

IMPACTO DO USO DE RESÍDUO ORGÂNICO DE ABATEDOURO DE AVES E SUÍNOS NA PERCOLAÇÃO DE NITRATO NO SOLO

Jucimare Romaniw, João Carlos de Moraes Sá, Alessandra Aparecida Padilha,
Fabrícia da Silva Ramos, Guilherme Eurich

Universidade Estadual de Ponta Grossa <ju.romaniw@gmail.com>

Resumo - O presente estudo foi formulado com a hipótese que o uso de resíduos orgânicos de abatedouro (ROA) de suínos e aves quando aplicado em solo sem revolvimento reduz a lixiviação aumentando a oferta de N na forma de nitrato para as plantas. Dois experimentos foram conduzidos em laboratório em colunas de PVC para avaliar a nitrificação e a percolação de nitrato no solo: (1) colunas de PVC retiradas no campo caracterizando amostras indeformadas e, (2) colunas preenchidas com solo peneirado caracterizando amostras deformadas. Foi adicionado às colunas doses crescentes de ROA: 0; 0,5; 1; 2; 4; e 8 Mg ha⁻¹. O período de incubação para avaliação da percolação de nitrato foi de 180 dias. O conteúdo de NO₃⁻ lixiviado nas colunas com solo indeformado e peneirado foi proporcional as doses. A aplicação de ROA nas colunas com o solo peneirado apresentou menor tendência à percolação de NO₃⁻ comparado a coluna com solo indeformado. Constatou-se que as taxas de nitrificação também foram dirigidas pelas doses crescentes do ROA. O presente estudo permite concluir que o teor NO₃⁻ fornecido via ROA é elevado e se torna disponível as plantas após 40 dias da sua aplicação.

Palavras-Chave: resíduo orgânico de abatedouro, percolação de nitrato, nitrificação.

IMPACT OF THE USE OF ORGANIC WASTE OF SWINE AND POULTRY SLAUGHTERHOUSE IN PERCOLATION NITRATE IN SOIL

Abstract - This study was formulated with the hypothesis that the use of organic waste of pigs and poultry slaughterhouse (OSW) when applied to the soil without revolving reduces the leaching increasing the supply of N in the form of nitrate to plants. Two experiments were conducted in the laboratory in PVC columns to assess nitrification and nitrate leaching in soil: (1) PVC columns collected in the field featuring undisturbed samples, and (2) columns filled with sieved disturbed soil samples. Was added to columns OSW increasing doses: 0, 0.5, 1, 2, 4 and 8 Mg ha⁻¹. The incubation period for evaluation of nitrate percolation was 180 days. The content of NO₃⁻ leachate undisturbed soil columns and sieved was proportional doses of OSW. The application of OSW in columns with the sieved soil was less similar to NO₃⁻ percolation in the column compared with undisturbed soil. Found that the nitrification rates were also addressed by increasing doses of the OSW. Present study shows that NO₃⁻ content supplied via OSW is high and becomes available to plants after 40 days of application.

KeyWord: organic waste from slaughterhouse, percolation of nitrate, nitrification.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional tem ocasionado uma

série de problemas sociais, econômicos e ambientais, dentre eles a geração de resíduos, cujo

descarte no ambiente não tem sido feito de modo apropriado. Na cadeia alimentar, a carne é o produto que causa o maior impacto ambiental devido à ineficiência na transformação das partes não aproveitáveis para o consumo direto em subprodutos para os consumidores (STEINFELD et al., 2006 e WEIDEMA et al., 2008). Dentre estes, destacamos o resíduo do abate de aves e suínos: resíduo que se obtém após antes, durante e após o processamento destas carnes, com a finalidade de torná-los menos poluidores, de modo a permitir o seu retorno ao meio ambiente sem que se tornem agentes de poluição significativa.

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína e o terceiro de aves, (NAKAMAE, 2007). Nesse contexto, o estado do Paraná em 2011 atingiu o montante de 2,9 milhões de toneladas de aves e 629 mil toneladas de suínos abatidos, constituindo-se no maior produtor de aves e o quarto produtor de suínos (IPARDES, 2012).

Dentre as alternativas para a disposição final dos resíduos gerados no processo de abate de aves e suínos, tais como, disposição em aterro sanitário; reutilização industrial (produção de subprodutos para fabricação de rações); incineração; conversão em óleo; dentre outras, a adição de resíduos orgânicos de abatedouros ao solo parece ser uma boa opção sob o ponto de vista econômico e ambiental, uma vez que dentre as alternativas de disposição final desse resíduo é a que apresenta o menor custo, permite redução no uso de fertilizantes minerais industriais e promove a ciclagem de matéria orgânica e nutrientes essenciais às plantas, os quais possuem importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (ANDREOLA et al., 2000; BRITO et al., 2005; COSTA et al., 2009).

Alguns trabalhos encontrados na literatura destacam a importância dessa prática agrícola em relação à produtividade e à fertilidade. Alves et al. (2009) observou que o uso do resíduo orgânico composto proporcionou melhores resultados na cultura do feijoeiro para as variáveis: número de folhas número de vagens e número de grãos por planta. Utilizando o mesmo tipo de resíduo do presente estudo e na mesma região Briedis et al. (2011) e Ferreira et al. (2010) mostraram que não houve diferenças significativas nos componentes de produção e na produtividade de grãos da cultura do trigo e feijão quando comparado ao uso do fertilizante mineral industrial. Além disso, constatou-se que as combinações do resíduo orgânico de abatedouro com o fertilizante mineral industrial mostraram maior eficiência.

Contudo, apesar das vantagens apresentadas pela disposição agrícola de resíduos orgânicos no solo, existe a preocupação com a aplicação inadequada de resíduos orgânicos ricos em nitrogênio (N) no

solo devido ao potencial de perdas de N no perfil atingindo profundidades fora do alcance do sistema radicular da maioria das culturas. Além do risco de contaminação do lençol freático com esse elemento (CEMBRANELLI, 2006), há também a preocupação com perdas de N na forma de gases com elevado potencial de aquecimento global. Em contrapartida, essas emissões quando comparadas às causadas pelo uso de fertilizantes minerais industriais são inferiores e com baixo impacto ambiental (LAL, 2004).

A gestão ambiental do N aplicado a partir de resíduos orgânicos de abatedouros requer uma compreensão dos fatores e processos que influenciam a extensão e a taxa de conversão de N orgânico para formas que estão mais disponíveis para absorção pelas plantas sem causar prejuízos para o meio ambiente (HE et al., 2000). O N disponível para as plantas é definido como a soma de nitrato (NO_3^-) e do amônio (NH_4^+) no solo, além do N orgânico mineralizado (GILMOUR & SKINNER, 1999), sendo o NO_3^- absorvido em maior quantidade.

O nitrato é um ânion normalmente repellido pela superfície negativa das partículas do solo e, conseqüentemente, facilmente lixiviado do solo. Tal fato pode comprometer o sincronismo entre o N mineral disponível no solo e a cinética de absorção pelas plantas (CARTRON & WEIL, 1998 e BASSO & CERETTA, 2000). A alta mobilidade do nitrato no solo justifica a preocupação em relação ao manejo da adubação nitrogenada em solos agrícolas (VANOTTI & BUNDY, 1994). A lixiviação de nitrato é um fenômeno físico, favorecido pela baixa energia envolvida na sua adsorção às partículas do solo e também pela sua alta solubilidade em água (CERETTA, 2005).

O potencial de contaminação ambiental pela lixiviação do nitrato tem motivado pesquisas de caráter agroecológico no mundo inteiro a partir da década de 80. No Reino Unido, o aumento do teor de nitrato na água causou grande discussão sobre os seus efeitos na saúde e no ambiente, estimulando um grande programa de pesquisa. Tendências similares alavancaram a pesquisa na Europa e na América do Norte (ADDISCOTT, 2000).

No Brasil, as menores doses de N aplicadas podem explicar, ao menos em parte, a menor preocupação na avaliação dos impactos da fertilização nitrogenada no ambiente. Entretanto, o aumento das doses de N em sistemas altamente produtivos, e o uso de fertilizantes nitrogenados associados com plantas de cobertura (leguminosas) e ou dejetos animais merecem atenção quanto ao seu impacto no ambiente (CERETTA et al., 2005; PORT et al., 2003), especialmente quanto a contaminação das águas pela lixiviação de nitrato.

A motivação para a realização desta pesquisa deve-se à importância que o uso deste resíduo representa ambiental, agrônômica e economicamente. Ambiental, devido à redução da pressão sobre a exploração dos recursos naturais para a produção de fertilizantes, além de reduzir o impacto ambiental causado na disposição inadequada de destinação do resíduo. Agrônômica visto o potencial do resíduo orgânico de abatedouro como condicionador do solo e econômica, visto a redução dos custos com outras formas de destino final, como incineração e aterros, e com insumos agrícolas, adubos ou fertilizantes. Dessa forma, o presente estudo aborda a hipótese de que o uso de resíduos orgânicos de abatedouro (ROA) quando aplicado em solo sem revolvimento reduz a lixiviação aumentando a oferta de N para as plantas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O adubo orgânico utilizado no experimento, doravante chamado de resíduo orgânico de abatedouro (ROA) é composto de resíduos oriundos do abate e processamento de aves e suínos (dentro estes incluem aves mortas no transporte, excrementos, sangue, pelos, penas, cartilagem, pele, cascos, bico, etc), lodos biológicos das lagoas de tratamento de resíduos líquidos e cinzas provindas da caldeira onde é realizada a esterilização do material a 120 °C, após a esterilização o ROA é submetido ao processo de compostagem por aproximados 90 dias. Sua composição é apresentada na Tabela 1.

Com relação ao ensaio de percolação de nitrato foram construídas unidades experimentais constituídas por tubos de PVC com 25 cm de altura e 7 cm de diâmetro. Dois conjuntos foram montados um contendo seis amostras indeformadas (solo condição de campo) e um com seis amostras peneiradas (solo seco e peneirado) com três repetições. Foram deixados 5 cm da parte superior de cada coluna sem solo, para possibilitar a adição da solução de percolação. Sob e abaixo do solo foi colocado um filtro constituído de manta de acrílica para evitar a percolação de solução pelas paredes do tubo e para que ocorrer a filtragem do percolado. A parte inferior das mesmas foi vedada com uma tampa de PVC com filtro o qual conterá um orifício de 3 mm de diâmetro, para que permitisse a saída da solução percolada.

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado tanto para as colunas com solo indeformado quanto para as com solo peneirado, contendo seis tratamentos e três repetições. O resíduo orgânico colocado em cada tubo corresponde às quantidades de 0; 0,5; 1; 2; 4 e 8 Mg ha⁻¹. O período de incubação foi de 180 dias durante o período de verão (setembro a março).

Tabela 1. Análise química do resíduo orgânico de abatedouro de aves e suínos utilizado no experimento.

Parâmetro	Unidade	Teor
pH (em água)		6,7
Umidade, a 60 – 65°C	% (m/m)	3,6
Carbono orgânico	g/kg	321
Nitrogênio total	g/kg	47,2
Fósforo	g/kg	10,5
Potássio	g/kg	9,5
Enxofre	g/kg	3,5
Cálcio	g/kg	109
Magnésio	g/kg	4,1
Boro	mg/kg	18,1
Cobre	mg/kg	51,2
Ferro	mg/kg	15341
Manganês	mg/kg	1086
Molibdênio	mg/kg	3,1
Sódio	mg/kg	3110
Zinco	mg/kg	90,5

A quantidade de água colocada nas colunas foi a média acumulada de chuvas de cada mês (149, 120, 188, 155, 136 e 105 mm). Na hora seguinte à adição da água destilada, foi coletada a solução percolada e congelada. Foi determinado a quantidade de nitrato do percolado em aparelho FIA, de acordo com Tedesco et al. (1995). A quantidade total de nitrato percolado durante os meses foi obtida pelo somatório das quantidades percoladas em cada semana. Ao final do experimento, coletaram-se amostras de solo e quantificaram-se a quantidade de nitrato remanescente, extraídos com KCl 1 mol L⁻¹, seguindo metodologia descrita em Tedesco et al. (1995).

O procedimento da análise de regressão será realizada pelo programa JMP IN versão 3.2.1 (SALL et al., 2005), utilizando-se o teste F, a 5, 1 e 0,1% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As concentrações de NO₃⁻ lixiviadas nas amostras indeformadas de solo conforme o tempo de incubação (Figura 1 A) variaram de 54 (na dose de ROA = 0 Mg ha⁻¹) a 308 kg ha⁻¹ (na dose de 8 Mg ha⁻¹) 120 dias após o início do experimento, caracterizando o período no qual houve maior taxa de lixiviação. As concentrações de NO₃⁻ determinadas no presente estudo e comparadas com as permitidas pela organização mundial de saúde (OMS) excedem o nível recomendado para água potável que é de 11,3 mg L⁻¹.

As perdas de NO₃⁻ por lixiviação aos 180 dias foram relativamente constantes nas colunas com solo peneirado para as doses de ROA aplicadas (Figura 1 B). As perdas diárias por lixiviação nessas colunas foram de 1,76; 2,06; 2,14; 3,04; 3,46; 4,16, portanto

inferiores ao serem comparadas com as colunas com o solo indeformado (4,59; 6,45; 7,47; 8,15; 9,25; 9,02 kg ha⁻¹ dia⁻¹). Um fator de suma importância no que diz respeito a menor percolação do nitrato em solo revolvido, é o aumento na mineralização da MOS de solos cultivados proporcionado pela entrada de maior quantidade de O₂, criando um ambiente oxidativo e favorecendo a atividade microbiana (REICOSKY et. al., 2007) fazendo com que o N orgânico aplicado fique retido pela microbiota do solo ou perdido via desnitrificação. Neste caso, há uma reabilitação da comunidade microbiana podendo estimular maior imobilização do N e desnitrificação e, consequentemente gerando uma menor percolação na coluna.

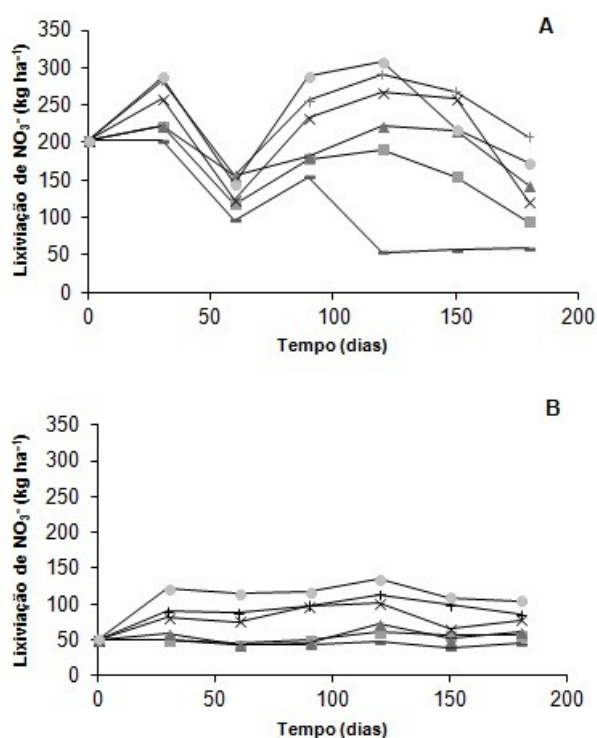


Figura 1. Lixiviação de nitrato em solo com diversas doses de resíduo de abatedouro em coluna indeformada (A) e em coluna peneirada (B) de solo de acordo com tempo de coleta em dias. Tratamentos: - 0 testemunha; ■ 0,5 Mg ROA; ▲ 1 Mg de ROA; × 2 Mg de ROA; ● 8 Mg de ROA.

A percolação de NO₃⁻ atingiu o pico aos 90 e 120 dias, período que coincide com a aplicação de maior volume de chuvas simuladas (155 e 188 mm) nas colunas com solo indeformado (Figura 1 A). Resultados semelhantes foram reportados, por Li et al. (2007) em experimento a campo onde a lixiviação ocorreu de acordo com o volume de chuvas. As colunas com solo peneirado (Figura 1 B) sofreram pouca variação com o volume de água nelas aplicado, provavelmente pelo mesmo possuir

menor tendência de liberação de NO₃⁻ para solução do solo. As concentrações de NO₃⁻ sofreram menores alterações durante o período de incubação nas colunas em que não se adicionou ROA (0 Mg ha⁻¹) e baixos volumes de água deionizada foram aplicados (Figura 1 A e B), comportamento relatado por Di & Camerom (2008) que afirmam que contaminação da água por nitrato pode ser diretamente relacionada com a aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos com alto conteúdo de N e o índice pluviométrico ocorrido pós-aplicação do adubo ou resíduo de abatedouro orgânico.

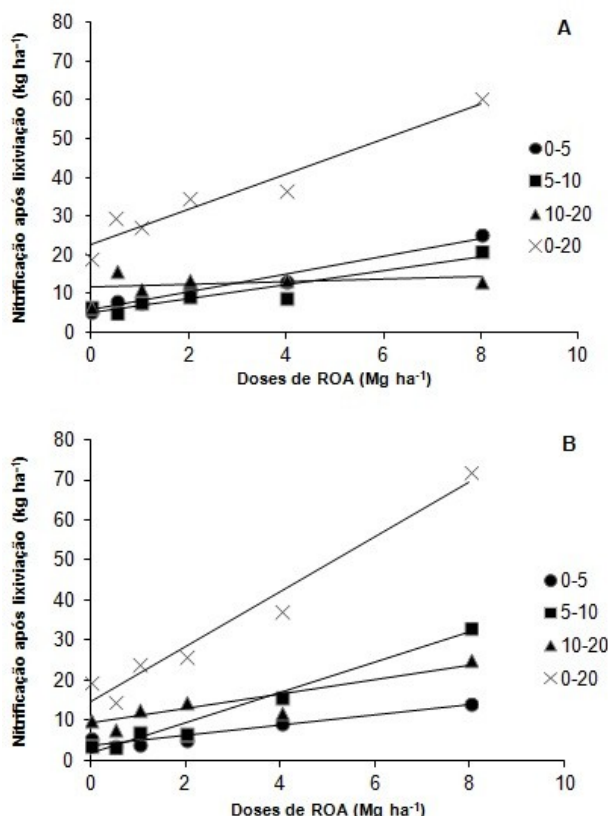


Figura 2. Nitrificação no solo após período de lixiviação (180 dias) nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 e 0-20 cm em coluna de solo indeformada ● $y = 2,32x + 5,77$; $R^2 = 0,97$; $p < 0,01$; ■ $y = 1,78x + 5,26$; $R^2 = 0,89$; $p < 0,01$; ▲ $y = 0,33x + 11,78$; $R^2 = 0,10$; $p > 0,5$; × $y = 4,53x + 22,86$; $R^2 = 0,93$; $p < 0,01$ (A) e peneirada ● $y = 1,29x + 3,54$; $R^2 = 0,93$; $p < 0,01$; ■ $y = 1,79x + 9,25$; $R^2 = 0,81$; $p < 0,01$; ▲ $y = 3,74x + 1,95$; $R^2 = 0,97$; $p < 0,01$; × $y = 6,82x + 14,74$; $R^2 = 0,96$; $p < 0,01$ (B) após período de 180 dias em resposta a adição de doses crescentes de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹).

Sartor et al., (2012) reportaram resultados semelhantes ao deste estudo (Figura 1 A), com lixiviação de NO₃⁻ superiores decorrentes da manutenção de palha na superfície. Os mesmos autores afirmaram que o ocorrido pode ser explicado pelas condições favoráveis de temperatura e umidade que favorecem a atividade microbiana, resultando em maior mineralização da matéria orgânica. Em contrapartida, com a mineralização da matéria orgânica e maior liberação de N-NH₄⁺ haverá maior nitrificação transformando

mais NH_4^+ em NO_3^- e, em consequência, o nitrato será mais susceptível a lixiviação.

No final do período de incubação (Figura 2 A), a mineralização de NO_3^- nas camadas 0-5 e 5-10 cm resultou no aumento da nitrificação conforme aumento das doses de ROA aplicadas. Na camada de 10-20 cm não ocorreu incremento significativo com o aumento das doses de ROA. Sá et al. (2001) atribuíram a menor relação C/N, e conseqüente maior teor de N superficial devido ao suprimento de N tanto de resíduos vegetais como de fertilizantes aplicados. Já na figura 2 B observou-se na camada 0-5 menor conteúdo de NO_3^- demonstrando que o revolvimento do solo distribui o ROA para as camadas mais profundas e que com a ação acelerada da microbiota do solo há maior consumo e liberação de N superficial onde há uma maior aeração.

Os dados de nitrificação após período de incubação indicam que mesmo após o período de 180 dias de incubação (Figura 2 A e B) com coleta de percolado constatou-se NO_3^- remanescente no solo podendo ainda após este período ocorrer percolação deste elemento.

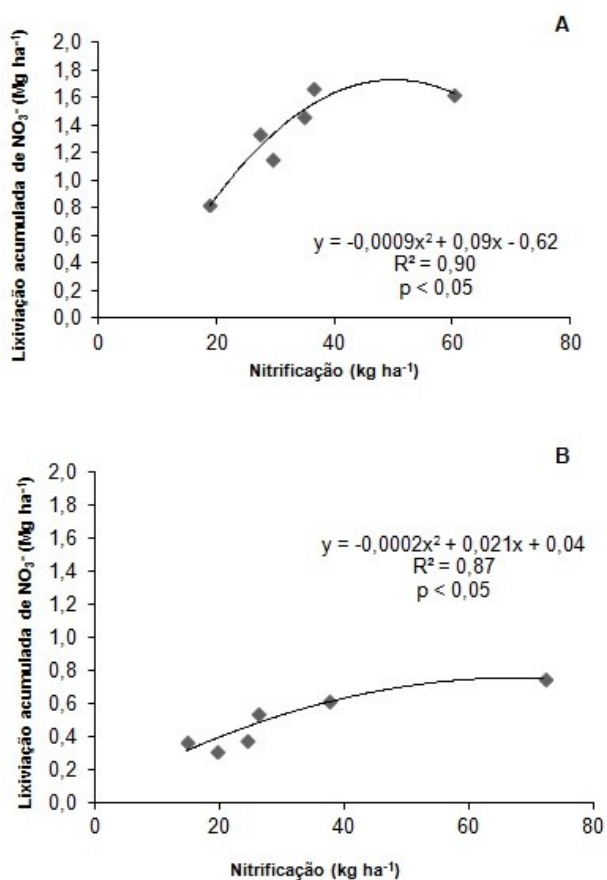


Figura 3. Lixiviação acumulada de NO_3^- conforme nitrificação ao final do período de incubação nas colunas em solo indeformado (A) e pneumado (B) na camada 0-20 ao final do período de incubação (180 dias) em solo tratado com doses de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1}).

A relação entre nitrificação e percolação de NO_3^- (Figura 3 A e B) foi significativa e semelhante nas duas condições do solo demonstrando que a maior nitrificação pode resultar em maior percolação. Nas colunas com solo indeformado o valor máximo foi de $1,63 \text{ Mg ha}^{-1}$ enquanto nas colunas com solo pneumado foi de $0,52 \text{ Mg ha}^{-1}$. Estes valores indicam que no solo pneumado há menor quantidade de NO_3^- disponível na solução enquanto no solo indeformado a quantidade de NO_3^- disponível é três vezes superior. Assim, nos casos onde não há o crescimento de plantas cujas raízes seriam os sorvedouros do NO_3^- disponível a remoção ocorre principalmente pela lixiviação, e nos períodos de elevada precipitação podem ocorrer também por desnitrificação.

4. CONCLUSÕES

A percolação de NO_3^- aumenta conforme há um aumento no conteúdo de N na forma de ROA aplicado no solo.

Em colunas com o solo pneumado a lixiviação do NO_3^- oriundo do ROA foi inferior em relação ao solo indeformado, em razão da menor disponibilidade e maior imobilização e desnitrificação ocorrida em solo pneumado.

Este estudo permite a indicação de práticas de gestão sobre a adequação de aplicações de ROA como fornecimento de N para obtenção de benefícios econômicos e ambientais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao apoio financeiro concedido pela AGRISUS. Pelo apoio financeiro concedido pela empresa fornecedora dos resíduos de abatedouro FOCAM também agradecemos.

REFERÊNCIAS

- ADDISCOTT, T. M.; WHITMORE, A. P.; POWLSON, D. S. **Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem**. CAB International, Wallingford. 1991.
- ALVES, S. V.; ALVES, S. S. V.; CAVALCANTI, M. L. F.; DEMARTELAERE, A. C. F.; LOPES, W. A. R. Produção de feijão caupi em função de diferentes dosagens e concentração de biofertilizantes. **Revista Verde**, Mossoró. v. 3 p. 45-49, 2009.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S.; OLSZEWSKI, N. Propriedades químicas de uma terra estruturada influenciada pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24 p. 609-620, 2000.
- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24 p. 905-915, 2000.
- BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; FERREIRA, A. O.; RAMOS, F. S. Efeito primário e residual de resíduos orgânicos de abatedouros de

aves e suínos na produtividade do trigo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável Grupo Verde de Agricultura Alternativa** . Mossoró, v. 2, n. 6 p. 221-226, 2011.

BRITO, O. R.; VENDRAME, P. R. S.; BRITO, R. M. Alterações das propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférrico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 1, n. 26: p. 33-40, 2005.

CARTRON, J. M.; WEIL, R. R. Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surface incorporated sewage sludge applied to corn. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 29 n.1-2 p.121-139, 1998.

CEMBRANELLI, M. A. R. **Lixiviação de íons inorgânicos em colunas com solos que receberam fertilizantes nitrogenados**. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) Pós-Graduação IAC, p. 72. 2006.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquido de suínos. **Ciência Rural**, v. 6, n. 35 p. 1287-1295. 2005.

COSTA, A. M da.; BORGES, E. N.; SILVA, A. A.; NOLLA, A.; GUIMARÃES, E. C. Potencial de recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada, influenciado pela aplicação de cama de frango. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. Edição Especial p.1991-1998, 2009.

DI, H. J.; CAMERON, K. C. Sources of nitrous oxide from 15N-labelled animal urine and urea fertilizer with and without a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD). **Australian Journal of Soil Research**, v.46 p.76-82, 2008.

FERREIRA, A.O.; SÁ, J. C. M.; NASCIMENTO, C. G.; BRIEDIS, C.; RAMOS, F. S. Impacto de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do feijão na região dos Campos Gerais – PR – Brasil. **Revista Verde**, Mossoró, v. 4, n. 5 p.15-21, 2010.

GILMOUR, J.T.; SKINNER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, v.28: p.1122-1126. 1999.

HE, Z. L.; ALVA, A. K.; YAN, P.; LI, Y. C.; CALVERT, D. V.; STOFFELLA, P. J.; BANKS, D. J. Nitrogen mineralization and transformation from composts and biosolids during field incubation in a sandy soil. **Soil Science**, v.165, n. 2, p.161-169. 2000.

Instituto Paranaense de desenvolvimento Econômico e social (IPARDES). **Producao animal**. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/pdf/indices/producao_animal.pdf> Acesso em: 05 de abril de 2013.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science** v. 204, p.1623-1627. 2004.

LI, X.; HU, C.; DELGADO, J. A.; ZHANG, Y.; OUYANG, Z. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. **Agricultural Water Management**, v. 89, n.1, p.137-147, 2007.

NAKAMAE, I. J. **Anualpec 2007**: Anuário da pecuária brasileira. São Paulo: Instituto FNP, p. 340, 2007.

Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO/ONU). Disponível em <<http://www.fao.org>> Acesso em 12/04/2012.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária**, Brasília, v. 38, p. 857-865, 2003.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil and Tillage Research**, v.94, n.1, p.109-121. 2007.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENSKE-FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal** v. 65 p. 1486-1499. 2001.

SALL, J.; CREIGHTON, L.; LEHMAN, A. JMP start statistics: a guide to statistics and data analysis using JMP and JMP IN software. **Cary**: Duxbury Press, v.3 p. 580, 2005.

SARTOR, L. R., ASSMANN, A. L., ASSMANN, T. S., BIGOLIN, P. E., MIYAZAWA, M., & CARVALHO, P. C. D. F. Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.2, p.661-669. 2012.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V., ROSALES, M., DE HAAN C. **Livestock's Long Shadow**. Environmental Issues and Options. FAO, Rome, Italy, 2006.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHENEN, H. & VOLKWEISS, S. L. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos. v. Boletim técnico, 5, p.2 1995.

VANOTTI, M. B., & BUNDY, L. G. Frequency of nitrogen fertilizer carryover in the humid Midwest. **Agronomy journal**, v. 86, n.5, p. 881-886. 1994.

WEIDEMA, B. P.; WESNAES, M., HERMANSEN, J., KRISTENSEN, T., HALBERG, N. Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products. **Joint Research Center, European Commission**. EUR, v. 23, p. 91, 2008.