃO INTEGRADA AO NÍVEL DA EXPLORAÇÃO

A aplicação das estratégias e medidas apresentadas deve ser sempre efectuada atendendo às condições específicas das explorações, não colocando de parte a capacidade do agricultor em implementá-las e a existência de serviços de apoio e acompanhamento para que as transformações operadas possam ter sucesso.

Sendo o ciclo do N constituído por um conjunto de processos muito complexos, que se encontram interligados e interagem mutuamente, um aspecto que é necessário ter sempre presente ao implementar qualquer medida é se essa alteração não provocará a transferência das perdas para uma etapa mais tardia do ciclo do nutriente. Em consequência, quando se pretenda implementar uma ou um conjunto de medidas mitigadoras será sempre conveniente avaliar de uma forma integrada e prever os efeitos ao nível global do sistema de exploração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarts, H.F.M., 2003. Strategies to meet requirements of the EU-nitrate directive on intensive dairy farms. *Proceedings No. 518 of the International Fertiliser Society* (York, UK), 1-27. York (UK).
- Alonso, E.P.; Jiménez, J.L.; Vizcayno, J.J., 2003. Resultados técnico-económicos de explotaciones de Ganado vacuno de leche en el año 2001. Seminario de la Asociación Española de Economía Agraria (AEEA). "El sector lácteo español: transformaciones recientes y retos futuros" (Lugo), 32 pp. Lugo (España)
- Anderson, I.C.; Poth, M.; Homstead, J.; Burdige, J., 1993. A comparison of NO and N₂O production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*. *Applied and Environmental Microbiology*, **59**, 3525-3533.
- Asman, W.A.H., 1992. *Ammonia Emission in Europe: Updated Emission and Emission Variations*. RIVM report 228471008. RIVM, Bilthoven, The Netherlands
- Aulakh, M.S.; Doran, J.W.; Mosier, A.R., 1992. Soil denitrification - Significance, Measurement, and effects of management. *Advances in Soil Science*, **18**, 1-57.
- Aulakh, M.S.; Doran, J.W.; Walters, D.T.; Mosiers, A.R.; Francis, D.D., 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, **55**; 1020-1025.
- Baez, D.; Coutinho, J.; Trindade, H., 2004. Mineralización y pérdidas gaseosas de los residuos derivados de la separación física del purín de vacuno bajo condiciones controladas. Uso de inhibidores de la

- nitrificación. *Actas de la XLIV Reunión Anual Científica de la SEEP* (Cordova), 535-539.
- Ball, P.R.; Ryden, J.C., 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant and Soil*, **76**, 23-33.
- Barbeyto Nistal, F., 2003. *El programa de gestión de vacuno lechero en Galicia: Del manejo técnico a los resultados económicos. En: El sector lácteo español: transformaciones recientes y retos futuros Seminario de la Asociación Española de Economía Agraria (AEEA). Lugo (España).*
- Belastegui, X.M.; del Prado, A.; Merino, P.; Estavillo, J.M.; Pinto, M.; González-Murua, C., 2002. Nitrification inhibitors reduce N₂O emissions from grassland but may produce nutrient imbalance in clover. *Comunicaciones al IX Simposio Ibérico sobre Nutrición mineral de las Plantas* (Zaragoza), 263-266. Zaragoza (España).
- Bergström, L., 1987. Nitrate leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters. *Journal of Environmental Quality*, **16**, 11-18.
- Bergstrom, L.; Brink, N., 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in soil. *Plant and Soil*, **93**, 333-345.
- Bijay-Singh; Ryden, J.C.; Whitehead, D.C., 1989. Denitrification potential and actual rates of denitrification in soils under long-term grassland and arable cropping. *Soil Biology and Biochemistry*, **21**, 897-901.
- Binford, G.D.; Blackmer, A.M.; Cerrato, M.E., 1992. Relationships between corn yields and soil nitrate in late spring. *Agronomy Journal*, **84**, 53-59.
- Bittman, S.; Kowalenko, C.G.; Hunt, D.E.; Schmidt, O., 1999. Surface-banded and broadcast dairy manure effects on tall fescue yield and nitrogen uptake. *Agronomy Journal*, **91**, 826-833.
- Blackmer, T.M.; Schepers, J.S., 1994. Techniques for monitoring crop nitrogen status in corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **25**, 1791-1800.
- Blackmer, A.M.; Pottker, M.E.; Cerrato, M.E.; Webb, J., 1989. Correlations between soil nitrate concentrations in late spring and corn yields in Iowa. *Journal of Production Agriculture*, **2**, 103-109.
- Bless, H.G.; Beinhauer, R.; Sattelmacher, B., 1991. Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **117**, 225-231.
- Bowman, A.F., 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Proceedings of the International Conference Soils and the Greenhouse Effect - Soils and the Greenhouse Effect*, 61-127. Ed. A.F. BOWMAN, A.F. (ed.), John Wiley and Sons Ltd. (Chichester), 61-127.
- Breitenbeck, G.A.; Boquet, D.J., 1992. Scientific basis for soil nitrate testing. *Proceedings of a symposium conducted by the Southern Branch American Society of Agronomy - Current Viewpoints on the Use of Soil Nitrate Tests in the South.*, 1-10. Eds. K.L. WELLS, AND W.R. THOMPSON, Jr. (eds.), ASA, (Madison, Wisconsin, USA), 1-10.
- Brinsfield, R.B.; Staver, K.W., 1991. Use of cereal grain cover crops for reducing groundwater nitrate contamination in the Chesapeake Bay region. *Proceedings of an International Conference Cover Crops for Clean Water.*, 79-82 Ed. W.L. Hargrove (ed.). (West Tennessee Experiment Station, Jackson, Tennessee USA), 79-82.
- Brito, L.M., 2004. Compostagem de resíduos sólidos de pecuária leiteira intensiva, com objetivos ambientais. *Revista Industria e Ambiente*, **35**, 14-19
- Brunke, R.; Alvo, P.; Schuepp, P.; Gordon, R., 1988. Effect of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. *Journal of Environmental Quality*, **17**, 431-436.

- Buijsman, E.; Maas, H.F.M.; Asman, W.A.H., 1987. Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. *Atmospheric Environment*, **21**, 1009-1022.
- Burton, C.H.; Turner, C., 2003. *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture*. 2nd ed. Silsoe Research Institute, (Bedford, UK), 448 pp. Bedford (UK)
- Cameron, K.C.; Haynes, R.J., 1986. Retention and movement of nitrogen in soils. En: *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*, 166-241. Ed. R.J. HAYNES (ed.), Academic Press., Physiological Ecology. (London)(UK), 166-241.
- Carter, A.; Lord, E.; Webb, J.; Withers, P., 1999. Minimising agricultural pollution of soil, water and air. *Proc. of the Warwick conference on Agriculture and Environment – Challenges and Conflicts for the New Millennium*, 36-47. (University of Warwick, (UK), 36-47.
- CEAS, 2000. *The environmental impact of dairy production in the EU: practical options for the improvement of the invarmental impact*. Final report for European Commission (DG XI). CEAS Consultants (Wye) Ltd, Centre for European Agricultural Studies and the European Forum on Nature Conservation and Pastoralism, 176 pp.
- Chastain, J.P.; Vanotti, M.B.; Wingfield, M.M., 2001. Effectiveness of liquid-solid separation for treatment of flushed dairy manure: A case study. *Applied Engineering in Agriculture*, **17**(3), 343-354.
- DARD, 2003. *Code of Good Agricultural Practice for the Protection of the Air and the Soil*. Department of Agriculture and Rural Development (DARD), 44 pp. (London. (UK), 44 pp.
- Darrah, P.R.; Nye, P.H.; White, R.E., 1986. Simultaneous nitrification and diffusion in soil. V. The effects of pH change, following the addition of ammonium sulphate, on the activity of nitrifiers. *Journal of Soil Science*, **37**, 479-484.
- De Bode, M.J.C., 1991. Odour and ammonia emissions from slurry storage. En *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, 59-66. Eds. V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG, AND P. L'HERMITE (Eds.). Elsevier Applied Science., (London, (UK), pp. 59-66.
- Decau, M.L.; Le Corre, L., 1994. A drained plot study of the impact of cutting and/or grazing management and N fertilization on nitrate leaching under grassland. *Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation - Grassland and society*, 382-386. Eds. L.T MANNETJE AND J. FRAME (eds.), Wageningen Pers., (Wageningen. (The Netherlands), 382-386.
- Di Nunzio, S., 2000. *Utilização de métodos expeditos na avaliação da nutrição azotada do milho silagem*. Relatório final de estágio. (UTAD, 72 pp. Vila Real)(Portugal), 72 pp.
- Dittert K.; Bol, R.; King, R.; Chadwick, D.; Hatch, D., 2001. Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from 15N-labelled dairy slurry injected into soil. *Rapid Communications Mass Spectrometry*, **15**, 1291-1296
- Dou, Z.; Lanyon, Les E.; Ferguson, J.D.; Kohn, R.A.; Boston, R.C.; Chalupa, W., 1998. An integrated approach to managing nitrogen on dairy farms: evaluating farm performance using the dairy nitrogen planner. *Agronomy Journal*, **90**, 573-581.
- Duxbury, J.M.; Harper, L.A.; Mosier, A.R., 1993. Contributions of agroecosystems to global climate change. En *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, 1-18. Eds. L.A. HARPER, A.R. MOSIER AND J.M. DUXBURY (eds.), ASA Special Publication No. 55., ASA.. CSSA e SSSA., Madison., Wisconsin, (USA), 1-18.
- EC, 2001. Directive 2001/82/EC of the European Parliament and of the Council of 6th November 2001 on the Community code relating to veterinary medicinal products. *Official Journal of the European Community*, L311.
- EEA, 1996. *Atmospheric emissions inventory guidebook*. European Monitoring and Evaluation Programme of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe. European Environmental Agency., Copenhagen (Denmark).

- EPA, 1994. *International anthropogenic methane emissions: estimates for 1990*. EPA 230-R-93-010 report. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., US.
- Estavillo, J.M.; Rodríguez, M.; Lacuesta, M.; González-Murua, C., 1997. Effects of cattle slurry and mineral N fertilizer applications on various compounds of the N balance of mown grassland. *Plant and Soil*, **188**, 49-58.
- Ferm, M., 1998. Atmospheric ammonia and ammonia transport in Europe and critical loads – A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**, 5-17.
- Fernandes, A.; Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 2004. Effect of rate of cattle-slurry at sowing, number of fertigations with slurry-liquid fraction and rate of mineral-N top-dressings on yield and N removal by forage maize. *Controlling nitrogen flows and losses, 168-170*. Eds. D.J. HATCH,; D.R. CHADWICK,; S.C. JARVIS, AND J.A. ROKER (eds.). Wageningen Academic Publishers.. Den Haag, (The Netherlands), 168-170.
- Fettweiss U.; Mittelstaedt, W.; Schimansky, C.; Fuhr, F., 2001. Lysimeter studies on the translocation of the ¹⁴C-labelled nitrification inhibitor DMPP in a gleyic cambisol. *Biology and Fertility of Soils*, **34**, 126-130.
- Follett, R.F., 2001. Nitrogen transformations and transport processes. En: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, 17-41. Eds. R.F. FOLLETT AND J.L. HATFIELD. (Eds.), Elsevier Science B.V., 17-41.
- Forbes, T.D.A.; Hodgson, J., 1985. The reaction of grazing sheep and cattle to the presence of dung from the same or other species. *Grass and Forage Science*, **40**, 177-182.
- Fowler, D.; Pitcalm, C.E.R.; Sutton, M.A.; Flechard, C. Loubt, B.; Coyle, M.; Munro, R.C., 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution*, **102**, 343-348.
- Francis, G.S.; Haynes, R.J.; Williams, P.H., 1995. Effects of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **124**, 1-9.
- Frost, J.P.; Stevens, R.J.; Laughlin, R.J., 1990. Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **115**, 49-56.
- García, F.S., 2003. La diversidad de los sistemas productivos y la evolución de la estructura productiva del sector lácteo español desde la integración europea. En: *El sector lácteo español: transformaciones recientes y retos futuros*. Seminario de la Asociación Española de Economía Agraria (AEEA). "El sector lácteo español: transformaciones recientes y retos futuros" (Lugo), 15 pp. Lugo (España).
- Geurink, J.H.; Verbeek-Overmeer, J.L.R.M., 1987. The effect of a nitrification inhibitor on the utilization of nitrogen by grass from injected and surface-applied pig slurry. En: *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or Waste?*, 377-379. Eds. H.G. VAN DER MEER, R.J. UNWIN, T.A. VAN DIJK AND G.C. ENNIK (eds.), Martinus Nijhoff Publishers. (Dordrecht, (The Netherlands), 377-379.
- Goodroad, L.L.; Keeney, D.R., 1984. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biology and Biochemistry*, **16**, 39-43.
- Goulding, K.W.T.; Webster, C.P.; Powlson, D.S.; Poulton, P.R., 1993. Denitrification losses of nitrogen fertilizer applied to winter wheat following ley and arable rotations as estimated by acetylene inhibition an ¹⁵N balance. *Journal of Soil Science*, **44**, 63-72.
- Gronvold, J.; Svendsen, T.S.; Kraglund, H.; Bresciani, J.; Monrad, J., 2004. Effect of the antiparasitic drugs fenbendazole and ivermectin on the soil nematode *Pristionchus maupasi*. *Veterinary Parasitology*, **124**, 91-99.
- Gueydon, C., 1992. Variations de la valeur fertilisante des fumiers et lisiers de bovins. Influence de la complémentation, du niveau de production et du type de déjections animales. *Fourrages*, **129**, 59-71.

- Guillard, K.; Griffin, G.F.; Allinson, D.W.; Yamartino, W.R.; Rafey, M.M.; Pietrzyk, S.W.. 1995. Nitrogen utilization of selected cropping systems in the U.S. Northeast: II. Soil profile nitrate distribution and accumulation. *Agronomy Journal*, **87**, 199-207.
- Gutiérrez, B., 2004. *La estructura del sector lácteo al final del periodo 2003/4*. Web oficial da la Federación de Empresarios Productores de Lácteos. http://www.feplac.com/Documentos/doc_18.htm
- Hadas, A.; Feigenbaum, S.; Feigin, A.; Portnoy, R., 1986. Nitrification rates in profiles of differently managed soil types. *Soil Science Society of America Journal*, **50**, 633-639.
- Hartung, J., 1991. Influence of housing and livestock on ammonia release from buildings. En *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, 22-30. Eds. V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG AND P. L'HERMITE (Eds.), Elsevier Applied Science. (London, (UK), 22-30.
- Haynes, R.J., 1986. Nitrification. En: *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. R.J. Haynes (ed.), Academic Press, Physiological ecology (London, UK), 127-165.
- Henriksen, K.; Berthelsen, L.; Matzen, R., 1998a. Separation of liquid pig manure by flocculation and ion exchange. Part 1, Laboratory experiments. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **69**, 115-125.
- Henriksen, K.; Berthelsen, L.; Matzen, R., 1998b. Separation of liquid pig manure by flocculation and ion exchange. Part 2, Pilot-scale system. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **69**, 127-131.
- Hiron, J.C., 1991. Los suelos cubiertos de vegetación retienen los nitratos. *Campo y Mecanica*, **96**, 10-11.
- Hutchinson, G.L.; Davidson, E.A., 1993. Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. En: *Agricultural Ecosystems Effects on Trace Gases and Gloval Climate Change*, 79-93. Eds. L.A. HARPER, A.R. MOSIER, J.M. DUXBURY; AND D.E. ROLSTON. (eds.), American Society of Agronomy., Special Publication No. 55. (Madison., Wisconsin, (USA), 79-93.
- IPCC, 2001. *IPCC Third Assessment Report: Climate change 2001 – the scientific basis. Contribution of working group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Eds. J.T. HOUGHTON, Y. DING, D.J. GRIGGS, M. NOGUER, P.J. VAN DER LINDEN AND D. XIAOSU (eds.). Cambridge University Press (Cambridge, UK), 881 pp. Cambridge (UK).
- Jarvis, S.C.; Ledgard, S., 2002. Ammonia emissions from intensive dairying: a comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **92**, 83-92.
- Jarvis, S.C.; Pain, B.F., 1990. Ammonia volatilization from agricultural land. *Proceedings n° 298 of the Fertiliser Society* (London, UK), 35 pp.
- Jarvis, S.C.; Hatch, D.J.; Roberts, D.H., 1989. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization: the relationship to excretal N returns from cattle. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge, **112**, 205-216.
- Jarvis, S.C.; Wilkins, R.J.; Pain, B.F., 1996a. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: A system approach. *Grass and Forage Science*, **51**, 21-31.
- Jarvis, S.C.; Stockdale, E.A.; Schepherd, M.A.; Powlson, D.S., 1996b. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils. Processes and measurement. *Advances in Agronomy*, **57**, 187-235.
- Jayaweera, G.R.; Mikkelsen, D.S., 1990. Ammonia volatilization from flooded soil systems: a computer model. I. Theoretical aspects. *Soil Science Society of America Journal*, **54**, 1447-1455.
- Kalita, P.K.; Kanwar, R.S.; Baker, J.L.; Melvin, S.W., 1997. Groundwater residues of atrazine and alachlor under water-table management practices. *Transactions of the ASAE*, **40**, 605-614.
- Kanwar, R.S., 1994. Impacts of agrochemicals and water management systems on water quality. NATO *Advanced Research Workshop on Sustainability of Irrigated Agriculture (Vimeiro, Portugal)*, 20 pp. Vimeiro (Portugal).

- Kemppainen, E., 1989. Nutrient content of livestock manure, causes of its variation and utility of various factors for assessment. *Annales Agricolurae Fenniae*, **28**, 171-202.
- Koelliker, J.K.; Kissel, D.E., 1988. Chemical equilibria affecting ammonia volatilization. En: *Ammonia Volatilization from Urea Fertilizers*, 37-52. Eds. B.R. BOCK AND D.E. KISSEL. (eds.), Bull. Y-206., National Fertilizer Development Center., Tennessee Valley Authority. (Muscle Shoals., Alabama, (USA), 37-52.
- Koschorreck, J.; Koch, C.; Rönnefahrt, I., 2002. Environmental risk assessment of veterinary medical products in the EU – a regulatory perspective. *Toxicology Letters*, **131**, 117-124.
- Linn, D.M.; Doran, J.W., 1984a. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 1267-1272.
- Linn, D.M.; Doran, J.W., 1984b. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 794-799.
- Linzmeier, W.; Gutser, R.; Schmidhalter, U., 2001. Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biology and Fertility of Soils*, **34**, 103-108.
- Lopes-Cantarero, I.; Lorente, F.A.; Romero, L., 1994. Are chlorophyll good indicators of nitrogen and phosphorus levels? *Journal of Plant Nutrition*, **17**, 979-990.
- Luo, J.; Kulasegarampillai, M.; Bolan, N.; Donnison, A., 2004. Control of gaseous emissions of ammonia and hydrogen sulphide from cow manure by use of natural materials. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, **47**, 545-556.
- Macduff, J.H.; Jarvis, S.C.; Roberts, D.H., 1990. Nitrates: leaching from grazed grassland systems. En: *Nitrates, agriculture, eau. (Paris)*, 405-410. Paris (France).
- MAFF, 1998a. *Code of the Good Agricultural Practice for the Protection of Water (revised 1998)*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food., London, (UK).
- MAFF, 1998b. *Code of the Good Agricultural Practice for the Protection of Air*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, (London, (UK).
- Magdoff, F.R., Ross, D.; Amadon, J., 1984. A soil test for nitrogen availability to corn. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 1301-1304.
- Magdoff, F.R.; Jokela, W.E.; Fox, R.H.; Griffin, G.F., 1990. A soil test for nitrogen availability in the northeastern United States. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **21**, 1103-1115.
- Magdoff, F.R., 1991. Field nitrogen dynamics: implications for assessing N availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **22**, 1507-1517.
- Malhi, S.S.; McGill, W.B., 1982. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biology and Biochemistry*, **14**, 393-399.
- Marquard, R.D.; Tipton, J.L., 1987. Relationship between extractable chlorophyll and *in situ* method to estimate leaf greenness. *Horticulture Science*, **22**, 1327.
- Martinez, J.; Burton, C.H.; Sneath, R.W.; Farrent, J.W., 1995. A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **61**, 87-96.
- Martinez, J.; Moal, J.-F.; Caudal, M.-C.; Guiziou, F., 1996. Emission d'ammoniac après épandage de lisier: quantification et maîtrise. *Ingénieries – EAT*, **5**, 43-52.
- Masse, L.; Patni, N.K.; Jui, P.Y.; Clegg, B.S., 1998. Ground water quality under conventional and no tillage: II. Atrazine, deethylatrazine, and metolachlor. *Journal of Environmental Quality*, **27**, 877-883.

- Meisinger, J.J.; Hargrove, W.L.; Mikkelsen, R.L.; Williams, J.R.; Benson, V.W., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. *Proceedings of the International Conference on Cover Crops for Clean Water*, 57-68. Ed. W.L. HARGROVE (ed.), West Tennessee Experiment Station. (Jackson, Tennessee, (USA), 57-68.
- Merino, P.; Estavillo, J.M.; Besga, G.; Pinto, M.; González-Murua, C., 2001. Nitrification and denitrification derived N₂O production from grassland soil under application of DCD and Actilith F2. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**, 9-14.
- Merrington, G.; Winder, L.; Parkinson, R.; Redman, M., 2002. *Agricultural Pollution. Environmental Problems and Practical Solutions*. Spon's Environmental Science and Engineering Series. Spon Press (London, UK), 243 pp. London (UK).
- Metz, J.H.M.; Ogink, N.W.M.; Smits, M.C.J., 1995. Research on housing systems and manure treatment to reduce ammonia emission in dairy husbandry. *Proceedings of the Symposium on Applied Research for Sustainable Dairy Farming*, 36-39. Eds. W. LUTEN, H. SNOEK, S. SCHUKKING, AND M. VERBOON (Eds.), Research Station for Cattle, Sheep and Horse Husbandry. (Lelystad, (The Netherlands), 36-39.
- MHSE, 1996. *Report on Abatement Techniques to Reduce Ammonia Emissions from Agricultural Livestock*. Ministry of Housing, Spatial planning and Environment (MHSE), Division of Agriculture (The Hague, The Netherlands), 25 pp.. The Hague (The Netherlands).
- Misselbrook, T.H.; Laws, J.A.; Pain, B.F., 1996. Surface application and shallow injection of cattle slurry on grassland: nitrogen losses, herbage yields and nitrogen recoveries. *Grass and Forage Science*, **51**, 270-277.
- Misselbrook, T.H.; Smith, K.A.; Johnson, R.A.; Pain, B.F., 2002. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering*, **81**, 313-321.
- Moller, H.B.; Sommer, S.G.; Ahring, B.K., 2002. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresources Technology*, **85**, 189-196.
- Moreira, N., 1994. Situação e perspectivas da produção forrageira intensiva no Entre Douro e Minho. *Pastagens e Forragens*, **14/15**, 31-40.
- Moreno, F.; Cabrera, F.; Murillo, J.M.; Fernandez, J.E.; Fernandez-Boy, E.; Cayuela, J.A., 1994. Nitrate leaching under irrigated agriculture: contamination and control. *NATO Advanced Research Workshop on Sustainability of Irrigated Agriculture*, (Vimeiro, (Portugal)).
- Moreno-Grau, M.D., 2003. *Toxicología Ambiental – Evaluación de riesgo para la salud humana*. Capitulo 11 – Metales. McGraw Hill (Madrid, España), 197-235.
- Mosier, A.R., 2001. Exchange of gaseous nitrogen compounds between terrestrial systems and the atmosphere. En: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, 91-309. Eds. R.F. FOLLETT AND J.L. HATFIELD (Eds.), Elsevier Science B.V.. (Amsterdam, (The Netherlands)), 291-309.
- Muchovej, R.M.C.; Rechcigl, J.E., 1994. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrass on water quality. *Advances in Soil Science*, **23**, 91-135.
- Nash, D.M.; Haygarth, P.M., 2005 Grassland productivity and water quality: a 21st century issue. En: *Grassland: A global resource*, 239-249. Ed. D.A. MCGILLOWAY. (ed.) Wageningen Academic Publishers. (Wageningen, (The Netherlands)), 239-249.
- Neeson, J.J., 2000. Nitrogen and phosphorus management on Dutch dairy farms: legislation and strategies employed to meet the regulations. *Biology and Fertility of Soils*, **30**, 566-572.
- Nelson, D.W., 1982. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. En: *Nitrogen in Agricultural Soils*, 327-363. Ed. F.J. STEVENSON (ed.), ASA., CSSA., SSSA., Agronomy, n° 22. (Madison., Wisconsin, (USA)) 327-363.

- Nevens, F.; Rehuel, D., 2003. Effects of cutting or grazing grass swards on herbage yield, nitrogen uptake and residual soil nitrate at different levels of N fertilization. *Grass and Forage Science*, **58**, 431-449.
- Nistal, F.B., 2003. El programa de gestión de vacuno lechero en Galicia: Del manejo técnico a los resultados económicos. Seminario de la Asociación Española de Economía Agraria (AEEA). "El sector lácteo español: transformaciones recientes y retos futuros" (Lugo).
- Pain, B.F.; Phillips, V.R.; Huijsmans, J.F.M.; Klarenbeek, J.V., 1991. *Anglo-Dutch Experiments on Odour and Ammonia Emissions Following the Spreading of Piggery Wastes on Arable Land. Report 91-9. Institute of Agricultural Engineering (Wageningen, The Netherlands)*, 28 pp. Wageningen, (The Netherlands)
- Pain, B.F.; Misselbrook, T.H.; Rees, Y.J., 1994. Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage yields. *Grass and Forage Science*, **49**, 209-215.
- Pain, B.F.; Phillips, V.R.; Clarkson, C.R.; Klarenbeek, J.V., 1989. Loss of nitrogen through ammonia volatilization during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **47**, 7-12.
- Pain, B.F.; Thompson, R.B.; Land Cremer, L.C.N. de la; Ten Holte, L., 1987. The use of additives in livestock slurries to improve their flow properties, conserve nitrogen and reduce odours. En: *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or Waste?*, 229-246. EDS. H.G. VAN DER MEER, R.J. UNWIN, T.A. VAN DIJK AND G.C. ENNIK (eds.),. Martinus Nijhoff Publishers. (Dordrecht, (The Netherlands), 229-246.
- Pais-de-Sá, A., 1997. *O Agroecossistema Bouça-Campo na Região de Entre-Douro e Minho. Impacto da Actividades Antrópicas nas Propriedades dos Solos*. Tese de mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, (Vila Real, (Portugal).
- Pathak, H., 1999. Emissions of N₂O from soil: *Current Science*, **77**., 359-369.
- Pickielek, W.P.; Fox, R.H., 1992. Use a chlorophyll meter to predict sidedress nitrogen requirements for maize. *Agronomy Journal*, **84**, 59-65.
- Powers, W.J.; Flatow, L.A., 2002. Flocculation of swine manure: influence of flocculant, rate of addition, and diet. *Applied Engineering in Agriculture*, **18(5)**, 609-614.
- Prasad, R.; Power, J.F., 1995. Nitrification inhibitors for agriculture, health, and the environment. *Advances in Agronomy*, **54**, 233-281.
- Presa, J.F., 2004. *Avaliação, caracterização e gestão da produção e utilização dos chorumes nas explorações leiteiras intensivas do Concelho de Vila do Conde*. Relatório final de estágio., UTAD (Vila Real, Portugal), 58 pp. Vila Real (Portugal).
- Rozas, H.S.; Echeverria, H.E.; Studdert, G.A.; Dominguez, G., 2000. Evaluation of the presidedress soil nitrogen test for no-tillage maize fertilized at planting. *Agronomy Journal*, **92**, 1176-1183.
- Ryden, J.C.; Ball, P.R.; Garwood, E.A., 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature*, **311**, 50-53.
- Schepers, J.S.; Francis, D.D.; Vigil, M.; Below, F.E., 1992. Comparison of corn leaf nitrogen concentration and chlorophyll meter readings. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **23**, 2173-2187.
- Scholefield, D.; Titchen, N.M., 1995. Development of a rapid field test for soil mineral nitrogen and its application to grazed grassland. *Soil Use and Management*, **11**, 33-43.
- Scholefield, D.; Brown, L.; Jewkes, E.C.; Preedy, N., 1996. Integrated soil testing and modelling as a basis for fertiliser recommendations for grassland to optimise yield and environmental impact. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop*, 105-108. September 1996. Technische Universität Braunschweig. (Braunschweig, (Germany), 105-108.
- Schroder, J., 1999. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer-N on the yield of silage maize in a slurry-based cropping system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **53**, 209-218.

- Serna, M.; Legaz, F.; PrimiMillo, E., 1994 Efficacy of DCD as a soil NI in citrus production. *Soil Science Society of America Journal*, **58**, 1817-1824.
- Sims, J.T.; Vasilas, B.L.; Gartley, K.L.; Miliken, B.; Green, V., 1995. Evaluation of soil and plant nitrogen tests for maize on manured soils of Atlantic Coastal Plain. *Agronomy Journal*, **87**, 213-222.
- Smith, K.A.; Arah, J.R.M., 1990. Losses of nitrogen by denitrification and emissions of nitrogen oxides from soils. *Proceedings n° 299 of the Fertiliser Society (London, UK)*, 34 pp. London (UK).
- Spellman, D.E.; Rongni, A.; Westfall, R.M.; Soltanpour, P.N., 1996. Pre-sidedress nitrate soil testing to manage nitrogen fertility in irrigated corn in a semi-arid environment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **27**, 561-574.
- Sommer, S.G., 1992. Ammonia volatilization from slurry during storage and in the field. *Baltic Sea Environment Proceeding*, **44**, 17-27.
- Sommer, S.G.; Sherlock, R.R., 1996. pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **127**, 109-118.
- Sommer, S.G.; Christensen, B.T.; Nielsen, N.E.; Schjørring, J.K., 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **121**, 63-71.
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E.; Christensen, B.T., 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **117**, 91-100.
- Staley, T.E.; Caskey, W.H.; Boyer, D.G., 1990. Soil denitrification and nitrification potentials during the growing season relative to tillage. *Soil Science Society of America Journal*, **54**, 1602-1608.
- Stevenson, F.J., 1986. *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley and Sons (New York, USA), 106-230.
- Teira-Esmatges, M.R.; Van Cleemput, O., 1996. Nitrogen mineralization in two Catalan benchmark soils under irrigation. En: *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop*, 353-356. Technische, Universitat Braunschweig. (Braunschweig, (Germany), 353-356.
- Thiagalingam, K.; Kanehiro, Y., 1973. Effect of temperature on nitrogen transformation in hawaii soils. *Plant and Soil*, **38**, 177-189.
- Thompson, R.B.; Pain, B.F.; Rees, Y.J., 1990. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. II. Influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands. *Plant and Soil*, **125**, 119-128.
- Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. En: *Biology of Anaerobic Microorganisms*, 179-244. Ed. A.J.B. ZEHNDER (ed.), John Wiley and Sons. (New York, USA), 179-244.
- Trindade, H., 1997. *Fluxos e perdas de azoto em explorações forrageiras intensivas de bovinicultura leiteira no Noroeste de Portugal*. Tese de Doutoramento, UTAD (Vila Real, Portugal), 213 pp. Vila Real (Portugal).
- Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 1998. Fluxos de azoto em explorações de bovinicultura leiteira intensiva no Noroeste de Portugal. *Pastagens e Forragens*, **19**,: 99-112.
- Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 2002a. Separação de sólidos de chorumes bovinos por tamisação: rendimento de separação e da remoção de nutrientes. *Encontro Anual da Sociedade Portuguesa de Ciência do Solo – Resumo das Comunicações*, 1 pp. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima., (Ponte de Lima, Portugal), resumo 1 pp.
- Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 2002b. Effects of different rates and dates of cattle-slurry application on the forage yield, herbage N removal and nitrate leaching potential from an intensive double-cropping system. *19th General Meeting of the European Grassland Federation (La Rochelle, France)*, 738-739. (La Rochelle (France)).

- Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 2004a. Efeito da aplicação de chorume bovino, das suas fracções sólida e líquida e de fertilizante mineral azotado na produção de azevém anual e milho forragem. *Resumo das Comunicações – XXV Reunião de Primavera da Sociedade Portuguesa de Pastagens e Forragens (Viseu, Portugal)*, 55. Viseu (Portugal).
- Trindade, H.; Coutinho, J.; Moreira, N., 2004b. Effect of herbicide, maize variety precocity and sowing date of three winter cover crops on forage yield and on herbage N removal from an intensive double-cropping system. En: *Controlling nitrogen flows and losses, 551-552*. Eds. D.J. HATCH; D.R. CHADWICK; S.C. JARVIS AND J.A. ROKER (eds.). Wageningen Academic Publishers. (Den Haag, (The Netherlands), 551-553).
- Tyson, K.C.; Hawkins, J.M.B.; Stone, A.C., 1993. *Final Report on the AFRC-ADAS Drainage Experiment 1982-1993*. IGER, North Wyke Research Station (Devon, UK), 32 pp. Devon (UK).
- UNECE/EMEP, 2004. *United Nations Economic Commission for Europe/Co-operative programme for monitoring and evaluation of long range transmission of air pollutants in Europe*. <http://webdab.emep.int/>
- UNFCCC, 2004. *Greenhouse gas inventory database*. <http://ghg.unfccc.int/default1.htm?time=05%3A02%3A54+AM>
- Vallejo, A.; Diez, J.A.; Lopez-Valdivia, L.M.; Gasco, A.; Jiménez, C., 2001. Nitrous oxide emission and denitrification nitrogen losses from soils treated with isobutylenediurea and urea plus dicyandiamide. *Biology and Fertility of Soils*, **34**., 248-257
- Van Der Molen, J.; Bussink, D.W.; Vertregt, N.; Van Faassen, H.G.; Den Boer, D.J., 1989. *Ammonia volatilization from arable and grassland soils. EIn: Nitrogen in Organic Wates applied to Soils, 185-201*. EDS. J.A. HANSEN AND K. HENRIKSEN (eds.). Academic Press. (London, UK), 185-201 London (UK).
- Van Vuuren, A.M.; Meijs, J.A.C., 1987. Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. En: *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or Waste?*, 17-25. Eds. H.G. VAN DER MEER, R.J. UNWIN, T.A. VAN DIJK AND G.C. ENNIK (eds.). Martinus Nijhoff Publishers. (Dordrecht, (The Netherlands), 17-25.
- Vanotti, M.B.; Rashash, D.M.C.; Hunt, P.G., 2002. Solid-liquid separation of flushed swine manure with PAM: effect of wastewater strength. *Transaction of the ASAE*, **45(6)**, 1959-1969.
- Velthof, G.L.; Oenema, O., 1994. Effect of nitrogen fertilizer type and urine on nitrous oxide flux from grassland in early spring. En: *Grassland and Society, 458-462*. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation. Eds. L.T MANNETJE, AND J. FRAME (eds.). Wageningen Pers. (Wageningen, (The Netherlands), 458-462.
- Verboon, M.C., 1995. Reduction of ammonia emission from cubicle houses and slurry storage. En: *Applied Research for Sustainable Dairy Farming, 32-35. Proceedings of the Symposium*. Eds. W. LUTEN, H. SNOEK, S. SCHUKKING AND M. VERBOON (eds.). Research Station for Cattle, Sheep and Horse Husbandry. (Lelystad), (The Netherlands), 32-35.
- Vertès, F.; Decau, M.L., 1992. Suivis d'azote minéral dans les sols: risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal. *Fourrages*, 129, 11-28.
- Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L., 1994. Nitrate leaching under pastures: study of the soil-plant system in a lysimeter experiment. En: *Grassland and society, 466-470*. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation. Eds. L.T MANNETJE AND, J. FRAME (eds.). Wageningen Pers. (Wageningen, (The Netherlands), 466-470.
- Vinten, A.J.A.; Smith, K.A., 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. In *Nitrate: Processes, Patterns and Management, 39-73*. Eds. T.P. BURT, A.L. HEATHWAITE AND S.T. TRUDGILL (eds.). John Wiley and Sons. (Chichester, (UK), 39-73.

- Vos, J.; Bom, M., 1993. Hand-held chlorophyll meter: a promising tool to assess the nitrogen status of potato foliage. *Potato Research*, **36**, 301-308.
- Waskom, R.M.; Westfall, D.G.; Spellman, D.E.; Soltanpour, P.N., 1996. Monitoring nitrogen status with a portable chlorophyll meter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **27**, 545-560.
- Watson, C.A.; Fowler, S.M.; Wilman, D., 1993. Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **120**, 361-369.
- Webb, J.; Anthony, S.G.; Brown, L.; Lyons-Visser, H.; Ross, C.; Cottrill, B.; Johnson, P.; Scholefield, D., 2005. The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105**, 307-321.
- Weiske, A.; Benckiser, G.; Herbert, T.; Ottow, J.C.G., 2001. Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, **34**, 109-117. Weiske, P.; Klemetsson, L.; Svensson, L.; Galle, B.; Kasimir-Klemetsson, A.; Gustafsson, A., 1998. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. *Soil Use and Management*, **14**, 200-208
- Westerman, P.W.; Bicudo, J.R., 2000. Tangential flow separation and chemical enhancement to recover swine manure solids, nutrients and metals. *Bioresource Technology*, **73(1)**, 1-11.
- Wheatley, R.; Ritz, K.; Griffiths, B., 1990. Microbial biomass and mineral N transformations in soil planted with barley, ryegrass, pea or turnip. *Plant and Soil*, **127**, 157-167.
- Whitehead, D.C., 1995. *Grassland Nitrogen*. Cab International (Oxon, UK), 397 pp. (Oxon, UK).
- Whorley, J.W.; Das, K.C., 2000. Swine manure solids separation and composting using alum. *Applied Engineering in Agriculture*, **16(5)**, 555-561.
- Williamson, J.C.; Jarvis, S.C., 1997. Effect of Dicyandiamide on nitrous oxide flux following return of animal excreta to grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **9(10)**, 1575-1578.
- Wouters, A.P., 1995. New application techniques make slurry again a valuable nutrient. En: *Applied Research for Sustainable Dairy Farming*, 13-18. Proceedings of the Symposium. Eds. W. LUTEN, H. SNOEK, S. SCHUKKING AND M. VERBOON (eds.), Research Station for Cattle, Sheep and Horse Husbandry. (Lelystad, (The Netherlands), 13-18.
- Wrage, N., 2003. *Pitfalls in measuring nitrous oxide production by nitrifiers*. PhD Thesis.. Wageningen University (Wageningen, The Netherlands), 140 pp. Wageningen (The Netherlands).
- Zerulla, W.; Barth, T.; Dressel, J.; Erhardt, K.; von Locquenghein, K.H.; Pasda, G.; Radle, M.; Wissemeyer, H., 2001. 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. *Biology and Fertility of Soils*, **34**, 79-84
- Zhang, R.H.; Lei, F., 1998. Chemical treatment of animal manure for solid-liquid separation. *Transactions of the ASAE*, **41(4)**, 1103-1108.
- Zhang, M.; Lorimar, J.C., 2000. Manure solids separation by filtration with four crop residues. *Transactions of the ASAE*, **43**, 981-985.
- Zhang, R.H.; Westerman, P.W., 1997. Solid-liquid separation of animal manure for odor control and nutrient management. *Applied Engineering in Agriculture*, **13**, 385-393.
- Zhu, J.; Ndegwa, P.M.; Luo, A., 2000. Changes in swine manure solids during storage may affect separation efficiency. *Applied Engineering in Agriculture*, **16(5)**, 571-575.

INTENSIVE DAIRY FARMING SYSTEMS. ENVIRONMENTAL IMPACT AND MITIGATION MEASURES FOR THEIR SUSTAINABILITY

Summary

In the last 40 years, very intensive dairy farming systems have been developed in many European regions based on the maize crop for silage making. As common characteristics, these systems show high inputs of fertilisers, concentrate feeds and pesticides, which allow achieving of high crop and animal yields. This important intensification and specialisation causes environmental damages such as water, soil and air contamination and human and animal health risks due to pollutants like nitrogen, phosphorus, methane, heavy metals, herbicides and pathogens. Among these pollutants, nitrogen is the nutrient to which more attention has been given due to the magnitude and importance of its negative impacts.

This work describes the environmental effects and processes associated to the main pollutants in dairy farming and discusses approaches and consequences of the implementation of mitigation measures for increasing sustainability of dairy production systems based on maize silage.

Several measures may be adopted to reduce the environmental problems caused by nitrogen and other nutrients, including: correct formulation of animal diets, improvement of animal productivity, reduction of substitution animals stock and reduction of replacement rate of dairy cows, adoption of new building technologies and solutions on animal housing and slurry storage facilities, use of new methodologies for slurry management, for slurry treatment (flocculation-sedimentation, solids separation, use of additives) and for slurry application to soils, improvement of cropping systems and grazing management and use of new products and technologies on crop fertilisation.

Key words: Dairy farming, slurry, maize silage, nitrogen, environment, pollution