



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JULLY GABRIELA RETZLAF DE OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DE DEJETO ANIMAL EM ÁREA DE
SEMEADURA DIRETA:
RISCOS AMBIENTAIS DEVIDO A PERDA DE SOLO, ÁGUA E
NUTRIENTES POR EROÇÃO**

Londrina
2015

JULLY GABRIELA RETZLAF DE OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DE DEJETO ANIMAL EM ÁREA DE
SEMEADURA DIRETA:
RISCOS AMBIENTAIS DEVIDO A PERDA DE SOLO, ÁGUA E
NUTRIENTES POR EROSÃO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Agronomia, área de concentração Solos.

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho.
Coorientadora: Dra Graziela Moraes de Cesare
Barbosa.

Londrina
2015

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

O48a Oliveira, Jully Gabriela Retzlaf de.
Aplicação de dejetos animais em área de semeadura direta : riscos ambientais devido
a perda de solo, água e nutrientes por erosão / Jully Gabriela Retzlaf de Oliveira. –
Londrina, 2015.
118 f. : il.

Orientador: João Tavares Filho.
Coorientador: Graziela Moraes de Cesare Barbosa.
Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de
Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2015.
Inclui bibliografia.

1. Resíduos orgânicos como fertilizantes – Teses. 2. Suíno – Esterco – Teses. 3. Cama
de aviário – Teses. 4. Solos – Erosão – Teses. 5. Poluição – Aspectos ambientais – Teses.
I. Tavares Filho, João. II. Barbosa, Graziela Moraes de Cesare. III. Universidade Estadual
de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia.
IV. Título.

CDU 631.86

JULLY GABRIELA RETZLAF DE OLIVEIRA

APLICAÇÃO DE DEJETO ANIMAL EM ÁREA DE SEMEADURA

DIRETA:

**RISCOS AMBIENTAIS DEVIDO A PERDA DE SOLO, ÁGUA E
NUTRIENTES POR EROSÃO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Agronomia, área de concentração Solos.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Coorientadora : Graziela Moraes de Cesare
Barbosa
Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR

Antônio Costa
Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR

Pedro Rodolfo Siqueira Vendrame
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Eloiza Cristiane Torres
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Maria de Fátima Guimarães
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 01 de julho de 2015.

DEDICO

A Deus, por me dar força e sabedoria para vencer esta importante etapa da minha vida.

Aos meus familiares, pelo incentivo e confiança que depositaram em mim.

Ao meu esposo, Emilson de Oliveira Júnior, por me apoiar e incentivar em todos os momentos da minha trajetória acadêmica. Seus conselhos e companheirismo jamais serão esquecidos.

Ao meu filho Gabriel, que com a maternidade me tornou uma mulher plena.

AGRADECIMENTO (S)

Ao professor Dr. João Tavares Filho, pelos conselhos, orientação e ajuda ao longo da tese.

À pesquisadora Dr^a Graziela Moraes de Cesare Barbosa, pela coorientação e ajuda ao longo da tese.

Ao Instituto Agrônomo do Paraná - IAPAR, por permitir a instalação, operação e realização do experimento da tese, e também por ceder toda estrutura necessária para obtenção, análise e discussão dos dados da tese, em especial ao funcionário José Francirlei de Oliveira, pela ajuda valiosa na condução do experimento e análise dos dados.

À Universidade Estadual de Londrina – UEL, por oportunizar a realização do doutorado no programa de Pós-Graduação em Agronomia.

À Universidade Estadual do Norte do Paraná – UENP, por apoiar a realização do doutorado e pela concessão de TIDE Capacitação ao longo do curso.

A todos que fazem parte do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – PGAGR, especialmente aos professores pelos ensinamentos ao longo do curso e à secretária, Weda Aparecida Westin, pela valiosa ajuda e atenção.

A todos os colegas de turma, especialmente Hudson do Vale de Oliveira, pela amizade, apoio e companheirismo ao longo do curso.

À professora Dr^a Inês Cristina de Batista Fonseca, pela ajuda com os dados da tese.

Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização da tese.

Muito Obrigado.

OLIVEIRA, Jully Gabriela Retzlaf de **Aplicação de Dejeito Animal em Área de Semeadura Direta**: riscos ambientais devido a perda de solo, água e nutrientes por erosão. 2015. 118 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2015.

RESUMO

O manejo do solo pode interferir nas taxas de erosão ocorridas em um solo, influenciando as perdas de solo, água e nutrientes. O Sistema Plantio Direto é uma prática conservacionista que permite a redução da perda de solo, porém, não apresenta a mesma eficácia para as perdas de água e, conseqüentemente, de nutrientes. O aumento da produção de suínos e aves no Brasil na última década culminou no acréscimo considerável do volume de dejeito gerado e, sua utilização como fertilizante do solo, tornou-se uma alternativa de adubação das culturas. Os resíduos de animais constituem uma excelente fonte de nutrientes, especialmente nitrogênio - N e fósforo - P, por outro lado, aplicações em quantidades elevadas de dejetos podem extrapolar os benefícios do fertilizante e aumentar os riscos ambientais, implicando em altas cargas de nutrientes, metais e patógenos entre outros, no ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar as perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial e os riscos ambientais advindos destas perdas em Latossolo Vermelho distroférico cultivado no Sistema de Plantio Direto e submetido a adubações orgânicas com dejeito líquido suíno e cama de aviário e adubação mineral. As avaliações foram realizadas na área experimental do IAPAR em Londrina - PR em um Latossolo Vermelho Distroférico, submetido ao Sistema de Plantio Direto. Os tratamentos constituíram de Controle (sem adubação); adubação mineral - AM (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); doses de Dejeito Líquido Suíno – DLS: DLS 100 (equivalente a 60 kg N ha⁻¹), DLS 200 (equivalente a 120 kg N ha⁻¹) e doses de Cama de Aviário – CA: CA100 (equivalente a 60 kg N ha⁻¹) e CA 200 (equivalente a 120 kg N ha⁻¹). As avaliações foram realizadas através de chuva simulada em dois períodos (junho/2010 e setembro/2012). As perdas de água em 2010 ocorreram em todos os tratamentos avaliados. Em 2012, as perdas de água ocorreram nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200. As perdas de solo por escoamento superficial em 2010 não excederam o limite máximo permitido pelo CONAMA. Em 2012 as perdas de solo excederam o limite nos tratamentos DLS100, DLS200 e no Controle. As concentrações de NH₄⁺, Cu e Zn no escoamento superficial em 2010 excederam o valor crítico estipulado pela resolução 357 do CONAMA em todos os tratamentos avaliados. As concentrações de P disponível em 2010 estão abaixo do valor crítico para todos os tratamentos avaliados. As concentrações de NO₃⁻ em 2010 foram superiores ao valor crítico para os tratamentos AM, DLS100, DLS200 e CA100. As concentrações de NH₄⁺, P disponível e Cu em 2012 ultrapassaram o valor crítico nos tratamentos Controle, AM, DLS 100 e DLS 200. As concentrações de NO₃⁻ e Zn em 2012 foram muito menores do que o valor crítico para todos os tratamentos estudados. As concentrações de NH₄⁺, NO₃⁻, P_{disp.}, Zn e Cu no escoamento superficial observadas neste experimento constituem uma fonte poluidora para águas superficiais.

Palavras-chave: Dejeito líquido suíno. Cama de aviário. Erosão hídrica. Poluição ambiental.

OLIVEIRA, Jully Gabriela Retzlaf de **Application of Animal Manure in No-Till Area: environmental risks due to soil, water and nutrients losses by erosion**. 2015. 118 p. Tese de Doutorado (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2015.

ABSTRACT

Soil management can interfere in erosion rates occurring in the soil, influencing the soil, water and nutrients losses. The no-tillage system is a conservation practice that allows the reduction of soil loss, but not equally effective for water losses and therefore nutrient. The increased production of pigs and poultry in Brazil in the last decade resulted in considerable increase in the volume of generated waste product and its use as a soil fertilizer, has become an alternative crop fertilization. Animal waste are an excellent source of nutrients, particularly nitrogen – N and phosphorus - P, on the other hand, applications in high amounts of waste can exceed the benefits of fertilizer and increase environmental hazards, resulting in high loads of nutrients, pathogens, and other metals in the environment. The objective of this study was to evaluate the water, soil and nutrients losses in runoff and environmental risks from these losses in a Oxisol cultivated in No-Till System and subjected to organic fertilization with pig slurry and poultry manure and mineral fertilizer. The evaluations were performed in the experimental area of IAPAR in Londrina - PR for a Oxisol, submitted to No-Till System. The treatments were control (without fertilizer); mineral fertilizer - MF (60 kg N ha⁻¹ using the formula 10-30-10); Pig Slurry – PS doses: PS 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹), PS 200 (equivalent to 120 kg N ha⁻¹) and Poultry Manure - PM doses: PM 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹) and PM 200 (equivalent to 120 kg ha⁻¹). The evaluation was performed using simulated rain in two periods (June / 2010 and September / 2012). Water loss in 2010 occurred in all treatments. In 2012, water loss occurred in the control, MF, PS100 and PS200 treatments. Soil loss in runoff in 2010 did not exceed the maximum extent permitted by CONAMA. In 2012 soil loss exceeded the limit in PS100, PS200 and Control treatments. The NH₄⁺, Cu and Zn concentrations in surface runoff in 2010 exceeded the critical value stipulated by Resolution 357 of CONAMA in all treatments. The P concentrations available in 2010 are below the critical value for all treatments. The NO₃⁻ concentrations in 2010 were higher than the critical value for the MF, PS100, PS200 and PM100 treatments. The NH₄⁺, P, and Cu concentrations in 2012 exceeded the critical value in Control, MF, PS100, PS 200 treatments. The NO₃⁻ and Zn concentrations in 2012 were much lower than the critical value for all treatments. The NH₄⁺, NO₃⁻, P_{disp.}, Zn and Cu concentrations in runoff observed in this experiment are a source of pollution to surface waters.

Key words: Pig dlurry. Poultry manure. Water erosion. Environmental pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	– Imagem de Satélite da Área do Experimento	57
Figura 3.2	– Bacias Hidrográficas de Londrina	58
Figura 3.3	– Aplicação de Dejeito Líquido Suíno em parcelas do experimento.....	60
Figura 3.4	– Aplicação de Cama de Aviário em parcelas do experimento.....	61
Figura 3.5	– Minissimulador de chuva instalado no campo em 2010	62
Figura 3.6	– Minissimulador de chuva instalado no campo em 2012	62
Figura 3.7	– Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora em 2010	63
Figura 3.8	– Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora 2012	63
Figura 3.9	– Perdas de água para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha-1 através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha-1; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha-1; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha-1 e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha-1. Média de quatro repetições	66
Figura 3.10	– Perdas de solo para os anos de 2010 e 2012 em relação ao limite estabelecido pela resolução 357 do CONAMA (500 mg/L para água doce de classe I). Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha-1 através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha-1; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha-1; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha-1 e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha-1. Média de quatro repetições.	69
Figura 4.1	– Imagem de Satélite da Área do Experimento	78
Figura 4.2	– Bacias Hidrográficas de Londrina	79
Figura 4.3	– Aplicação de Dejeito Líquido Suíno em parcelas do experimento.....	81
Figura 4.4	– Aplicação de Cama de Aviário em parcelas do experimento.....	83
Figura 4.5	– Minissimulador de chuva instalado no campo em 2010	83

Figura 4.6	–	Minissimulador de chuva instalado no campo em 2012	84
Figura 4.7	–	Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora em 2010	84
Figura 4.8	–	Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora 2012	85
Figura 4.9	–	Concentração de NH ₄ ⁺ para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha ⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ . Média de quatro repetições. O valor limite para o Nitrogênio amoniacal total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 3,7 mg/L para água doce de classe I, para pH ≤ 7,5	87
Figura 4.10	–	Concentração de NO ₃ ⁻ para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha ⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ . Média de quatro repetições. O valor limite para NO ₃ ⁻ estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 10 mg/L para água doce de classe I	89
Figura 4.11	–	Concentração de P disp. para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha ⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha ⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha ⁻¹ . Média de quatro repetições. O valor limite para P total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,1 mg/L para água doce de classe I, ambiente lótico	92

Figura 4.12 – Concentração de Cu para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições. O valor limite para Cu dissolvido estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,009 mg/L para água doce de classe I96

Figura 4.13 – Concentração de Zn para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições. O valor limite para Zn total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,18 mg/L para água doce de classe I97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Composição típica de vários materiais orgânicos de origem animal.....	29
Tabela 2	- Produção de dejetos suínos em diferentes categorias de maturação	32
Tabela 3	- Função Biológica, toxicidade para plantas e animais e classificação e risco à saúde humana de alguns elementos-traços importantes.....	50
Tabela 3.1	- Densidade do solo (Ds) e de partículas (Dp), Porosidade total (PT), macro e microporosidade de um Latossolo Vermelho distroférico da área experimental.....	58
Tabela 3.2	- Sequencia das culturas implantadas entre 2008 e 2012 na área experimental.	59
Tabela 4.1	- Sequencia das culturas implantadas entre 2008 e 2012 na área experimental	80
Tabela 4.2	- Teores de nutrientes presentes no dejetos líquido de suíno em junho/2010	81
Tabela 4.3	- Teores de nutrientes presentes no dejetos líquido de suíno em maio/2012	81
Tabela 4.4	- Teores de nutrientes presentes na cama de aviário em junho/2010	82
Tabela 4.5	- Teores de nutrientes presentes na cama de aviário em maio/2012	82
Tabela 4.6	- Padrões de qualidade de água para Classe I, Águas Doces	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIEC	Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes
ABIEPCS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne
Suína	
ADA	Argila Dispersa em Água
ARS	Água Residuária de Suinocultura
Ca	Cálcio
CA	Cama de Aviário
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cu	Cobre
DLS	Dejeto Líquido Suíno
DMG	Diâmetro Médio Geométrico
DMP	Diâmetro Médio Ponderado
IAPAR	Instituto Agrônômico do Paraná
IEA	Índice de Estabilidade de Agregados
K	Potássio
FATMA	Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
LVEf	Latossolo Vermelho eutroférico
N	Nitrogênio
P	Fósforo
SEMA	Secretaria do Ambiente e Recursos Hídricos
SPD	Sistema Plantio Direto
VI	Valor de Investigação
VP	Valor de prevenção
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	EROSÃO DO SOLO	17
2.2	PLANTIO DIRETO E A PERDA DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES	23
2.3	APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS NO SOLO	28
2.3.1	DEJETO LÍQUIDO SUÍNO	31
2.3.2	CAMA DE AVIÁRIO	36
2.3	PERDA DE SOLO E ÁGUA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO DE ANIMAIS	38
2.4	USO DE DEJETO DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTES: PERDA DE NUTRIENTES E OS RISCOS AMBIENTAIS	40
3	ARTIGO A – PERDA DE SOLO E ÁGUA SOB CHUVA SIMULADA EM ÁREA DE PLANTIO DIRETO SUBMETIDO A ADUBAÇÃO MINERAL E DEJETO DE ANIMAIS	54
3.1	RESUMO	54
3.2	ABSTRACT	55
3.3	INTRODUÇÃO	55
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	57
3.4.1	APLICAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO SUÍNO	59
3.4.2	APLICAÇÃO DA Cama de Aviário	60
3.4.3	AVALIAÇÕES SOB CHUVA SIMULADA	61
3.4.4	PARÂMETROS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DA PERDA DE SOLO	64
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
3.5.1	PERDA DE ÁGUA	65
3.5.2	PERDA DE SOLO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL, SOB CHUVA SIMULADA	68
3.6	CONCLUSÕES	72

4	ARTIGO B – RISCOS AMBIENTAIS DECORRENTES DA CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM SOLO CULTIVADO NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO E SUBMETIDO A ADUBAÇÕES ORGÂNICAS E MINERAL.....	73
4.1	RESUMO.....	73
4.2	ABSTRACT.....	74
4.3	INTRODUÇÃO	75
4.4	MATERIAL E MÉTODOS	77
4.4.1	APLICAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO SUÍNO	80
4.4.2	APLICAÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO	82
4.4.3	AVALIAÇÕES SOB CHUVA SIMULADA.....	83
4.4.4	PARÂMETROS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DOS DADOS.....	86
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
4.5.1	CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO - NH_4^+ NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	87
4.5.2	CONCENTRAÇÃO DE NITRATO - NO_3^- NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	88
4.5.3	CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DISPONÍVEL $\text{P}_{\text{DISP.}}$ NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	91
4.5.4	CONCENTRAÇÕES DE CU E ZN NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	95
4.6	CONCLUSÕES	99
5	CONCLUSÕES GERAIS.....	100
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
	REFERÊNCIAS.....	103

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda global por carne e seus derivados estimulou a expansão da criação de animais no Brasil, colocando o país em 2º lugar na produção mundial de bovino (ABIEC, 2011), em 4º lugar na produção mundial de suíno (ABIPECS, 2014) e em 3º lugar na produção mundial de aves (União Brasileira de Avicultura, 2013). No entanto, o aumento dessa atividade tem contribuído para um acréscimo considerável do volume de dejetos gerado e, sua utilização como fertilizante do solo, tornou-se uma alternativa de adubação das culturas.

Os resíduos de animais constituem uma excelente fonte de nutrientes, especialmente nitrogênio - N e fósforo - P, e quando manejados adequadamente, podem suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante químico na produção de grãos e pastagens (KONZEN; ALVARENGA, 2005). Por outro lado, aplicações em quantidades elevadas de dejetos podem extrapolar os benefícios do fertilizante e aumentar os riscos ambientais, implicando em altas cargas de nutrientes (nitrogênio - N, fósforo - P, cobre - Cu e zinco - Zn), metais e patógenos entre outros no ambiente (SEGANFREDO, 2000). Esses elementos poderiam ser acumulados em altos níveis comprometendo a qualidade do solo e da água, causando contaminação ambiental e restrição de uso para determinadas finalidades.

Alguns estudos tem avaliado o efeito da aplicação de dejetos de animais como fertilizante e os riscos ambientais, com destaque para perda de nutrientes no escoamento superficial e a poluição de fontes superficiais (CERETTA et al., 2005; DAL BOSCO et al., 2008; BERTOL et al., 2010; SILVEIRA et al., 2011 e LOURENZI et al., 2014 b), a lixiviação de nutrientes e a contaminação de fontes subterrâneas (CAOVILLA et al., 2005; FEY et al., 2010; JADOSKI et al., 2010) e as implicações ambientais devido ao uso de dejetos no solo (HOODA et al., 2001; SHIGAKI et al., 2006 a e b; VEIGA e PANDOLFO, 2010; HENTZ e CARVALHO, 2014).

É conveniente lembrar, todavia, que não se deve preocupar somente com o tipo de dejetos utilizados, é preciso se atentar para a forma de aplicação, a dose e o método de preparo do solo para que o suposto efeito benéfico da adubação orgânica não seja extrapolado, tornando seu uso de um melhorador da qualidade do solo a um poluidor em potencial.

Nesse sentido, diversas pesquisas tem avaliado a influência dos métodos de preparo do solo e do tipo de adubação nas perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial (EGHBALL e GILLEY, 1999; BERTOL et al., 2007; GILLEY, EGHBALL e MARX, 2007; PELES, 2007; ALLEN e MALLARINO, 2008; FUSCO et al., 2009; GILLES et al., 2009; LEMOS, 2011), evidenciando a aplicação de dejetos de animais em solos cultivados no sistema plantio direto – SPD.

O plantio direto é uma técnica eficaz para redução da perda de solo por erosão hídrica, porém não apresenta a mesma eficácia de redução para as perdas de água e nutrientes. A superfície de solo apresenta-se geralmente consolidada, condição que, com o tempo, favorece a conservação do solo mas, em considerável parte dos casos, desfavorece a conservação da água, favorecendo sua perda (GILLES et. al., 2009). Além disso, o plantio direto tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo, pela não inversão da sua camada arável (BERTOL et al., 2007), favorecendo a dissolução dos mesmos na água, bem como o seu transporte via escoamento superficial.

Portanto, torna-se relevante analisar vários aspectos ligados à utilização de dejetos de animais como fertilizante em área manejada no sistema plantio direto tais como: a) a perda de água e solo com aplicação de dejetos líquidos suíno e cama de aviário e b) a concentração de nutrientes no escoamento superficial e os riscos ambientais com a aplicação de dejetos líquidos suíno e cama de aviário.

O estudo das perdas de água, solo e concentração de nutrientes com aplicação de dejetos de animais, além de indicar os riscos ambientais envolvidos nesta atividade, pode servir de fomento para futuras discussões a respeito da reciclagem agrícola, adubação orgânica, diminuição do uso de agrotóxicos e disposição correta de dejetos de animais do ponto de vista ambiental, técnico e econômico.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial e os riscos ambientais advindos destas perdas em Latossolo Vermelho distroférico cultivado no Sistema de Plantio Direto e submetido a adubações orgânicas com dejetos líquidos suíno e cama de aviário e adubação mineral.

A tese está estruturada em sete capítulos, sendo o capítulo 1 esta introdução. O capítulo 2 apresenta uma revisão de literatura voltada para discussão teórica sobre a aplicação de dejetos de animais em áreas manejadas no sistema

plântio direto, enfatizando os problemas ambientais decorrentes da utilização do dejetto líquido suíno – DLS e cama de aviário – CA como fertilizantes do solo. Os capítulos 3 e 4 estão organizados na forma de artigos científicos e apresentam o material e método, resultados e discussão da tese. Os capítulos 5 e 6 reúnem as conclusões gerais do trabalho e apresentam as considerações finais respectivamente e por último o capítulo 7 traz as referências bibliográficas utilizadas no trabalho.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 EROÇÃO DO SOLO

Entende-se por erosão o processo de esculturação do relevo, que se dá através dos agentes externos (chuva, rio, gelo, vento e mar), ou seja, um conjunto de ações que modelam a paisagem, entretanto para o pedólogo e agrônomo é considerada principalmente sobre o ponto de vista da destruição dos solos – a erosão acelerada, entendida como processo erosivo que ocorre, em geral, devido à ação antrópica (LIMA-E-SILVA et. al., 2002). A erosão acelerada transporta o solo a um ritmo muito mais rápido que aquele que foi formado, ocorrendo quando variam as condições da cobertura vegetal e o estado físico da superfície do terreno (STRAHLER, 1986).

A erosão normal é sinônimo de erosão geológica, ou ainda, erosão natural exercida pelos agentes exodinâmicos, em oposição à erosão acelerada ou biológica, na qual o homem intervém como agente acelerador (GUERRA, 1994). A “erosão natural” ocorre ao longo de milhares de anos, remetendo-se ao tempo geológico e a erosão acelerada se limita ao curto espaço de tempo histórico, ligada diretamente às atividades antrópicas, também denominada de “erosão antrópica

A interferência humana pode apressar ou retardar os processos erosivos. No caso dos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, submetidos ao regime de chuva tropical (com altos índices pluviométricos), com tendência de formação de espessos regolitos (onde a erosão natural se dá com maior intensidade), o quadro de degradação se agrava à medida que são utilizadas práticas de manejo inadequado do solo, ausência de lutas sociais para conservação e manutenção das áreas férteis e descaso dos órgãos competentes no tocante às práticas conservacionistas de utilização do solo (GUERRA, 2003).

A erosão é entendida como a destruição das saliências ou reentrâncias do relevo exercido pelas águas correntes carregadas de sedimentos, onde uma fase de erosão (gliptogênese) corresponde, de modo simultâneo, uma fase de sedimentação (litogênese), promovendo a gradação, que consiste no

processo que envolve rebaixamento de áreas através de degradação do relevo e o entulhamento de outras, conhecido por agradação (GUERRA, 1978).

A erosão hídrica é manifestada pelo desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pelo escoamento superficial, que transporta partículas de solo em suspensão e elementos nutritivos essenciais em dissolução (RUFINO; BISCAIA, MERTEN, 1996), resultando em degradação do solo e poluição ambiental.

O processo erosivo começa quando as gotas de chuva batem na superfície do solo e destroem os agregados, e termina com três etapas seguintes: a) as partículas do solo se soltam; b) o material desprendido é transportado e c) o material transportado é depositado (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Como a erosão é um processo predominantemente de superfície, as condições físicas da camada superficial do solo, externas e internas, são as que irão determinar as perdas totais de solo e água. Essas condições irão depender do tipo de uso do solo e da forma como este e a cultura são manejados, os quais irão induzir diferentes graus de cobertura, rugosidade e consolidação superficiais, bem como diferentes características e propriedades físicas internas do solo, como o volume total e a distribuição de tamanho de poros, estabilidade e distribuição de tamanho de agregados, além do conteúdo de matéria orgânica. Essas condições influenciarão na resistência do solo à ação erosiva da chuva e da enxurrada, na facilidade de infiltração da água e no seu movimento no interior do solo, resultando em maior ou menor perda de solo e água por erosão hídrica (BAGATINI et al., 2011).

A perda de solo é determinada pela erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento do declive, declividade, cobertura e manejo do solo e práticas conservacionistas (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A erosão é causada por forças ativas, como as características das chuvas, a declividade e comprimento do declive do terreno e a capacidade que tem o solo de absorver água. E por forças passivas, como a resistência que exerce o solo à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal. Sendo assim, os fatores que influem na erosão são: chuva, infiltração, topografia do terreno, cobertura vegetal e natureza do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A chuva é um dos fatores climáticos de maior importância na erosão dos solos. O volume e a velocidade da enxurrada dependem da intensidade, duração e frequência da chuva (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A infiltração é o movimento da água dentro da superfície do solo. Quanto maior sua velocidade, menor a intensidade de enxurrada na superfície e, conseqüentemente reduz a erosão (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A topografia do terreno, representada pela declividade e pelo comprimento dos lançantes, exerce acentuada influência sobre a erosão. O tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água dependem da velocidade com que ela escorre, e essa velocidade é uma resultante do comprimento do lançante e do grau de declive do terreno. Em relação ao comprimento de rampa, à medida que o caminho percorrido vai aumentando, não somente as águas vão-se avolumando proporcionalmente como, também, a sua velocidade de escoamento vai aumentando progressivamente (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão. O efeito da vegetação consiste em: a) proteção direta contra o impacto das gotas de chuva; b) dispersão a água, interceptando-a e evaporando-a antes que atinja o solo; c) decomposição das raízes forma canalículos no solo, favorecendo a erosão; d) melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica, aumentando a capacidade de retenção de água; e) diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, em virtude da dissipação de energia cinética das gotas da chuva, a qual diminui a desagregação das partículas de solo e o selamento superficial e aumenta a infiltração de água. Ela atua ainda na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, na capacidade erosiva da enxurrada (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003). Por sua vez, a desagregação e o transporte das partículas de solo são bastante diminuídos, o que irá refletir-se em menor escoamento superficial, concentração de sedimentos na enxurrada e perda de solo (VOLK, COGO; STRECK, 2004).

Quando incorporados ao solo, os resíduos culturais melhoram sua estrutura e servem como fonte de alimento à microbiota terrestre, o que, juntamente com o desenvolvimento radicular das plantas, resulta em condições favoráveis à agregação e estabilização do solo (VOLK, COGO E STRECK, 2004).

O processo erosivo não se dá de maneira uniforme em todos os solos. A resistência do solo aos processos de despreendimento e transporte depende, em parte, de seus atributos físicos tais como: textura, densidade do solo, porosidade, matéria orgânica, estabilidade dos agregados e ph do solo, além de ser influenciada pela posição topográfica, encosta, e grau de alteração dos materiais (MORGAN, 1996; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005; GUERRA, 1995). A interferência antrópica em alguns destes fatores, seja de maneira indireta, ou através de atividades diretas, pode apressar ou retardar o processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Algumas frações granulométricas são removidas mais facilmente do que outras. A remoção de sedimento é maior na fração de areia média e diminui nas partículas maiores ou menores. As areias apresentam os maiores índices de erodibilidade. Alguns trabalhos apontam que quanto maior o teor de silte, maior a suscetibilidade dos solos em serem erodidos. As argilas podem dificultar a infiltração da água, por outro lado, são mais difíceis de serem removidas (GUERRA, 1995).

Segundo Morgan (1996) as partículas mais finas são mais difíceis de erosionar devido a coesão dos minerais argilosos que compõe, além de serem protegidas pelas mais grossas, de modo que, aquelas não são removidas até que a força cortante seja suficientemente grande para retirar as partículas maiores.

Para o autor, as partículas entre 0,063 e 0,250mm são despreendidas facilmente pelo impacto das gotas de chuva. As partículas que mais se despreendem com o fluxo superficial estão entre 0,1 e 0,3mm. Os sedimentos transportados no fluxo superficial são pobres em partículas maiores de 1mm e rico em materiais mais finos, resultando em solos mais arenosos na área afetada pela erosão e solos mais argilosos em áreas de deposição dos sedimentos. Solos com alto teor de limo (40 a 60%) são muito erodíveis (MORGAN, 1996).

O teor de matéria orgânica afeta de diversas maneiras a erosão dos solos, dependendo de outras propriedades, como a textura. A matéria orgânica compreende toda substância morta no solo, tendo seu efeito agregante sobre o solo aumentado com o aumento da intensidade de decomposição do material vegetal morto (PRIMAVESI, 1987).

Para Greenland et al (apud GUERRA, 1995) solos com menos de 3,5% de matéria orgânica possuem agregados instáveis, contudo para De Ploye

(apud GUERRA, 1995) solos com menos de 2% de matéria orgânica possuem baixa estabilidade de agregados.

A matéria orgânica melhora a aeração do solo e, incrementa a capacidade de conservação da umidade, para liberação para as raízes das plantas, favorecendo a penetração de raízes e o crescimento de microorganismos benéficos e macrofauna (BENNETT, 1955).

Quanto menor os índices de matéria orgânica, menor a resistência dos agregados ao impacto das gotas de chuva, estes são facilmente quebrados formando crostas na superfície, dificultando a infiltração, aumentando o escoamento superficial e a perda de solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Matéria orgânica é um agente aglutinador, sendo mais eficaz em solos que contém pequenas quantidades de argila (BAVER, GARDNER e GARDNER, 1973). O material orgânico reflete no aumento da fertilidade e diminuição da erodibilidade do solo, prevenindo a perda de solo e água (BENNETT, 1955).

Existe uma alta correlação entre matéria orgânica e a agregação em solos que contêm menos de 25% de argila, para os que contêm mais de 35% a correlação é significativa, porém não é tão alta. A argila e os colóides orgânicos causam a maior parte da agregação do solo, resultando em complexos argilo-orgânicos quando se interagem (BAVER; GARDNER e GARDNER, 1973).

Nos solos arenosos a matéria-orgânica promove a aglutinação das partículas firmando a estrutura e diminuindo o tamanho dos poros ampliando a capacidade de retenção de água (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A estrutura tem efeito pronunciado na erosão hídrica. Em geral, um solo com estrutura de boa qualidade apresenta boa capacidade de retenção, infiltração, permeabilidade e armazenamento de água no seu interior, o que, no conjunto, irá refletir-se em menor erodibilidade (VOLK, COGO E STRECK, 2004).

A formação de diferentes classes de tamanho dos agregados é influenciada pela matéria orgânica, cuja quantidade irá permitir maior ou menor agregação, resultando em menor ou maior perda de solo, em decorrência da maior resistência à desagregação e dispersão (CASTRO FILHO et. al., 1998).

A agregação do solo pode ser avaliada pelo teor de matéria orgânica, responsável pela força de agregação por meio de ligação entre partículas de argila, polímeros orgânicos e cátions polivalentes (CASTRO FILHO, 2001). A alta

estabilidade dos agregados reduz a erodibilidade, possibilitando a existência de elevado índice de porosidade e aumento das taxas de infiltração (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005; GUERRA, 1995, 2003; MORGAN, 1996).

A matéria orgânica propicia maior estabilidade aos agregados do que a argila. A alta estabilidade dos agregados no solo reduz sua erodibilidade, possibilitando a existência de elevado índice de porosidade, aumentando as taxas de infiltração e reduzindo o runoff, além de propiciar maior resistência ao impacto das gotas de chuva (GUERRA, 1995). Os solos com agregados estáveis mantêm melhor seus espaços porosos, no entanto, solos argilosos ou com minerais instáveis tendem a permitir baixa capacidade de infiltração.

No solo ocorre um efeito sinérgico entre o aumento dos estoques de matéria orgânica e os processos que levam ao aumento da estabilidade dos agregados, ou seja, pode-se estabelecer uma relação causa-efeito entre agregação e a matéria orgânica, na qual o aumento da estabilidade de agregados do solo é ao mesmo tempo uma causa e uma consequência dos maiores estoques de matéria orgânica do solo (RICHART et. al., 2005).

Os métodos de preparo do solo variam em extensão de superfície do terreno trabalhada, em profundidade de preparo e em grau de fragmentação da massa de solo mobilizada. Decorrente disso, eles variam quanto à percentagem de cobertura do solo por resíduos culturais e aos graus de rugosidade e consolidação superficiais do solo (GILLES et. al., 2009). O preparo e manejo do solo e a erosão estão intimamente relacionadas, desse modo as perdas de solo aumentam rapidamente até níveis inaceitáveis, quando se utilizam práticas inadequadas de manejo. As operações de preparo do solo influenciam fortemente a erosão hídrica das áreas cultivadas, alterando o microrrelevo e a cobertura por resíduos vegetais e promovendo a exposição da superfície do solo à ação da chuva e da enxurrada (PANACHUKI et al, 2011).

O uso de sistemas convencionais de manejo do solo, caracterizado por resultar em toda a extensão da superfície do solo trabalhada, em considerável profundidade de preparo e em elevado grau de fragmentação do volume de solo mobilizado (GILLES et. al., 2009) pode elevar as perdas de nutrientes e de matéria orgânica por erosão hídrica, os custos financeiros e os riscos ambientais (PANACHUKI et al, 2011).

A erosão reduz a umidade disponível no solo propiciando as condições de aridez. Diretamente observa-se a perda da produtividade, a princípio, limitando as espécies a serem cultivadas e o aumento do uso de fertilizantes aplicados nos solos para manter a produção de alimento (MORGAN, 1996).

Para evitar a degradação do solo e controlar a erosão é necessário adoção de práticas de conservação do solo e da água e estas são divididas em práticas edáficas e culturais (adoção de modificações no sistema de cultivo, juntamente com a utilização de práticas agrícolas corretas, mantendo a fertilidade do solo e proteção contra erosão); práticas vegetativas (utilização da vegetação para proteção do solo) e práticas mecânicas (construção de estruturas artificiais buscando controlar a enxurrada) (TAVARES FILHO, 2013).

2.2 PLANTIO DIRETO E A PERDA DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES

A técnica do plantio direto consiste no mais baixo grau de mobilização do solo, em todos os seus aspectos (extensão de superfície do terreno trabalhada, profundidade de preparo e grau de fragmentação do volume de solo mobilizado). Nesse método, o solo é rompido apenas para se colocar nele as sementes ou mudas/partes vegetativas das plantas, ficando os resíduos culturais remanescentes de culturas anteriores quase todos na superfície. Apresenta o menor grau de rugosidade superficial e nenhum valor adicional de porosidade total da camada arável, dentre todos, além de resultar em uma superfície de solo geralmente consolidada, condição que, com o tempo, favorece a conservação do solo mas, em considerável parte dos casos, desfavorece a conservação da água (GILLES et. al., 2009). Também, sob longos comprimentos de rampa e, ou, maiores inclinações do terreno, além de elevadas perdas de água na forma de enxurrada, as perdas de solo por erosão hídrica podem ser relativamente elevadas na semeadura direta (BERTOL et al., 2007).

Diversas pesquisas têm demonstrado a eficácia dos preparos conservacionistas de solo no controle da erosão, com reduções de 50 a 95 % nas perdas de solo, em relação ao preparo convencional. No entanto, as perdas de água, de modo geral, têm sido variadas e bem menos influenciadas pela cobertura

superficial morta do que as perdas de solo, podendo ser superiores ora na semeadura direta, ora no preparo reduzido, ora no preparo convencional, ou mesmo semelhantes entre os diferentes métodos de preparo do solo, dependendo de condições, tais como: regime de chuva, tipo de solo, topografia e sequência/rotação cultural (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003).

A menor eficácia da semeadura direta no controle da perda de água, comparada à perda de solo, deve-se ao fato de que, independentemente do tipo de preparo utilizado, o solo apresenta capacidade finita de infiltração de água, a partir da qual a taxa de enxurrada tende a se igualar nos diferentes tipos de preparo. Por outro lado, a técnica de semeadura direta tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo, pela não inversão da sua camada arável, o que favorece a concentração de nutrientes na enxurrada. A erosão hídrica, por ser seletiva, preferencialmente transporta os sedimentos mais finos, de menor diâmetro e de baixa densidade, constituídos, sobretudo, de coloides minerais e orgânicos e normalmente enriquecidos de elementos minerais (BERTOL et al., 2007).

Em decorrência da ideia equivocada de que o sistema plantio direto constitui prática conservacionista suficiente para controlar integralmente a erosão hídrica, o terraceamento passou a ser considerado supérfluo e indiscriminadamente desfeito, além do abandono da semeadura em contorno e à adoção da semeadura paralela ao maior comprimento da gleba, independentemente do sentido do declive (DENARDIN et al, 2008).

A ausência de preparo de solo e a cobertura permanente não tem propiciado condição suficiente para conter a erosão hídrica, sendo, portanto, necessário associar outras práticas que sejam eficientes barreiras físicas ao escoamento superficial, principalmente em condições de declives acentuados e pendentes longas (DENARDIN et al, 2008). Nesse sentido, faz-se necessário a adoção de práticas conservacionistas complementares à cobertura do solo propiciada pelo sistema plantio direto - SPD, como os terraceamentos, plantio em nível, dentre outros, ou seja, práticas que permitam diminuir as forças do processo erosivo.

Devido a não mobilização da camada arável, a técnica de semeadura direta normalmente resulta em acúmulo de nutrientes na superfície do solo, causado pela aplicação superficial de fertilizantes e corretivos ou pela pequena profundidade no solo, e também pela decomposição dos restos culturais que se

encontram em superfície. Esses fatos favorecem a concentração de nutrientes na enxurrada (GILLES et. al., 2009).

O modo de aplicação, o local e a profundidade no solo onde os adubos são colocados influenciam na concentração de nutrientes na enxurrada. Normalmente os nutrientes aplicados por meio das adubações ficam concentrados na superfície do solo, o que facilita suas perdas com material integral da erosão (partículas de solo + água de escoamento superficial). A aplicação de corretivos e fertilizantes em superfície irá favorecer a dissolução dos mesmos na água que se encontra retida nas microdepressões de armazenamento superficial e nos resíduos culturais, bem como o seu transporte via escoamento superficial, que, favorece sobremaneira a perda de nutrientes por erosão, mais do que se eles tivessem sido incorporados ao solo (GILLES et. al., 2009).

O processo de remoção dos nutrientes com a erosão do solo tende a ser seletivo, uma vez que a matéria orgânica e as partículas mais finas do solo, ambas ricas em nutrientes, são mais vulneráveis às perdas do que as frações mais grosseiras do solo. A matéria orgânica é o primeiro constituinte do solo a ser removido pela erosão, por causa de sua maior concentração na superfície do solo e de sua baixa densidade. Além disto, os teores de nutrientes são mais elevados no sedimento perdido em relação à composição química original do solo (CASSOL et. al., 2002).

Vários trabalhos tem sido desenvolvidos com o objetivo de avaliar a perda de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de preparo e manejo do solo, abordando os convencionais, os reduzidos e a semeadura direta.

Schick et. al. (2000) avaliaram a erosão hídrica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo, sendo: aração + duas gradagens, escarificação + gradagem e semeadura direta, ambos com rotação e sucessão de culturas. Concluíram que a semeadura direta é mais eficaz no controle das perdas de solo, enquanto as perdas de água seguem a mesma tendência; sendo as perdas de água menos influenciadas pelo manejo do que as perdas de solo.

Em concordância, Beutler et. al. (2003) estudando as perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico concluíram que a semeadura direta, tanto envolvendo rotação de culturas no inverno e verão quanto envolvendo rotação

de preparos, foi mais eficaz no controle das perdas de solo e água do que os demais tratamentos (preparo convencional, cultivo mínimo, rotação de preparos).

Também Cassol e Lima (2003) constataram que em sistemas de semeadura direta, as perdas de água nas áreas em entressulcos são consideravelmente reduzidas em relação ao solo descoberto (preparo convencional sem resíduos), porém não são menores do que quando há preparo convencional do solo com incorporação de resíduos. Já as taxas de perdas de solo por erosão foram reduzidas em torno de 90% pelo sistema de semeadura direta em relação ao solo descoberto e ao preparo convencional.

Estudando a erosão em sulcos em diferentes preparos do solo: preparo convencional recente, preparo convencional consolidado por dois meses, plantio direto sem presença de palha e plantio direto com presença de palha, Schäfer et al. (2001) concluíram que a descarga sólida, a desagregação e a concentração de sedimento foram maiores no convencional recente, intermediárias no convencional consolidado e plantio direto sem palha e menores no plantio direto com palha, estando relacionadas com a consolidação, agregação e cobertura do solo.

No mesmo sentido Valim e Panachuki (2010) encontraram maiores perdas de solo no sistema de plantio convencional, enquanto as maiores perdas de água foram observadas nos tratamentos sob sistema de plantio convencional e sistema de plantio direto sem cobertura do solo.

Avaliando as perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo do solo, Cogo, Levien e Schwarz (2003), concluíram que as perdas de solo foram mais elevadas no preparo convencional, intermediárias no preparo reduzido e mais baixas na semeadura direta, enquanto as perdas de água foram todas muito baixas e similares, mas tendendo a serem maiores no preparo convencional, intermediárias na semeadura direta e menores do preparo reduzido.

Resultados semelhantes foram obtidos por Leite et al. (2004) que avaliaram as perdas de água e solo em diferentes sistemas de manejo: solo sem cultivo com uma aração + duas gradagens; solo com cultivo com uma aração + duas gradagens e cultivos em semeadura direta. Os autores concluíram que a semeadura direta foi mais eficaz do que os demais sistemas no retardamento dos tempos necessários para a enxurrada se iniciar e atingir a taxa máxima de escoamento e mais eficaz na redução das perdas de água.

Guadagnin et al. (2005) observaram que os sistemas conservacionistas de manejo do solo mostraram-se mais eficazes do que o preparo convencional na redução das perdas de solo e água. Comportamento similar foi observado por Souza, Madeira e Figueiredo (2014) ao avaliarem as perdas de solo, água e nutrientes em área cultivada com hortaliças sob sistema de plantio direto. Os autores observaram que os sistemas de plantio direto e de plantio com preparo reduzido apresentam redução de 90% e 45%, respectivamente, nas taxas de perdas de água em relação ao plantio convencional e o plantio direto reduziu em 66% as perdas de solo em relação ao plantio convencional.

Panachuki et al. (2011) avaliaram três sistemas de manejo do solo: semeadura direta, preparo com grade aradora e preparo com escarificador, associados a três níveis de cobertura do solo: 0,0; 2,0; e 4,0 Mg ha⁻¹. Os autores tiveram maiores perdas de solo e de água nos tratamentos sob semeadura direta sem resíduo vegetal, enquanto nesse mesmo sistema de cultivo com a presença dos resíduos ocorreu a maior eficiência no controle da erosão hídrica.

Em desacordo com os resultados discutidos acima, Gilles et al. (2009) avaliando a erosão hídrica na cultura do milho nos métodos de preparo escarificação e semeadura direta notaram que o preparo com escarificação foi mais eficaz no controle da perda de água, matéria orgânica e nutrientes pela erosão, ficando a semeadura direta como a mais eficaz no controle da perda de solo.

Esses dados se assemelham aos obtidos por Lemos (2011) que ao estudar adubações orgânicas (composto de lixo urbano e dejetos líquido suíno) e mineral e tipos de preparo do solo convencional e plantio direto encontrou menores perdas de solo por erosão no sistema plantio direto em relação ao convencional, mas maiores perdas de água por escoamento no sistema direto, refletindo em maiores perdas de nutrientes.

Gilles et al. (2009) ao quantificar as perdas de solo e água por erosão hídrica pluvial empregando métodos de preparo do solo escarificação e semeadura direta e os tipos de adubação mineral e orgânica, verificaram que a perda total da água foi maior na semeadura direta do que na escarificação, independente do tipo de adubação. Por outro lado, a perda total de solo ocorreu somente nos tratamentos com escarificação.

Hernani; kurihara e Silva (1999) concluíram que o plantio direto proporcionou maior concentração média de P no sedimento, maior concentração de

Ca²⁺ em solução e taxa de enriquecimento em P no sedimento do que os sistemas escarificação + gradagem niveladora e gradagens (pesada + niveladora). Por outro lado, os autores argumentam que o plantio direto foi, entre os sistemas estudados, o mais eficaz no controle da erosão, perdendo as menores quantidades totais de nutrientes e de matéria orgânica.

2.3 APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS NO SOLO

A matéria orgânica do solo consiste em uma variedade de substâncias orgânicas, incluindo organismos vivos, restos de organismos que em algum momento ocuparam o solo e compostos orgânicos produzidos pelo metabolismo atual e passado ocorrido no solo. No entanto ao longo do tempo a matéria orgânica é removida do solo na forma de CO₂ produzido pela respiração dos micro-organismos, sendo então, necessárias repetidas adições para manter a matéria orgânica do solo (BRADY; WEIL, 2013).

A adição de material orgânico nos solos influencia positivamente todas as propriedades do solo, aumentando a capacidade de troca catiônica, a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, aspectos fundamentais em solos tropicais altamente intemperizados e ácidos (CORRÊA et al., 2011).

Pesquisas com resíduos de suínos, bovinos e de aves tem destacado o potencial destes resíduos como fonte de macro e micronutrientes, especialmente N e P, resultando em incremento na produtividade das culturas. Também tem apresentado resultados positivos para física e química do solo.

A composição do esterco animal é variável, e influenciada por vários fatores como a espécie animal, a raça, a idade, a alimentação, o material utilizado como cama, o tratamento dado à matéria-prima-esterco, além da quantidade e qualidade dos alimentos, pois quanto mais rica a alimentação, mais rica as dejeções. A conversão efetiva dos alimentos ingeridos pelos animais em crescimento e aumento de peso vivo varia de 40% a 60%, sendo o restante eliminado pelas dejeções. Os bovinos, por sua vez, convertem apenas em torno de 30 a 40% o

alimento ingerido em produção (KIEHL, 1985). A composição típica de vários materiais orgânicos de origem animal são apresentados na tabela 1.

Tabela 1 - Composição típica de vários materiais orgânicos de origem animal.

Materiais orgânicos	C/N	Umidade	g/kg				
			C	N	P	K	Ca
Esterco bovino fresco	20	620	100	5	2,6	6	2
Esterco bovino curtido	21	340	320	15	12	21	20
Esterco de galinha	10	550	140	14	8	7	23
Esterco de porco	9	780	60	7	2	5	12

	Mg	S	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb
Esterco bovino fresco	1	1	33	6	0	2	2
Esterco bovino curtido	6	2	217	25	0	2	1
Esterco de galinha	5	2	138	14	2	2	17
Esterco de porco	3	-	242	264	0	2	3

Fonte: Rajj et al. (1996)

A aplicação de dejetos de animais no solo pode promover tanto benefícios, quanto prejuízos à física do solo. Os benefícios relatados em pesquisas são a diminuição de densidade do solo, o aumento do tamanho e quantidade de agregados estáveis em água, a diminuição do encrostamento superficial, a melhora da condutividade hidráulica e a melhora da capacidade de retenção de água. Com relação aos efeitos prejudiciais, os trabalhos têm encontrado encrostamento superficial, aumento do destacamento do solo pelas gotas de chuva, diminuição da condutividade hidráulica devido à dispersão pelos íons monovalentes e formação de substâncias cerosas repelente à água que reduz a capacidade de umidade de campo (WEIL e KROONTJE, 1979).

O efeito do dejetos depende da classe de textura do solo, sendo que os solos arenosos, que apresentam geralmente menor estabilidade, respondem mais do que solos argilosos, geralmente com maior estabilidade, muitas vezes sendo

necessárias aplicações durante vários anos para que as diferenças sejam detectadas (CORRÊA et al., 2011).

A presença de alguns constituintes nos dejetos, como o sódio (Na^+) em grande concentração é indesejável. O teor de sódio em solos agrícolas pode aumentar com a adição de efluente, alterando certas características físicas do solo, devido à dispersão de argilas. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila em partículas muito pequenas, que obstruem os poros do solo, promovendo a formação de uma camada superficial selada, reduzindo a infiltração no solo e aumentando os riscos de erodibilidade do solo (CONDÉ et al., 2012).

Quando aplicados em doses altas e repetidas, os resíduos orgânicos em geral podem aumentar o pH do solo (CASSOL et al., 2011). Em solos com pH elevado, altas doses de esterco, principalmente o de aves, aplicadas anualmente sobre a superfície, ou semi-incorporadas, podem provocar prejuízos nas suas características físicas, como encrostamento, maior facilidade de desagregação das suas partículas pelo impacto das gotas de chuva, redução na condutividade hidráulica saturada em razão do entupimento dos poros pela dispersão das argilas provocada por íons monovalentes e formação de substâncias cerosas repelentes à água, culminando com uma redução da umidade na capacidade de campo (ANDREOLA; COSTA; OLSZEWSKI, 2000).

Em geral as pesquisas realizadas avaliando o efeito da aplicação de dejetos de animais na química do solo apontam para aumento dos teores de N, P, K, Mg, Na, Zn, Cu, Ca, C no solo, aumento da matéria orgânica e aumento da CTC (BELLINGIERI e FREITAS, 2004; GALVÃO, SALCEDO e OLIVEIRA, 2008; BERWANGER; CERETTA e SANTOS, 2008; SCHERER e NESI, 2009; CERETTA et al., 2010; CASSOL et al., 2011; SANTOS, SILVA et al., 2011 b; BROETTO et al., 2012; PINTO et al., 2012;).

Com relação à produtividade das culturas afetadas pela aplicação de dejetos de animais boa parte das pesquisas tem encontrado aumento da produção das culturas e da produção de matéria seca com a aplicação destes adubos (ADELI et al., 2005; FEY et al., 2010; BARBOSA e COSTA, 2011; Silva et al., 2011c). No entanto, alguns trabalhos tem observado respostas semelhantes de produção, sem diferença significativa, entre as adubações orgânica e mineral (KOZEN et al., 2002; LIMA et al., 2007b; SEIDEL et al., 2010; BRIEDIS et al., 2011;), evidenciando a

viabilidade dos dejetos de animais para adubação das culturas em substituição à adubação mineral.

A eficiência econômica dos dejetos depende do seu tipo e de sua composição, das doses, do sistema de preparo do solo, do tipo de solo e de cultura e da distância entre a esterqueira e a lavoura, entre outros aspectos (PANDOLFO; CERETTA, 2008). Segundo os autores a análise econômica simplificada do uso dos dejetos pode ser feita por meio do conjunto de alguns atributos, tais como custo de aquisição e distribuição do esterco e variação da produção física da cultura estudada. Em uma análise econômica mais abrangente, poderiam ser incluídos também atributos que mostrassem as alterações no solo utilizado para a produção agrícola (degradação ou melhoria), em função das práticas aplicadas ao longo do tempo.

Pandolfo e Ceretta (2008) efetuaram uma avaliação econômica do uso de fontes orgânicas de nutrientes, associadas a sistemas de preparo do solo e verificaram que as fontes orgânicas apresentaram melhor desempenho no sistema plantio direto. O dejetos de aves e o dejetos líquido de suínos são as fontes com melhor desempenho econômico.

2.3.1 Dejetos Líquido Suíno

A produção brasileira de carne suína tem apresentado crescimento desde 2004, passando de 2.621,3 mil toneladas neste ano para 3.483,00 mil toneladas em 2012. O Brasil é 4º maior produtor mundial de carne suína, perdendo somente para China, União Europeia e Estados Unidos. Os principais destinos da carne suína brasileira são: Rússia, Hong Kong, Angola, Cingapura, Uruguai, Geórgia, Moldávia, Argentina, Chile, Emirados Árabes Unidos entre outros (ABIPECS, 2014).

Os estados do Sul do Brasil lideram a produção de suínos. Nos últimos anos (2004-2012) a produção de suínos – matrizes no Paraná (265.190) cresceu, perdendo somente para os estados do Rio Grande do Sul (314.730) e Santa Catarina (405.000) (ABIPECS, 2014).

Os dejetos suínos, até a década de 1970, não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como adubo orgânico. Porém o desenvolvimento da suinocultura com a produção de grandes quantidades de dejetos, sem tratamento adequado, se transformou na maior fonte poluidora dos mananciais de água (ARRUDA, 2007).

As adubações orgânicas reconhecidas como benéficas ao solo no passado eram efetuadas com resíduos de vegetais e de dejetos de animais alimentados fundamentalmente com pastagens ou silagens. Os alimentos atualmente fornecidos aos suínos são, entretanto, altamente concentrados em nutrientes, que não são aproveitados integralmente, motivando a excreção de dejetos mais concentrados em nutrientes e, portanto, muito diferentes daqueles resíduos vegetais e animais classificados como matéria orgânica benéfica ao solo (SEGANFREDO, 2000).

Atualmente a suinocultura é caracterizada pela adoção de sistemas confinados e especializados que geram grandes volumes de dejetos (tabela 2) (COMIN et al., 2007). O sistema de confinamento adotado na região sul resulta na geração de um grande volume de dejetos líquido ou liquame, composto por fezes, urina, resíduos de ração, do excesso da água dos bebedouros e higienização, dentre outros decorrentes do processo criatório (KONZEN et al., 1998).

Tabela 2 - Produção de dejetos suínos em diferentes categorias de maturação

Categoria	Esterco Kg.dia⁻¹	Esterco + Urina Kg.dia⁻¹	Dejetos Líquidos L.dia⁻¹
25-100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas de reposição, cobrição e gestante	3,60	11,00	16,00
Porca em lactação com leitões	6,40	18,00	27,00
Macho	3,00	6,00	9,00
Leitões	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: (Resolução SEMA n° 31 de 24 de agosto de 1998).

Entretanto, estes dejetos necessitam de uma destinação. Para isso, existem alternativas como a produção do gás metano (biogás) e outros tipos de energia; transformação em adubos orgânicos processados, da alimentação de outras espécies e a utilização como fertilizante (SEGANFREDO, 1999).

A utilização destes dejetos nas lavouras pode contribuir para aumento de matéria orgânica e do nível de fertilidade no solo, com consequente aumento de produtividade das culturas, além de amenizar o impacto ambiental produzido por esses resíduos (CASTRO FILHO, COSTA, CAVIGLIONE, 2002).

A aplicação de dejetos de suínos no solo possibilita o fornecimento de macro e micronutrientes, devendo para isso se conhecer a composição do dejetos para calcular o volume a ser aplicado em função do sistema de culturas utilizado (CORRÊA et al., 2011). O esterco líquido dos suínos contém matéria orgânica, N, P, K, Ca, Na, Mg, Mn, Fe, Zn, Cu e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

Para aplicação do dejetos de suíno no solo deve-se conhecer a composição do mesmo para calcular o volume a ser aplicado em função do sistema de culturas utilizado. Assim, a dosagem do dejetos deverá ser calculada em função da exigência nutricional da cultura, conforme a expectativa de produção e a fertilidade do solo (adubação de manutenção e de correção), ou considerando-se a reposição da exportação de nutrientes pela cultura (adubação de manutenção) (CORRÊA et al., 2011).

Aproximadamente 2/3 do N, 1/3 do P e quase 100% do K, encontram-se na água residuária na forma mineral, isto é, numa forma prontamente assimilável pelas culturas. Porém existem dificuldades para se recomendar uma dose ideal para cada tipo de cultura, em função da grande variabilidade na concentração de nutrientes nos dejetos, devido aos diferentes tipos de manejos, tanto na granja quanto no tratamento dos dejetos (FEY et al., 2010).

As aplicações periódicas e superficiais de altas doses de dejetos líquido de suínos, em sistemas de cultivos sem revolvimento do solo, aumentam as quantidades de nutrientes nas camadas superficiais do solo. Logo, as transferências de poluentes (microrganismos, hormônios e elementos químicos) aos mananciais de água superficiais e subsuperficiais são potencializadas (GIROTTI et al., 2010b).

Na utilização de dejetos líquidos de suínos, é preciso compatibilizar o seu descarte com os interesses à nutrição de plantas e qualidade ambiental. Isso porque os nutrientes apresentam-se sob diferentes formas quanto a sua disponibilidade (CERETTA et al., 2005).

Schultz (2007) apresenta medidas importantes para aplicação de dejetos suíno no solo, sendo: utilizar solos com boa drenagem interna, não sujeitos às inundações periódicas; os solos devem ter profundidade igual ou superior a 50 centímetros; usar patamares, terraceamento, plantio direto, plantio em curvas de nível, cordões de vegetação permanente, cobertura morta e demais práticas de conservação do solo, impedindo o escoamento superficial, conforme recomendações técnicas; aplicar resíduos líquidos somente em áreas com declividade menor ou igual a 30°, respeitando as práticas conservacionistas; aplicar resíduos sólidos somente em áreas com declividade menor ou igual a 45°, respeitada a aptidão de uso do solo (fruticultura e silvicultura) e as práticas conservacionistas; no caso de plantio direto, quando forem utilizados resíduos líquidos estabilizados e resíduos sólidos compostados, aplicar antes do tombamento da adubação verde; quando forem utilizadas outras formas de plantio ou cultivo mínimo, deverá ser feita a incorporação imediata dos resíduos no solo nas faixas adubadas; não aplicar os resíduos em forma de leque, para o alto, no momento de descarga, modificando para distribuidores de barra, semelhantes aos pulverizadores, para que os dejetos sejam liberados o mais próximo possível do solo; o lençol freático deve estar a pelo menos 1,5 m da superfície do solo, na situação crítica de maior precipitação pluviométrica.

A Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA, determina na instrução normativa nº 11 que a quantidade máxima de dejetos de suínos para a utilização em lavouras é de 50 m³/ha/ano, e de acordo com recomendações de adubação indicadas por laudo com base em análise do solo.

A resolução Nº 31/98 da Secretaria do Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA estabelece critérios para aplicação do dejetos suíno no solo para fins agrícolas, sendo: I. Disponibilidade de área para aplicação; II. Área de aplicação - a escolha da área para disposição dos dejetos de suínos deve considerar a sua aptidão e as características físico-químicas do solo. Estas áreas devem possuir obrigatoriamente técnicas ou práticas de manejo e conservação do solo; III. Época de aplicação: a. pré-plantio incorporado ou cova, para culturas de consumo humano

"in natura"; b. aplicação de cobertura incluindo plantio direto ou em sulcos, para culturas destinadas ao consumo humano indireto ou animal. IV. Forma de aplicação - os dejetos devem ser dispostos no solo de forma que não causem escoamento superficial e/ou a sua degradação física, e não contamine o lençol freático; V. Culturas recomendadas - os dejetos devem ser utilizados de preferência em gramíneas, fruticultura, reflorestamento e pastagem; VI. Monitoramento - deve ser realizado por amostragem em alguns solos da região que receberá anualmente os dejetos, avaliando as características químicas e físicas do solo. Os valores máximos admissíveis para metais pesados são: Zn (2500 Mg de Mat. Seca) e Cu (1000 Mg de Mat. Seca) (IAP, Instrução Normativa 105.006) (PARANÁ, 1998).

O N é um dos principais constituintes do esterco líquido de suínos. Cerca de 50% desse N está na forma mineral, e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas. Por sua vez, o escoamento superficial e a lixiviação deste elemento no solo podem contaminar mananciais de água com nitrato. Entre os elementos químicos dos dejetos de suínos, o P tem importância nutricional para as plantas e a biota quando o solo é deficiente, mas também pode ser um poluente, quando transferido aos mananciais de água superficial e, ou, subsuperficial. Devido ao fato de os fertilizantes orgânicos, ricos em fosfatos, serem aplicados na superfície de solo sob sistema plantio direto, os sítios de adsorção com maior afinidade pelo fosfato são rapidamente saturados por causa do pequeno volume de solo em contato. Os riscos de transferência de P por escoamento superficial são potencializados tanto na forma solúvel quanto particulado (BERWANGER; CERETTA e SANTOS, 2008).

Grande parte das pesquisas tem encontrado aumento da produção das culturas e da produção de matéria seca com a aplicação de doses de dejetos suíno (DURIGON et al., 2002; CERETTA et al., 2005; AITA, PORT e GIACOMINI, 2006; ANDRADE et al., 2006; ASSMANN et al., 2007; SCHEFFER-BASSO, SCHERER e ELLWANGER, 2008). Já outras pesquisas tem obtido resultados semelhantes, de produção, sem diferença significativa, entre as adubações orgânica e química, apontando para a viabilidade do uso do dejetos como forma de complementar ou mesmo substituir a adubação química em algumas culturas (KONZEN et al., 2002; SEIDEL et al., 2010).

Em áreas onde é distribuído dejetos líquido de suínos é fundamental que exista a preocupação com a implantação de plantas de cobertura de solo,

visando sistemas de rotação de culturas capazes de produzir e manter resíduos vegetais na superfície do solo, o que pode diminuir muito as perdas de nutrientes por escoamento superficial e, por consequência, o potencial poluente de dejetos líquidos de suínos (CERETTA et al., 2005b).

A utilização dos dejetos de suínos afeta as propriedades físicas do solo como a agregação, a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo (CORRÊA et al., 2011).

Os trabalhos que avaliam o efeito da aplicação de DLS na química do solo não apresentaram consenso, enquanto uns apontam para o incremento benéfico de nutrientes com o uso deste resíduo e melhorias agronômicas, outros destacam o seu potencial poluidor e o aumento dos níveis de toxicidade de alguns elementos como o nitrato, amônia, P, N, Cu e Zn entre outros (QUEIROZ et al., 2004; ASSMANN et al., 2007; SCHERER; BALDISSERA e NESI, 2007; GATIBONI et al., 2008; CERETTA et al., 2010). Desta forma, embora esses dejetos possam ser fontes de nutrientes, por outro lado, podem causar desequilíbrios quantitativos na oferta de nutrientes às plantas, por se tratar de fertilizantes não balanceados.

2.3.2 Cama de Aviário

A produção brasileira de carne de frango cresceu de 5,98 milhões de toneladas em 2000 para 12,64 milhões de toneladas em 2012, mantendo o Brasil como maior exportador mundial de carne de Frango e o 3º maior produtor, atrás dos Estados Unidos e da China. O estado do Paraná manteve a primeira posição em abate de frango com 30,39% seguido dos estados de Santa Catarina 17,29% e Rio grande do Sul 14,12% (União Brasileira de Avicultura, 2013). Contudo, este crescimento aumenta a preocupação com a geração de resíduos gerados nos galpões de confinamento do frango e o seu descarte.

Os resíduos concernentes à produção de aves domésticas são: cama de frango, esterco de aves poedeiras e aves mortas. A cama de frango é composta por um material que possa absorver a umidade, sendo entre os mais comuns maravalha, casca de arroz, sabugo de milho, capins e serragens. Ela

também é composta por fezes, urina, água do bebedouro e restos de ração e penas (PALHARES, 2008).

Tanto a cama quanto o esterco são compostos principalmente de água e carbono com menores quantidades de N, P, K e ainda menores quantidades de Cl, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, Cu, Zn e As. A produção da cama é influenciada por (1) idade e raça das aves, (2) a densidade de confinamento, (3) Taxa de conversão alimentar (4), ração (5) tipo e quantidade de material da cama (6), o conteúdo de umidade do material da cama (7), tipo de piso (8) condições climáticas durante a acumulação do resíduo e (9) perdas de matéria orgânica e N. Já o esterco de ave contém menos carbono e Fe que a cama, porém mais N, P, Cl, Ca, Na, Cu e Zn (EDWARDS; DANIEL, 1992).

Há diversos usos para os resíduos de aves: alimentação de animais, produção de biogás, compostagem e aplicação no solo (para disposição final dos dejetos ou para fertilização da cultura). Quando o objetivo principal de aplicação dos resíduos no solo é o de fornecer nutrientes, a taxa de aplicação baseia-se nas necessidades da cultura e nas características dos resíduos. O princípio básico consiste em assegurar o N suficiente para necessidade da planta (EDWARDS; DANIEL, 1992).

A resolução nº 024/2008 da SEMA estabelece critérios para uso agrícola dos resíduos de aves, sendo: I. A cama de aviário deverá sofrer processo de fermentação por no mínimo 10 (dez) dias. A armazenagem deve ser realizada em local adequado, com adoção de medidas que evitem a proliferação de vetores; II. Taxa de aplicação no solo (quantidade/área) - deve ser calculada com base nas características físico-químicas do resíduo, da interpretação da análise química do solo e da necessidade da cultura, conforme recomendação agrônômica; III. Fica vedada a utilização de material para substrato de cama de aviário com presença de resíduos de produtos químicos para tratamento de madeira (PARANÁ, 2008).

Por ter um valor nutritivo elevado, a cama de frango é utilizada como um adubo orgânico, assim permite a reciclagem de nutrientes, como N, P e K (KELLEHER, 2002). Os resíduos de aviários apresentam o potencial de ser tanto um recurso como um poluente.

A aplicação de cama de aviário no solo tem se mostrado viável para manutenção ou aumento da produtividade das culturas em relação à adubação química. Os trabalhos publicados têm apresentado, em sua maioria, aumento da

produtividade e da matéria seca das culturas com a utilização do resíduo de ave como adubo orgânico (BLUM et al., 2003; ADELI et al., 2005; GRACIANO et al., 2006; PORTUGAL et al., 2009; NOCE et al., 2010; SANTOS, BRITO e SANTOS, 2010; SILVA et al., 2011c), indicando que o mesmo pode substituir ou complementar a adubação química sem prejuízos à produção.

Resultados de diversas pesquisas sobre o efeito da aplicação de cama de aviário nas propriedades físicas do solo tem apontado para o efeito benéfico deste resíduo na física do solo, com melhorias na densidade, agregação e na porosidade (KROONTJE, 1979; OBI e EBO, 1995; ANDREOLA; COSTA; OLSZEWSKI, 2000; ADELI et al., 2007; LUNARDI NETO et al., 2008; TEJADA e GONZALEZ, 2008; COSTA et al., 2009 WEIL).

Em relação ao efeito da cama de aviário na química do solo, as pesquisas em geral, apontam para aumento dos teores de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg) e micronutrientes (Cu e Zn) do solo com o uso deste adubo (NYAKATAWA et al., 2001; BLUM et al., 2003; ADELI et al., 2005; BRITO, VENDRAME e BRITO, 2005; LIMA et al., 2007; PORTUGAL et al., 2009), destacando o potencial poluidor do resíduo caso os nutrientes acumulados sejam transportados para os corpos hídricos via escoamento superficial ou lixiviação

2.4 PERDA DE SOLO E ÁGUA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO DE ANIMAIS

O aumento da dose de dejetos pode resultar na obstrução de poros do solo pelos compostos orgânicos sólidos presentes no dejetos e pelo efeito hidrofóbico, que altera o comportamento da hidrologia de superfície. Esse fenômeno promove a repelência da água, dificultando, portanto, a infiltração desta no solo (BERTOL et al., 2007). A esse respeito Roberts e Clanton (2000) colocam que a aplicação superficial de adubo de animal altera a condutividade hidráulica superficial, promovendo um entupimento do solo a curto prazo que reduz a capacidade de infiltração, por outro lado, a longo prazo condiciona o solo e melhora sua capacidade de infiltração. Os principais efeitos do encrostamento superficial são: redução da infiltração da água, aumento do escoamento, redução da troca gasosa entre solo e

atmosfera e interferência na germinação das sementes (PLAGLIAI; BISDOM; LEDIN, 1983). Neste caso, além de maior perda de água pode ocorrer também maior perda de materiais em suspensão ou dissolução presentes na superfície do solo, ocasionando empobrecimento do solo e poluição ambiental.

A resolução nº 357 do CONAMA estipula o valor máximo de 500 mg/L de sólidos totais como padrão de qualidade para as águas doce de classe I.

Barbosa, Miyazawa e Ruiz (2011) encontraram maiores perdas de sólidos nas parcelas que receberam as maiores doses de dejetos de suínos e aves. Também Bertol et al. (2007) ao avaliarem as perdas de solo, água e nutrientes em solo cultivado sob a técnica de semeadura direta e submetido às adubações mineral e orgânica (dejeito líquido suíno) verificaram que as perdas de solo e água nas duas primeiras chuvas foram maiores no solo adubado com dejeito líquido de suíno do que com adubo mineral. A altura da lâmina de enxurrada no tratamento com dejeito líquido de suíno (DLS) foi aproximadamente duas vezes maior do que nos outros dois. Peles (2007) também obteve aumento das perdas de água e solo via escoamento superficial nas maiores doses de DLS.

Do mesmo modo, avaliando dejeito líquido bovino Mori et al. (2009) verificaram que a dose igual ou superior a $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, seguida imediatamente por chuva de média e alta intensidade (60 e 85 mm h^{-1}) aumentou a taxa de escoamento, a perda de água e solo.

Contrariamente a esses resultados Castro Filho, Costa e Caviglione (2002) constataram que o tratamento onde não foi aplicado chorume suíno ocorreu as maiores perdas de água e, onde se aplicou a maior dose ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), ocorreram as menores perdas de água. Os autores também verificaram que as menores perdas de solo ocorreram nos tratamentos onde se aplicaram 60 , 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS não havendo diferença estatística entre estes. Esses resultados concordam, em geral, com os obtidos por Gessel et al. (2004) que durante o escoamento de verão verificaram que a perda de sólidos totais foi menor na maior dose de DLS aplicada.

Estudando o efeito da aplicação de dejeito bovino na construção da estrutura física de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico típico Silveira (2009) observou que as maiores perdas de solo ocorreram nas parcelas que não receberam o dejeito, totalizando 48 kg ha^{-1} . A redução pela aplicação das doses 60 , 120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ foi de 61 , 83 e 92% , respectivamente, em relação à testemunha.

No mesmo sentido Giddens e Barnet (1980) constataram que o aumento da dose de cama de frango retardou o tempo de início da enxurrada e em relação à perda de solo, esta foi maior nas parcelas que não receberam a cama de frango e menor nas parcelas com as maiores doses do resíduo e com pastagem.

Fusco et al. (2009) verificaram que no solo de textura franco argilo arenosa, as maiores doses de dejetos líquido bovino resultaram nas menores perdas de água e de solo, mas para o solo de textura muito argilosa o dejetos diminuiu as perdas até a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que houve um aumento nas perdas para a maior dose.

2.5 USO DE DEJETO DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTES: PERDA DE NUTRIENTES E OS RISCOS AMBIENTAIS

Dentre os problemas ambientais relacionados ao uso do dejetos de animais destacam-se a poluição do ar, em função da liberação de gases e odores, decorrente da decomposição do dejetos durante a fase de armazenamento e após a aplicação no campo. Os contaminantes do ar mais comuns nos dejetos são: amônia, metano, ácidos graxos voláteis, H₂S, N₂O, etanol, propanol, dimetil sulfidro e carbono sulfidro; a poluição do solo, decorrente de repetidas aplicações, gerando um desbalanço e mesmo o excesso de alguns nutrientes, com reflexos negativos para o crescimento e desenvolvimento das culturas; a poluição da água, pelo escoamento superficial e lixiviação de nutrientes, no primeiro caso, os nutrientes podem ser transportados por erosão via escoamento superficial até os mananciais de água superficiais, podendo causar a eutrofização da água pelo P ou contaminação das águas com metais pesados Cu e Zn e outros elementos-traços, já no segundo caso, os nutrientes podem ser lixiviados pelo perfil e atingir os mananciais de água subterrâneas, resultando na sua contaminação com nitrato e outros elementos. Também pode ocorrer aumento das concentrações de matéria orgânica e nutrientes em cursos hídricos; mortandade de peixes e perda da balneabilidade, proliferação de vetores e disseminação de patógenos, como as bactérias fecais e os protozoários no solo e na água (CASTAMANN, 2005; CORRÊA et al., 2011; DIESEL et al. 2002; PANDOLFO et. al, 2008; SCHULTZ, 2007; VEIGA e PANDOLFO, 2010).

A gravidade dessa contaminação dependerá da composição dos dejetos, das doses aplicadas no solo, da capacidade de extração e exportação das culturas, do tipo de solo, das quantidades aplicadas cumulativamente, da intensidade e duração das chuvas, da rugosidade da superfície, topografia, e muitos outros. (CORRÊA et al., 2011; EDWARDS; DANIEL, 1992),

Os poluentes potenciais são transportados na superfície das áreas tratadas por um dos três modos: (1) em solução / suspensão, (2) sorvido às partículas do solo, ou (3) na forma de partículas. Os poluentes transportados pela primeira modalidade incluem algumas espécies orgânicas de N, P solúvel e C, nitrato e amônio. Amônio e P podem ser adsorvidos pelas partículas do solo e ser transportado pela erosão, enquanto que o transporte na forma de partículas é possível para as formas de C orgânico, P e N (EDWARDS; DANIEL, 1992).

Os dois elementos presentes em altas concentrações nos dejetos mais relacionados com contaminação ambiental são o nitrogênio e o fósforo. O nitrogênio pode contaminar a atmosfera, o solo e as águas superficiais e subterrâneas. O fósforo pode contaminar o solo e, principalmente, as águas superficiais (HAHN, 2004).

O nitrato é considerado a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agrícolas (JADOSKI et al., 2010). O ânion nitrato caracterizado por ser fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, tende a permanecer mais em solução, principalmente nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo na fase sólida (repelindo o nitrato), e os fosfatos ocupam as cargas positivas disponíveis, deixando o nitrato propenso à lixiviação e ao longo do tempo pode haver considerável incremento de seus teores em águas profundas. Já o enriquecimento excessivo das águas superficiais com nitrato leva à eutrofização, o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas, como consequência pode haver redução da penetração da luz na água, alterando o ambiente subaquático, provocando a redução da disponibilidade de oxigênio, culminando com a mortandade de peixes e outros organismos (RESENDE, 2002).

Além da eutrofização, as altas concentrações de nitrato na água podem causar problemas à saúde humana, como diminuição na capacidade do sangue para transportar oxigênio - metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul), produção de nitrosaminas (que geralmente causam câncer), doenças respiratórias,

disfunção da glândula tireoide e abortos fetais na pecuária (NYAKATAWA, et al., 2001; JADOSKI et al., 2010).

A concentração do nitrato nas águas doce de superfície de classe I não deve exceder 10 mg L^{-1} de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Para o nitrogênio amoniacal total os valores máximo são de $3,7 \text{ mg L}^{-1}$ para pH da água igual ou inferior a 7,5 (BRASIL, 2005). Para as águas subterrâneas a resolução nº420 do CONAMA estabelece $10.000 \text{ mg.Kg}^{-1}$ peso seco de nitrato como valor de investigação (BRASIL, 2009).

Aita, Port e Giacomini (2008) avaliando o acúmulo e o deslocamento de N-NO_3 no solo após a aplicação de doses de dejetos líquidos suíno no milho em plantio direto em área de Argissolo Vermelho distrófico arênico, verificaram que as quantidades de N-NO_3 e a sua percolação no solo aumentaram rapidamente após a aplicação dos dejetos, principalmente na maior dose aplicada de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Esse comportamento foi observado também por Fey et al. (2010) estudando a lixiviação de nitrato devido à aplicação de dejetos suínos, os autores verificaram que no LVe os tratamentos com 60 e $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos não tratados e $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos preestabilizados, o deslocamento foi significativo, com acúmulo de nitrato na camada 40 a 60 cm.

Caovilla et. al (2005) conduziram um trabalho com água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho Distroférico típico e verificaram que o tratamento que recebeu maior concentração do resíduo apresentou as maiores concentrações de nitrato, potássio e sais totais nos lixiviados. Estudando o mesmo resíduo Anami et al. (2008) verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

Basso et. al. (2005) ao avaliar a percolação de nitrogênio e fósforo em área submetida a aplicações sistemáticas de dejetos líquidos de suínos constataram que com o aumento da dose de dejetos ocorreu o incremento nas concentrações de nitrato na água percolada. Porém não verificaram efeito expressivo sobre as concentrações de P disponível na água percolada.

Ceretta et al. (2005b) encontraram maiores concentrações de N-NH_4^+ e NO_3^- na solução escoada com o aumento da dose de dejetos líquidos suíno. Também Silveira et al. (2011) encontraram concentrações médias de N-NH_4^+ acima

do máximo permitido, com a aplicação de dejetos líquidos bovinos indicando a necessidade de controle do escoamento superficial. No mesmo sentido Timofiecsyk et al. (2012) encontram concentrações médias ponderadas de N, tanto na forma de NO_3^- como de NH_4^+ , maiores com a aplicação de dejetos bovinos, atingindo valores máximos na maior dose no escoamento superficial.

Pesquisando cama de aviário Nyakatawa et al. (2001) encontraram maior concentração de NO_3^- na profundidade de 0-5 cm em áreas que receberam o dejetos em relação às que receberam nitrato de amônio. Também Kingery et al. (1994) estudaram o impacto da aplicação de cama de frango e verificaram também acumulação significativa de nitrato, maior concentração de P extraível, elevado grau de K, Ca e Mg extraível nas profundidades 60 cm e acumulação de Cu e Zn extraível na profundidade de 45cm.

Adeli et al. (2005) obtiveram aumento da concentração residual de NO_3^- no solo pós-colheita da soja e aumento da acumulação do P nos 15 cm do perfil do solo com a aplicação de taxas maiores que a taxa média de 80 kg ha⁻¹ de cama de frango.

A aplicação de fertilizantes orgânicos ao longo do tempo promove alterações nas frações de P no solo, assim como a saturação dos sítios de adsorção por esse elemento especialmente na forma inorgânica, resultando numa menor capacidade de adsorção de P no perfil. Isto ocorre de tal modo, que a energia de ligação do P com os colóides do solo diminui, aumentando sua disponibilidade às plantas e potencializando as transferências de fósforo por escoamento superficial e percolação causando problemas ambientais (HENTZ; CARVALHO, 2014). Em solos submetidos à aplicação de dejetos, o acúmulo do P normalmente é mais pronunciado nas frações inorgânicas, isso ocorre porque mais de 60% do P contido nos dejetos encontra-se em frações inorgânicas (CERETTA et al., 2010).

O fósforo é transportado em maior quantidade pelo escoamento superficial do que pelo fluxo subterrâneo, pois é fortemente adsorvido pelas partículas do solo, reduzindo sua mobilidade. Desta forma, o P tende a acumular no local de aplicação e será transferido apenas quando a porção do solo onde está localizado é removida (DOBLINSKI et al., 2010).

A transferência do P via escoamento superficial ou percolação ocorre nas formas solúveis e particuladas. As quantidades de P transferidos são especialmente dependentes da quantidade do nutriente aplicado ao solo; do teor de

P no solo; da frequência e volume de água da chuva, bem como das características do solo e do sistema de cultivo (LOURENZI et al., 2014b).

O potencial de perda de P via subsuperfície será maior em solos arenosos com elevada aplicação de P via adubo mineral ou orgânico bem como em sistemas de manejo com menor revolvimento do solo, devido ao fluxo preferencial em canais formados sobretudo por raízes e minhocas (BERTOL et al. 2010).

O P pode ser parcialmente percolado pela solução do perfil do solo, especialmente nos perfis com textura arenosa e pouca matéria orgânica e teores de óxidos (LOURENZI et al., 2014b). Pequenos agregados, e as partículas de argila primárias que as constituem, têm uma elevada área superficial específica e maior potencial de sorção de P do que areia ou silte. Consequentemente, frações de argila têm concentrações de P total mais elevadas do que as frações mais grosseiras dos solos e sedimentos (GRANDE et al., 2005).

Devido à forte retenção do P nas partículas de solo, o processo de poluição da água subterrânea por lixiviação do fósforo é de magnitude desprezível, por outro lado, a contaminação das águas superficiais, via escoamento superficial da água e erosão é considerável (RESENDE, 2002).

Como o P tende a ser retido eficazmente nos sistemas aquáticos, isso leva a produção primária superior, especialmente no verão e no outono. Produção primária alta, por sua vez, leva a altas taxas de decomposição e depleção de oxigênio dissolvido nas águas de profundidade e águas de superfície à noite em tempo calmo. Estas condições eutróficas podem resultar em morte de peixes e grandes mudanças na composição de espécies em todos os níveis tróficos (CORRELL, 1998).

A eutrofização consiste no enriquecimento das águas por nutrientes que alimentam o crescimento vegetal, o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas. Quando estas plantas e algas morrem e se decompõem, níveis de oxigênio dissolvido em lagos e córregos são esgotados, o que pode levar ao aparecimento de odores, mortandade de peixes, e uma degradação geral do valor estético e recreativo do meio ambiente, restrição de uso da água para a pesca, recreação e indústria, impalatabilidade de água potável, formação de agentes cancerígenos durante cloração da água e comprometimento neurológico em humanos (BUNDY et al., 2001; RESENDE, 2002; SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW 2006a).

O uso excessivo de fósforo leva a uma diminuição da absorção de cálcio e aumenta a liberação de cálcio dos ossos agravando o risco de osteoporose (GABRIEL et al., 2012). Algumas cepas de cianobactérias, ao morrerem, podem liberar neurotoxinas e hepatotoxinas que afetam a saúde humana, seja pela ingestão da água ou pelo contato primário em atividades de recreação. Também, a presença dessas algas propicia a formação de trihalometanos (produto da reação entre a matéria orgânica e o cloro) durante o processo de cloração da água. A remoção de cianobactérias bem como de toxinas e trihalometanos da água destinada para consumo humano exige técnicas sofisticadas, as quais conseqüentemente elevam os custos com o seu tratamento (COSTA, 2008).

A concentração do fósforo total nas águas doces de classe I não deve exceder $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lântico e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Lourenzi et al. (2014b) estudaram o efeito de sucessivas aplicações de fontes orgânicas (dejeito suíno e bovino) e mineral sobre o teor disponível, o escoamento superficial e a percolação de formas de P em um Argissolo Vermelho manejado sob sistema plantio direto. Os autores observaram que as aplicações de fontes de nutrientes ao longo dos anos proporcionaram incremento e migração de P-disponível no perfil do solo, refletindo em transferências de P por escoamento superficial e percolação, especialmente no solo com a aplicação de dejeito suíno, onde foi realizada a maior adição do nutriente. Os teores de P disponível no solo e as transferências de P por escoamento superficial correlacionam-se com as quantidades aplicadas, independentemente da fonte do adubo utilizado. No mesmo sentido Lourenzi et al. (2014a) verificaram que o aumento da dose de dejeito líquido suíno promoveu o incremento da disponibilidade de nutrientes, notadamente de P, mas também de nutrientes que podem ser potencialmente tóxicos às plantas, especialmente Cu e Zn.

Hooda et al. (2001) verificaram que os locais onde o dejeito de ave ou chorume de suíno foram aplicados tiveram máximo excedente de P. Estes aumentos no teor de P no solo, P extratível e saturação por P, e redução da capacidade de absorção do P têm aumentado o potencial de perda de P no escoamento superficial.

Estudando o efeito da aplicação de diferentes fontes de fósforo solúvel em água no transporte de P no escoamento superficial Shigaki, Sharpley e Prochnow (2006a) observaram um aumento drástico no fósforo dissolvido reativo, no fósforo total e na perda cumulativa com o aumento da fonte de fósforo solúvel em água, sendo Superfosfato triplo>superfosfato simples de baixo grau>esterco suíno>fosfato de rocha da Carolina do Norte>controle.

Peles (2007) avaliou a perda de nutrientes via escoamento superficial com a aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos e gesso e encontrou aumento da concentração de N-NH₄, N total, P solúvel, P particulado e P total na água, sendo que os maiores valores corresponderam às maiores doses de dejetos suíno, concordando com os resultados de Basso (2003) que verificou que a concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial, foi dependente da quantidade de dejetos suíno aplicado, sendo maior nas maiores doses. Resultado semelhante foi obtido por Allen e Mallarino (2008) que encontraram aumento da concentração e carga de P no escoamento após 24 h da aplicação de esterco líquido de suínos, sem incorporação ao solo com o aumento das doses do dejetos. O mesmo foi encontrado por Gessel et al. (2004) que verificaram maior perda de P dissolvido no escoamento com o aumento da taxa de aplicação do dejetos suíno. Também Dieter (2009) constatou que o fósforo solúvel presente no escoamento superficial é dependente da dose de água residuária de suinocultura aplicada, sendo maior na maior dose (200 m³ ha⁻¹).

MORI et al. (2009) verificaram aumento da concentração de P total, solúvel e particulado no escoamento com valores acima dos níveis críticos relacionados com a eutrofização com a aplicação de dejetos líquidos bovino. Já AGUIAR et al. (2006) verificaram perdas de nutrientes por lixiviação, com destaque para o P com a utilização do mesmo dejetos e palha de arroz.

DeLaune et al. (2004) utilizando dejetos de aves encontraram aumento da concentração de P no escoamento com o aumento das taxas de aplicação do resíduo para os três eventos chuvosos estudados, porém, foi maior após o primeiro.

Guardini et al. (2012) avaliaram o acúmulo e o potencial contaminante do P em um solo que recebeu dejetos de suínos na forma de dejetos líquidos e cama sobreposta. Os autores verificaram que a adição de cama

sobreposta de suínos no solo ao longo de oito anos aumentou a quantidade de P na solução na camada superficial do solo.

Kleinman et al. (2002) obtiveram maiores concentrações de P solúvel e P total no escoamento nas parcelas que receberam os adubos mineral (fosfato de diamônio) e orgânicos (esterco bovino, esterco de ave e chorume suíno) em relação à parcela controle sem tratamento. As concentrações de P solúvel e P total no escoamento dos solos tratados com esterco bovino foram superiores à da parcela controle. Já em outro estudo, Kleinman e Sharpley (2003) concluíram que os solos que receberam a mesma dose de adubo as concentrações de P dissolvido reativo e P total foram significativamente maior para cama de frango e chorume suíno que para o dejetos bovino.

Piovesan et al. (2009) estudando perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica, verificaram que a aplicação de dejetos líquido bovino aumentou a concentração de N-NH₄⁺, P e K na água percolada, contudo, os valores encontravam-se inferiores ao limite máximo permitido pela legislação brasileira. Comportamento similar foi observado por Maggi et al. (2011) que obtiveram aumento dos teores de P, K e Ca no percolado conforme aumento das taxas de aplicação de água residuária de suinocultura e adubação.

Doblinsk et al. (2010) pesquisando a poluição difusa pela aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do feijão observaram que as perdas de K, P, e N no escoamento superficial são exponenciais, o P apresenta potencial poluidor sete vezes maior que o K e três vezes maior que o N e a mobilidade do K no perfil do solo é maior, seguida do nitrogênio e do fósforo.

Smith et al. (2007) constataram que quando aplicado na superfície de pastagem a mesma dose de fertilizante, o dejetos líquido suíno demonstrou um grande risco à qualidade da água um dia após a aplicação do resíduo em relação ao fertilizante mineral e cama de frango. À medida que aumentou o tempo de aplicação do esterco suíno e a chuva simulada os riscos de perda de P e N para a água de escoamento diminuíram.

Galvão et al. (2008) ao quantificar as concentrações de carbono e nutrientes em solos de áreas adubadas e não adubadas com esterco observaram que o P disponível nas áreas adubadas com esterco aumentou 20 (0–20 cm), 22 (20–40 cm) e 25 vezes (40–60 cm) em relação às não adubadas.

Ceretta et al. (2010) em experimento a campo com dejetos suínos em um Argissolo Vermelho distrófico arênico observaram que as sucessivas aplicações do resíduo, ao longo de oito anos, aumentaram o acúmulo de P em frações predominante lábeis no solo, representando o risco potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

Cassol et al. (2011) após avaliarem os efeitos do dejetos suínos, constataram que as aplicações anuais de doses até 200m³ ha⁻¹, o dejetos suínos não afetou o pH, aumentou o teor de K extraível do solo em profundidades até 20 cm; também aumentou os teores de P, Cu e Zn extraíveis, porém até a profundidade de 6 cm. Já os teores de Ca e Mg trocáveis do solo foram em geral pouco influenciados.

Também Broetto et al. (2012) constataram aumento da disponibilidade de P, Cu e Zn disponíveis na superfície de um Latossolo Vermelho argiloso com a aplicação intensiva e continuada de DLS.

Berwanger et al. (2008) notaram aumento no teor de P disponível do solo até 15 cm ao aplicarem dejetos líquidos de suínos na superfície do solo sob sistema plantio direto, aportando quantidade de P superior àquela exportada pelas culturas.

Os metais pesados como o Cu e o Zn, presentes nos dejetos de animais, devido à baixa mobilidade no perfil do solo, tendem a acumular-se na camada superficial e, portanto, apresentam baixo potencial de lixiviação, contudo, aplicações excessivas de dejetos podem ocasionar perdas em subsuperfície (BERTOL et al., 2010). O Cu dentre os micronutrientes é o menos móvel no solo devido à sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Já o Zn é um dos metais pesados mais móveis no solo (NOVAIS, et al., 2007).

Esses elementos por não serem biodegradáveis, acumulam-se em diversas cadeias alimentares, incluindo as cadeias das quais os humanos fazem parte, podendo causar doenças sérias, como por exemplo, o câncer (LIMA-SILVA et al., 2002).

No solo, o Cu e Zn são retidos por ligações físico-químicas, e a labilidade depende do ligante, especialmente no conteúdo de minerais de argila, ferro (Fe) óxidos e hidróxidos de alumínio (Al) e manganês (Mn), carbonatos e matéria orgânica, mas também do valor de pH do solo, a capacidade de troca catiónica (CTC) e da qualidade da matéria orgânica. Portanto, estes fatores definem a adsorção do Cu e do Zn no solo e são, por conseguinte, encontrados em

diferentes frações no solo, uma vez que eles são adsorvidos naturalmente em diferentes níveis de energia (TIECHER et al., 2013).

O Zn é o mais provável de tornar-se tóxico porque é utilizado em grandes quantidades na ração de leitões (2.400 mg kg⁻¹) com o objetivo de eliminar os distúrbios gastrointestinais provocados pelo desmame. Grande parte desse micronutriente não é absorvida pelos animais, sendo eliminada nas fezes (ERNANI et al., 2001).

O Cu em excesso tende a se acumular no sangue e com isto esgotar as reservas de zinco do cérebro (GABRIEL et al., 2012). O Zn pode causar irritação e corrosão do trato intestinal, podendo ainda levar a necrose renal ou nefrite, nos casos mais severos (ALVES et al., 2010).

A elevada concentração de metais na água, sedimentos e organismos aumenta a vulnerabilidade da saúde humana por meio da bioacumulação. Essa vulnerabilidade resulta na contaminação por metais pesados através de duas formas: beber água contaminada que passou por tratamento inadequado, expondo a população à ingestão de metais em doses toleráveis, ou a ingestão através de alimentos contaminados, como por exemplo, o peixe (CARVALHO & ORSINE, 2011).

Alguns elementos-traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros não o são. Entretanto, mesmo aqueles essenciais podem, sob condições específicas, causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se, assim, em contaminantes ou poluentes de solo e água (GUILHERME et al., 2005). Os autores apresentam a função biológica, toxicidade para plantas e animais e classificação de risco à saúde humana de alguns elementos-traço importantes (tabela 3).

Tabela 3 - Função Biológica, toxicidade para plantas e animais e classificação de risco à saúde humana de alguns elementos-traços importantes.

Elemento	Função biológica	Toxicidade relativa ⁽¹⁾		Classificação de Risco ⁽³⁾	
		Plantas ⁽²⁾	Mamíferos	2001	2003
		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Al	Pode ativar a desidrogenase succínica	M (50-200)	B	186	194
B	Essencial para plantas. Constituinte do fosfogluconato	M (50-200)	B	-	-
Cu	Essencial para todos os organismos. Cofator em enzimas redox e no transporte de O ₂	MA (20-100)	M	129	141
Fe	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas e proteínas heme	B (> 1.000)	B	-	-
Mn	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas. Envolvido na reação de quebra da água na fotossíntese	BM (300-500)	M	138	131
Zn	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas	BM (100-400)	BM	73	73

1) Letras classificam a toxicidade como baixa (B), moderada (M) e alta (A). (2) Números entre parênteses denotam a concentração do elemento no tecido foliar (base seca) que indica toxicidade em plantas que não são nem altamente sensíveis nem tolerantes. (3) Elementos não classificados não se enquadram na lista de 275 poluentes prioritários (www.atsdr.cdc.gov/clist.html#list). Fonte: Guilherme et al. (2005).

A concentração do Cu dissolvido não deve exceder 0,009 mg/L e de Zn Total não deve exceder 0,18 mg/L nas águas doces superficiais de classe I, de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

A resolução nº 420 do CONAMA dispõe sobre valores orientadores de referência de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Para o Cu o valor de prevenção - VP (valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais) é de 60 e o valor de investigação - VI (é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana) é de 200 mg.Kg⁻¹ peso seco (solo com uso agrícola). Para o Zn o VP é de 300 e o VI é de 450 mg.Kg⁻¹ peso seco (solo com uso agrícola) (BRASIL, 2009).

Lourenzi et al. (2008) obtiveram maiores transferências de Cu e Zn por escoamento superficial na forma solúvel nos primeiros eventos chuvosos após a aplicação do dejetos líquido suíno. Em avaliações realizadas no mesmo experimento Giroto et al. (2010) constataram aumento dos teores de Cu e Zn no solo das camadas superficiais, com migração de Cu até a profundidade de 12 cm e de Zn até 10 cm.

Pesquisando aplicações de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos Tiecher et al. (2013) encontraram em doses equivalentes a 90 kg ha⁻¹ de N aumento do conteúdo de Cu disponível e Zn na camada superficial do solo e quando o dobro dessa dose foi aplicado o Cu e Zn migraram para uma profundidade de 15 cm.

Trabalho realizado por Dal Bosco et al. (2008) indicou maior concentração de Cu no material escoado em parcelas tratadas com a maior dose de água residuária de suinocultura. Bem como constatado por Giroto et al. (2010b) que verificaram aumento significativo das quantidades de Cu e, principalmente, de P transferido por escoamento chegando a 2,3 e 92,8 vezes maior, respectivamente, com aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos.

Smanhotto et al. (2010) ao estudarem a concentração de Cu e Zn no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura, verificaram que o Cu presente no solo não apresentou diferenças com a aplicação do resíduo e adubação, enquanto as concentrações de Zn no solo foram influenciadas pelas taxas aplicadas, sendo as maiores concentrações verificadas nas maiores taxas de 200 e 300 m³ ha⁻¹. Já as transferências de Cu e de Zn por percolação foram pouco expressivas. Esses dados se assemelham aos obtidos por Bertol et al. (2010) que ao estudarem a mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo submetido às adubações mineral e dejetos líquido suíno verificaram

que os elementos tiveram baixa mobilidade no solo, independentemente do tipo de adubo utilizado, concentrando-se na camada de 0 a 2,5 cm.

Silva et al. (2011b) encontraram incremento de zinco e ferro, em níveis próximos ao limite de toxidez para bovinos quando aplicaram cama de peru em uma pastagem de *Brachiaria decumbens*, indicando que a aplicação deste resíduo deve ser monitorada para não causar distúrbios nos animais que consomem as forrageiras.

Shigaki, Sharpley e Prochnow (2006b) apresentam medidas que podem ser desenvolvidas para utilização de esterco de suínos e de frango, sendo agrupadas em dois tipos: as do manejo das fontes e as do transporte. As medidas que visam o manejo das fontes tendem a diminuir as quantidades de fósforo na dieta, usar aditivos no alimento, promover o tratamento e compostagem do esterco, bem como manejar com cuidado as doses, época, e método de aplicação dos esterco. As medidas visando o manejo no transporte objetivam controlar a perda de fósforo no escoamento superficial por meio da conservação do solo, zonas vegetativas ribeirinhas de contenção, culturas de cobertura e locais de contenção da água.

Downing e Gamroth (2007) fazem algumas recomendações de aplicação do esterco em pastagens: 1. Quantificar o esterco de acordo com a necessidade da planta e de características específicas do campo; 2. Nos campos com solos mal drenados (menor taxa de infiltração) e campos inundáveis a aplicação do adubo deve ser planejada para o início da estação de crescimento durante o tempo seco; 3. Nos campos que têm maior taxa de infiltração e nos campos que estão mais longe dos cursos de água deve ser feita a aplicação do dejetos durante os meses com o potencial para maior pluviosidade; 4. Aplicações mais freqüentemente nos campos com espaço de ar suficiente no solo para o adubo mover pelo perfil do solo é o mais desejável e 5. Manter um cordão de vegetação, ele vai melhorar a taxa de infiltração. Al-wadaey et al. (2010) recomendam a aplicação de esterco 30m de águas superficiais e canal, para minimizar o escoamento potencial de patógenos, hormônios como o estrogênio, metais e reduzir nutrientes e sedimentos na enxurrada.

Resende (2002) apresenta algumas medidas de controle do excesso de nitrato na água, tais como: construção adequada das instalações da fazenda;

correto dimensionamento da adubação e da época de aplicação; uso de fertilizantes de liberação retardada e inibidores de nitrificação.

É importante lembrar que a adoção de práticas conservacionistas no manejo do solo contribui para redução do volume e velocidade do escoamento superficial e controle mais eficaz da erosão hídrica, reduzindo perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial.

3 ARTIGO A – PERDA DE SOLO E ÁGUA SOB CHUVA SIMULADA EM ÁREA DE PLANTIO DIRETO SUBMETIDO À ADUBAÇÃO MINERAL E DEJETO DE ANIMAIS

3.1 RESUMO

O preparo e o manejo do solo podem influenciar as taxas de erosão que ocorrem em um solo, influenciando as perdas de solo, água e nutrientes. O Sistema Plantio Direto é uma prática conservacionista que pode contribuir com redução da perda de solo, porém não tem apresentado a mesma eficácia em relação às perdas de água e nutrientes. O objetivo deste trabalho foi avaliar as perdas de solo e água em um Latossolo Vermelho distroférico cultivado no Sistema Plantio Direto e submetido a adubações orgânicas com dejetos líquidos suíno e cama de aviário e adubação mineral. As avaliações foram realizadas na área experimental do IAPAR em Londrina - PR em um Latossolo Vermelho Distroférico, submetido ao Sistema de Plantio Direto. Os tratamentos constituíram de Controle (sem adubação); adubação mineral - AM (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); doses de Dejetos Líquidos Suínos – DLS: DLS 100 (equivalente a 60 kg N ha⁻¹), DLS 200 (equivalente a 120 kg N ha⁻¹) e doses de Cama de Aviário – CA: CA100 (equivalente a 60 kg N ha⁻¹) e CA 200 (equivalente a 120 kg N ha⁻¹). As avaliações foram realizadas através de chuva simulada em dois períodos (junho/2010 e setembro/2012). As perdas de água em 2010 ocorreram em todos os tratamentos avaliados. Em 2012, as perdas de água ocorreram nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200. As perdas de solo no escoamento superficial em 2010 não excederam o limite máximo permitido pelo CONAMA. Em 2012 as perdas de solo ultrapassaram o limite estabelecido na legislação nos tratamentos DLS100, DLS200 e no Controle.

PALAVRAS-CHAVE: Chorume; Cama de Aviário; erosão hídrica; Infiltração; escoamento superficial.

3.2 ABSTRACT

The preparation and soil management can influence erosion rates occurring in soil, influencing the soil, water and nutrients losses. The no-tillage system is a conservation practice that can contribute to reducing soil loss, but it has not shown the same effectiveness in relation to water and nutrients losses. The objective of this study was to evaluate the soil and water losses in a Oxisol cultivated in No-Till System and subjected to organic fertilization with pig slurry and poultry manure and mineral fertilizer. The evaluations were performed in the experimental area of IAPAR in Londrina - PR for a Oxisol, submitted to No-Till System. The treatments were control (without fertilizer); mineral fertilizer - MF (60 kg N ha⁻¹ using the formula 10-30-10); Pig Slurry – PS doses: PS 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹), PS 200 (equivalent to 120 kg N ha⁻¹) and Poultry Manure - PM doses: PM 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹) and PM 200 (equivalent to 120 kg ha⁻¹). The evaluation was performed using simulated rain in two periods (June / 2010 and September / 2012). Water loss in 2010 occurred in all treatments. In 2012, water loss occurred in the control, MF, PS100 and PS200 treatments. Soil loss in runoff in 2010 did not exceed the maximum extent permitted by CONAMA. In 2012 soil loss exceeded the limit in PS100, PS200 and Control treatments.

KEY-WORDS: Manure; Poultry Manure; Water Erosion; Infiltration; Runoff.

3.3 INTRODUÇÃO

O tipo de manejo do solo pode influenciar as taxas de erosão hídrica dependendo da maior ou menor exposição do solo ao impacto das gotas de chuva e a ação da enxurrada. Com essa degradação da estrutura do solo, perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica tornam-se frequentes e contribuem para a diminuição da fertilidade química, física e biológica, acarretando sérios danos ao setor agropecuário.

A técnica do plantio direto baseia-se na menor mobilização possível do solo em todos os seus aspectos (extensão de superfície do terreno trabalhada, profundidade de preparo e grau de fragmentação do volume de solo mobilizado). Nessa prática, o solo é rompido apenas na linha de semeadura ou plantio de mudas/partes vegetativas das plantas, ficando os resíduos culturais remanescentes de culturas anteriores quase todos na superfície. Apresenta o menor grau de rugosidade superficial e nenhum valor adicional de porosidade total da camada arável, além de resultar em uma superfície de solo geralmente consolidada, condição que, com o tempo, favorece a conservação do solo, mas, em alguns casos, desfavorece a conservação da água (GILLES et. al., 2009).

Pesquisas têm demonstrado a eficácia dos preparos conservacionistas de solo no controle da erosão, com reduções de 50 a 95 % nas perdas de solo, em relação ao preparo convencional. No entanto, as perdas de água, de modo geral, têm sido variadas e bem menos influenciadas pela cobertura superficial morta do que as perdas de solo, podendo ser superiores ora na semeadura direta, ora no preparo reduzido, ora no preparo convencional, ou mesmo semelhantes entre os diferentes métodos de preparo do solo, dependendo de condições, tais como: regime de chuva, tipo de solo, topografia e sequência/rotação cultural (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003).

Além do manejo do solo deve-se analisar também o efeito do tipo de adubo utilizado, a forma de aplicação e a dose. O aumento da produção de suínos e aves no Brasil na última década culminou no aumento do volume de dejetos gerado e conseqüentemente a utilização de dejetos de animais como fertilizante agrícola aumentou. Neste contexto diversas pesquisas tem avaliado a influência dos métodos de preparo do solo e do tipo de adubação nas perdas de água e solo no escoamento superficial (BERTOL et al., 2007; PELES, 2007; FUSCO et al., 2009; GILLES et al., 2009; LEMOS, 2011), enfatizando a aplicação de dejetos de animais em solos cultivados no sistema plantio direto.

O objetivo deste trabalho foi avaliar as perdas de solo e água em um Latossolo Vermelho distroférrico cultivado no Sistema Plantio Direto e submetido a adubações orgânicas com dejetos líquido suíno e cama de aviário e adubação mineral.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Instituto Agrônomo do Paraná - IAPAR, localizado em Londrina-PR, sob as coordenadas geográficas 23°21'54"S e 51°09'12"W, altitude média 569 m (fig. 3.1), em área submetida ao Sistema de Plantio Direto com rotações de culturas no verão (soja/milho) e inverno (aveia/aveia+nabo+ervilhaca/trigo).

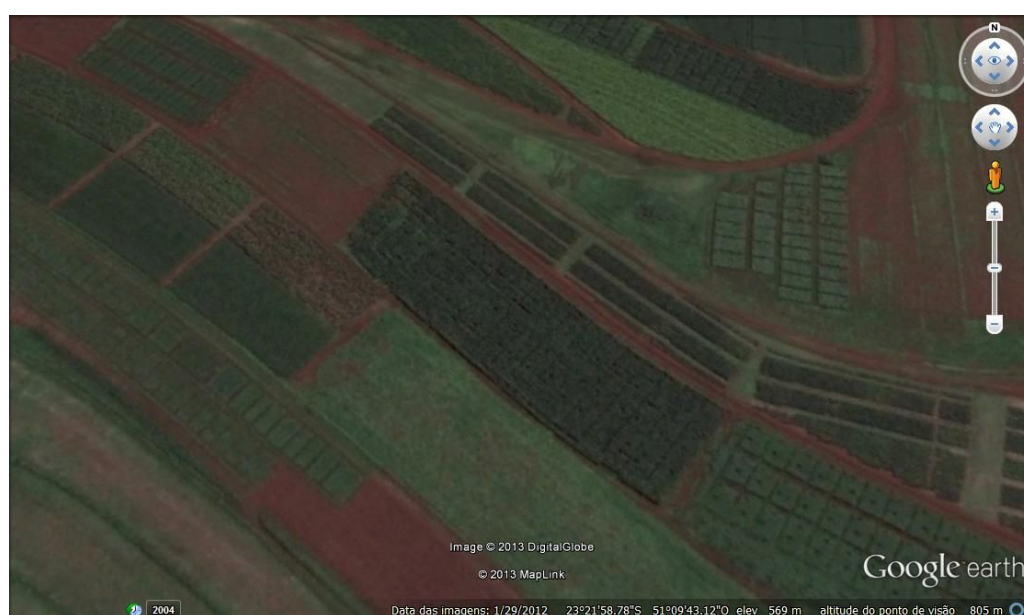


Figura 3.1 – Imagem de Satélite da Área do Experimento, IAPAR, Londrina – Pr.

A área experimental está localizada na bacia hidrográfica do Ribeirão Cafezal (fig. 3.2). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico, com os seguintes atributos físicos na implantação do experimento em 2008 (tabela 3.1). O clima da região na classificação de Köppen é do tipo Cfa, com verões quentes e geadas pouco frequentes, com tendências de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22°C, e a dos meses mais frios é inferior a 18°C, com precipitação média anual de 1200 mm (MAACK, 2002).

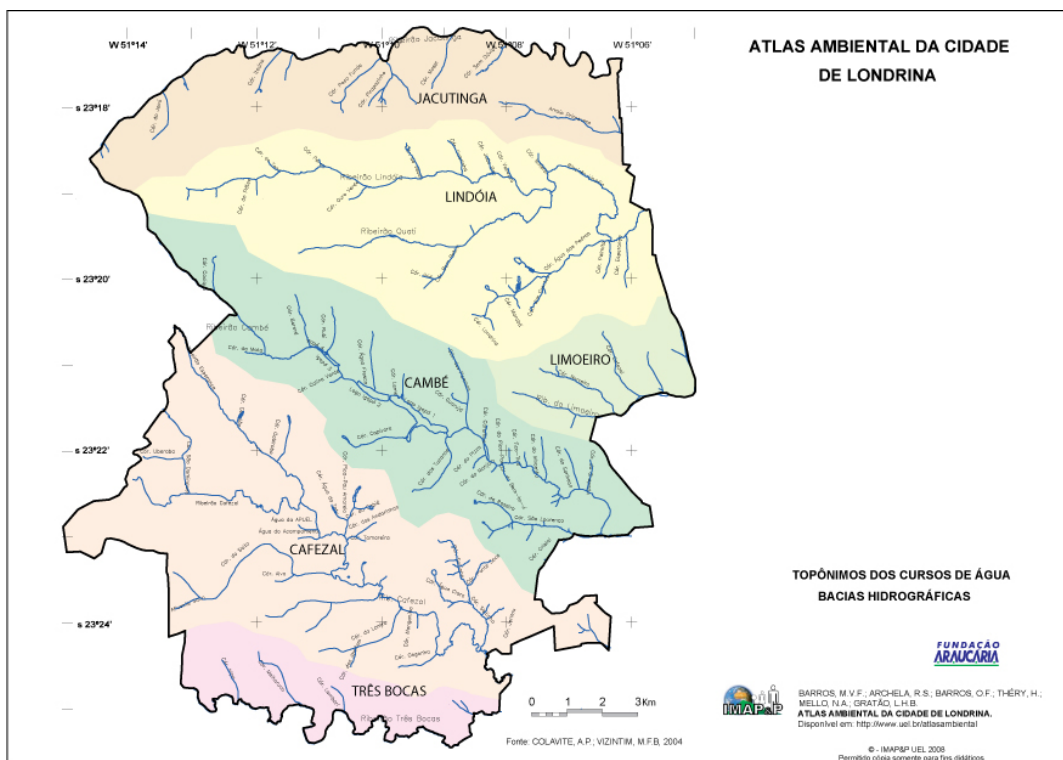


Figura 3.2 – Bacias Hidrográficas de Londrina. Fonte: Atlas Ambiental da Cidade de Londrina, 2008.

Tabela 3.1 Densidade do solo (Ds) e de partículas (Dp), Porosidade total (PT), macro e microporosidade de um Latossolo Vermelho distroférico da área experimental.

Prof.	Ds	Dp	PT	Micro	Macro
m	g cm ⁻³		cm ⁻³		
0,0-0,10	1,17	2,87	0,59	0,42	0,17
0,10-0,20	1,20	2,88	0,58	0,42	0,16
0,20-0,30	1,19	2,91	0,59	0,41	0,18
0,30-0,40	1,18	2,92	0,59	0,41	0,18

Antes deste estudo a referida área estava sendo manejada com experimento de algodão. No início deste experimento, no inverno de 2008, foi plantado aveia, sem adubação nenhuma para esgotar os nutrientes do solo. Em outubro de 2008 foi feita a divisão do experimento no campo e aplicada as primeiras doses de adubação (dejetos líquidos suíno – DLS, Cama de aviário – CA e adubação mineral). A sequência das culturas implantadas entre 2008 e 2012 estão no quadro abaixo (tabela 3.2).

Tabela 3.2 Sequencia das culturas implantadas entre 2008 e 2012 na área experimental.

Época	Cultura
verão/2008	soja
inverno/2009	aveia
verão/2009	milho
inverno/2010	trigo
verão/2010	soja
inverno/2011	aveia
verão/2011	milho
inverno/2012	aveia
verão/2012	soja

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com quatro repetições em parcelas de 50m² (10m x 5m). Para cada ensaio foram aplicadas doses de dejetos líquido de suíno (DLS) e cama de aviário (CA) antes do plantio da safra de verão e inverno. As doses do DLS e CA foram calculadas de acordo com a exigência da cultura em nitrogênio ou fósforo. As doses utilizadas foram: Controle (sem adubação); adubação mineral (AM) recomendada com 60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10; aplicação de 33 m³ ha⁻¹ de DLS (DLS 100) equivalente a 60 kg N ha⁻¹; aplicação de 66 m³ ha⁻¹ de DLS (DLS 200) equivalente a 120 kg N ha⁻¹; aplicação de 1.920 kg ha⁻¹ de CA (CA 100) equivalente a 60 kg N ha⁻¹; aplicação de 3.840 kg ha⁻¹ de CA (CA 200) equivalente a 120 kg N ha⁻¹.

3.4.1 APLICAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO SUÍNO

O dejetos líquido de suíno (DLS) utilizado foi retirado de lagoa de estabilização, na qual foi homogeneizado antes da coleta, com auxílio de trator e bomba submersa para retirada das frações sólidas e líquidas do resíduo e levado até o experimento em caminhão tanque próprio para transporte de resíduos. Os

dejetos foram aplicados manualmente, com o auxílio de regadores, antes da semeadura e em cobertura (fig. 3.3).



Figura 3.3 – Aplicação de Dejeito Líquido Suíno em parcelas do experimento. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

3.4.2 APLICAÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO

A cama de frango utilizada foi proveniente da criação intensiva de frangos de corte coletada após a saída de 6 lotes de frango, criados em galpão com substrato de sepiho. Após a obtenção dos dejetos estes foram levados para o experimento e aplicados manualmente a lanço (fig. 3.4), antes da semeadura e em cobertura.



Figura 3.4 – Aplicação de Cama de Aviário em parcelas do experimento. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

3.4.3 AVALIAÇÕES SOB CHUVA SIMULADA

Foram realizadas duas avaliações (a primeira em agosto/2010, e a segunda em setembro/2012) com chuva simulada no experimento. Em ambas foi utilizado um simulador portátil descrito por Roth (1985) de 70 mm de intensidade durante uma hora (fig.3.5 e 3.6). Em cada parcela do experimento foi instalada uma caixa metálica de 50 x 50 x 25 cm. Esta caixa foi cravada no solo até 7 cm de profundidade e a altura restante permitiu a coleta da solução resultante do arraste superficial, por meio de uma calha coletora ligada através de mangueira a um recipiente de armazenamento (fig. 3.7 e 3.8). A água do escoamento superficial foi coletada por um período contínuo de 60 minutos e o volume total coletado foi enviado para o laboratório para análise.

Na primeira avaliação do escoamento superficial, em 2010, os dejetos foram aplicados em junho, antes do plantio de inverno (trigo IPR 130,) e a aplicação da chuva ocorreu em agosto.

Na segunda avaliação do escoamento superficial, em 2012, os dejetos foram aplicados em maio, antes do plantio de inverno (aveia), e a aplicação da chuva ocorreu setembro.



Figura 3.5 - Minissimulador de chuva instalado no campo em 2010. Fonte: BARBOSA, G. M. C., 2010.



Figura 3.6 - Minissimulador de chuva instalado no campo em 2012. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.



Figura 3.7 - Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora em 2010. Fonte: BARBOSA, G. M. C., 2010.



Figura 3.8 - Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora 2012. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

No laboratório foi determinado o volume de água coletada em cada parcela. Após decantação do sedimento, separou-se a parte líquida para análise de macro e micronutrientes. A parte sólida (sedimentos) foi seca em estufa a 105° C, para a remoção total da água, e após, foram pesados em balança semi-analítica.

3.4.4 PARÂMETROS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DA PERDA DE SOLO

Para discussão dos resultados de perdas de solo deste trabalho (média de quatro repetições) utilizou-se o parâmetro para Sólidos dissolvidos totais estipulados pela resolução 357 do CONAMA, sendo 500 mg/L (BRASIL, 2005).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 PERDA DE ÁGUA

As perdas de água em 2010 ocorreram em todos os tratamentos avaliados Controle, AM, DLS100, DLS200, CA100 e CA200, sendo maior no tratamento como dejetos suíno - DLS100 (fig.3.9). Os resultados obtidos mostram que provavelmente o dejetos causou um encrustamento superficial com entupimento dos microporos e maior escoamento da água. Os principais efeitos do encrustamento superficial são: redução da infiltração da água, aumento do escoamento, redução da troca gasosa entre solo e atmosfera e interferência na germinação das sementes (PAGLIAI; BISDOM; LEDIN, 1983).

Em 2012, as perdas de água ocorreram nos tratamentos controle, AM, DLS100 e DLS200, sendo a maior perda de água obtida no tratamento com dejetos suíno na maior dose - DLS200 (fig.3.9). Uma possível explicação é que o aumento da dose de dejetos pode resultar na obstrução de poros do solo pelos compostos orgânicos sólidos presentes no dejetos e pelo efeito hidrofóbico, que altera o comportamento da hidrologia de superfície. Esse fenômeno promove a repelência da água, dificultando, portanto, a infiltração desta no solo (BERTOL et al., 2007).

A aplicação superficial de esterco de animal altera a condutividade hidráulica superficial, promovendo um entupimento do solo a curto prazo que reduz a capacidade de infiltração, por outro lado, a longo prazo condiciona o solo e melhora sua capacidade de infiltração (ROBERTS e CLANTON, 2000).

As partículas de solo possuem cargas negativas livres, as substâncias orgânicas solúveis dos esterco com cargas negativas, promovem repulsão entre as partículas, causando maior dispersão. As partículas dispersas obstruem microporos do solo, dificultando infiltração da água (BARBOSA; MIYAZAWA, 2009).

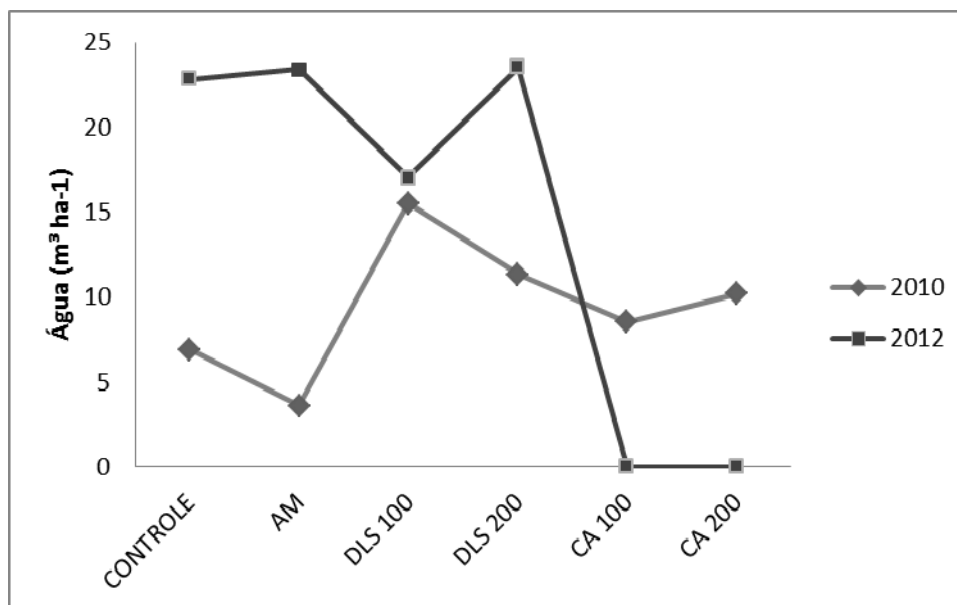


Figura 3.9 - Perdas de água para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha^{-1} através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha^{-1} ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha^{-1} ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha^{-1} e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha^{-1} . Média de quatro repetições.

Bertol et al. (2007) ao avaliarem as perdas de solo, água e nutrientes em solo cultivado sob a técnica de semeadura direta e submetido às adubações mineral e orgânica (DLS) Verificaram que as perdas de solo e água nas duas primeiras chuvas foram maiores no solo adubado com DLS do que com adubo mineral. A altura da lâmina de enxurrada no tratamento com DLS foi aproximadamente duas vezes maior do que nos outros dois. Peles (2007) também obteve aumento das perdas de água e solo via escoamento superficial nas maiores doses de DLS.

Oliveira e Parizotto (1994) obtiveram redução da infiltração da água em função do uso de chorume suíno, devido a possível presença de compostos orgânicos hidrofóbicos. Do mesmo modo, avaliando dejetos líquidos bovinos, Mori et al. (2009) verificaram que a dose igual ou superior a $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, seguida imediatamente por chuva de média e alta intensidade (60 e 85 mm h^{-1}) aumentou a taxa de escoamento, e consequentemente, a perda de água e solo.

Nos tratamentos que receberam cama de aviário - CA100 e CA200 a perda de água em 2012 foi nula, pois não ocorreu enxurrada com a aplicação da chuva simulada (fig. 3.9), tornando evidente a capacidade deste adubo em melhorar as propriedades físicas do solo ao longo de quatro anos de experimento, propiciando

aumento da infiltração de água no solo, redução do escoamento superficial e consequentemente redução da perda de água, solo e nutrientes, conforme já observado em outras pesquisas.

Lunardi Neto et al. (2008) encontraram melhorias das propriedades físicas dos solos reconstruídos devido à adubação com cama de aviário e a semeadura de *Brachiaria brizantha*, sendo a recuperação da estabilidade de agregados com aumento do DMP em relação aos outros tratamentos.

Weil e Kroontje (1979) estudando a aplicação de esterco de aves depois de cinco anos em solo argiloso verificaram influência deste resíduo na estrutura do solo da camada arável. Também encontraram diminuição da densidade do solo, aumento dos agregados estáveis em água e do total de agregados e maior teor de umidade. Do mesmo modo, Adeli et al. (2007) observaram aumento da estabilidade de agregados em área que recebeu cama de aviário comparado com áreas que receberam somente fertilizante químico.

Giddens e Barnet (1980) constataram que o aumento da dose de cama de frango retardou o tempo de início da enxurrada e em relação à perda de solo, esta foi maior nas parcelas que não receberam a cama de frango e menor nas parcelas com as maiores doses do resíduo e com pastagem.

Costa et al. (2009) avaliaram a influência da aplicação de cama de frango na recuperação física de um Latossolo Vermelho – textura média sob pastagem degradada e observaram redução nos teores de ADA com o aumento das doses de cama de frango aplicadas, aumento do grau de flocculação e redução da densidade do solo. Estes resultados concordam com os resultados de Andreola; Costa; Olszewski (2000) que avaliaram a influência da cobertura vegetal de inverno e das adubações orgânica (esterco de ave) e mineral sobre as propriedades físicas do solo, numa Terra Roxa Estruturada e, concluíram que na camada de 0-10 cm, o adubo orgânico aumentou os macroporos e diminuiu a densidade do solo.

Lima (2007) avaliou atributos físicos de um Latossolo Vermelho textura média, degradado submetido ao uso de pastagem *Brachiaria Decumbens*, sob diferentes níveis de adubação com dejetos de suínos e cama de aviário e verificaram que profundidade de 0-20cm apresentou os melhores resultados na maioria dos atributos físicos estudados com aplicação de cama de frango.

Tejada e Gonzalez (2008) encontraram diminuição da densidade do solo com a aplicação de composto de algodão e esterco de aves em comparação

com a parcela sem tratamento. Os autores também verificaram a diminuição da perda de solo. Também o trabalho realizado por Obi e Ebo (1995) indicou melhoras nos atributos físicos do solo com a aplicação do dejetos de aves, com menores valores de densidade do solo e de resistência do solo à penetração e maior porosidade total.

As perdas de água na parcela controle em 2010 e 2012 podem estar associadas à prática do sistema plantio direto, podendo resultar em uma superfície de solo geralmente consolidada, condição que, com o tempo, favorece a conservação do solo mas, em considerável parte dos casos, desfavorece a conservação da água (GILLES et. al., 2009). Também este resultado explica-se, em parte, pelo limite de infiltração de água no solo. No solo saturado, a chuva excedente em relação à infiltração transforma-se em escoamento superficial, independentemente do manejo do solo (BERTOL et al., 2011b).

Além da perda de água no escoamento superficial pode ocorrer também perda de solo e de materiais em suspensão ou dissolução presentes na superfície do solo, ocasionando prejuízos à produção agropecuária com a degradação física, química e biológica do solo, diminuição da fertilidade, assoreamento dos cursos d'água e poluição hídrica com a eutrofização da água pelo P e contaminação com metais pesados como o Cu e o Zn, principalmente em terrenos com rampas muito longas e/ou inclinadas, em encostas côncavas e sem práticas de conservação do solo e da água instaladas.

3.5.2 PERDA DE SOLO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL, SOB CHUVA SIMULADA

A quantidade de solo transportado no escoamento superficial, em relação ao limite máximo permitido pela resolução 357 do CONAMA foi distinta nos dois anos analisados. As perdas em 2010 (fig. 3.10) estiveram abaixo do limite de 500 mg/L estipulado pela legislação para todos os tratamentos estudados. Observa-se que as perdas de solo acompanharam as perdas de água para este ano, apresentando uma correlação.

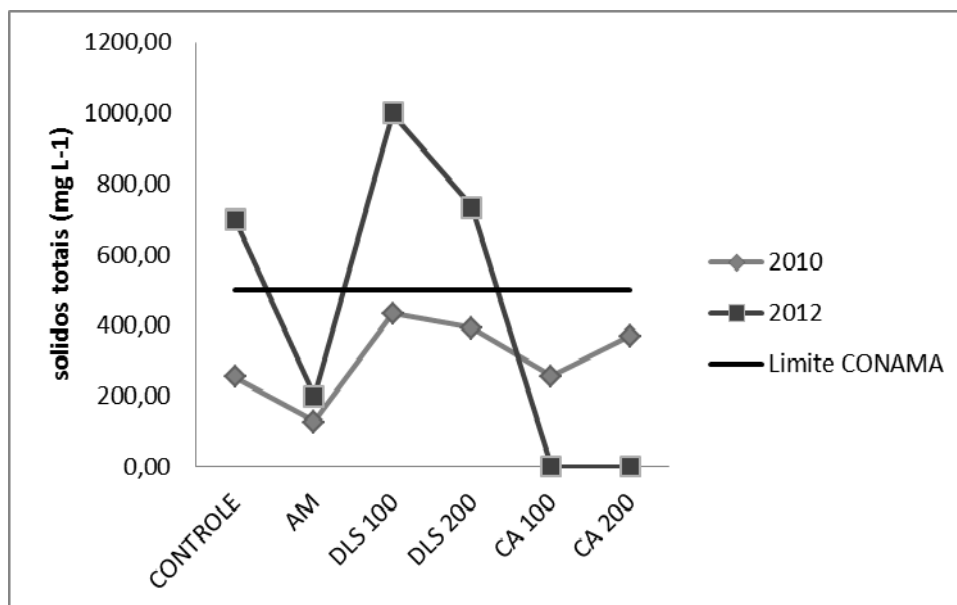


Figura 3.10 - Perdas de solo para os anos de 2010 e 2012 em relação ao limite estabelecido pela resolução 357 do CONAMA (500 mg/L para água doce de classe I). Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições.

Os valores de perda de solo obtidos em 2010 podem estar associados à pequena declividade do terreno da área experimental, que contribui na redução da velocidade da enxurrada e consequente diminuição das perdas de solo por erosão e também à cobertura vegetal deixada pelo plantio direto, que protege o solo contra o impacto das gotas de chuva, diminuindo a desagregação de partículas do solo e seu arraste via escoamento superficial. Vários trabalhos tem reportado a baixa perda de solo no sistema de plantio direto quando comparado ao sistema de preparo convencional (CASSOL e LIMA, 2003; GILLES et. al., 2009; GUADAGNIN et. al., 2005; LEMOS, 2011; SOUZA, MADEIRA e FIGUEIREDO, 2014; VALIM e PANACHUKI, 2010).

Em 2012 as perdas de solo excederam o limite estabelecido pela resolução 357 do CONAMA de 500 mg/L para os tratamentos com dejetos líquido suíno - DLS 100 e DLS 200 e parcela controle (fig. 3.10).

A perda de solo na parcela controle pode estar relacionada à menor agregação do solo em função da ausência de adição de matéria orgânica via adubação. Quanto menor os índices de matéria orgânica, menor a resistência dos agregados ao impacto das gotas de chuva, estes são facilmente quebrados

formando crostas na superfície, dificultando a infiltração, aumentando o escoamento superficial e a perda de solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

Já as maiores perdas de solo nos tratamentos com DLS em 2012 podem ser atribuídas possivelmente a um efeito dispersivo do dejetos, levando a um aumento da dispersão da argila, maior desagregação do solo e maiores perdas de solo por erosão, conforme observado em alguns estudos com dejetos de animais (ERTHAL et al., 2010; BARBOSA, MIYAZAWA e RUIZ, 2011; CONDÉ et al., 2013; HOMEM et al., 2014).

Erthal et al. (2010) observaram tendência de aumento do percentual de argila dispersa em água - ADA na camada superficial com a aplicação de água residuária de bovinocultura, e que esse aumento foi devido ao efeito cumulativo de sódio e potássio nessa camada, favorecendo a dispersão.

Pesquisado água residuária da suinocultura, Condé et al. (2013) verificaram tendência de aumento do percentual de ADA na camada mais profunda. Homem et al. (2014) observaram aumento da porcentagem de ADA com a aplicação deste adubo. Os autores atribuíram o aumento da ADA ao acúmulo de Na⁺ na solução do solo com a aplicação do resíduo, causando o fenômeno de dispersão de argila.

A presença de alguns constituintes nos dejetos, como o sódio (Na⁺) em grande concentração é indesejável. O teor de sódio em solos agrícolas pode aumentar com a adição de efluente, alterando certas características físicas do solo, devido à dispersão de argilas. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila em partículas muito pequenas, que obstruem os poros do solo, promovendo a formação de uma camada superficial selada, reduzindo a infiltração no solo e aumentando os riscos de erodibilidade do solo (CONDÉ et al., 2012).

Em estudo semelhante, realizado na mesma área deste experimento Barbosa, Miyazawa e Ruiz (2011) encontraram maiores perdas de sólidos nas parcelas que receberam as maiores doses de dejetos de suínos e aves.

Pelá (2005) ao avaliar o efeito de adubos orgânicos provenientes de dejetos de bovino em um Latossolo Vermelho Distrófico textura média observou que o composto orgânico diminuiu o DMP em todas as camadas, somente na primeira safra; aumentou a ADA na camada de 0,0-0,10m na primeira safra, e na de 0,20-0,30 m na segunda safra.

Embora um número grande de trabalhos publicados aponte para melhorias na agregação do solo com a aplicação de DLS (CASTRO FILHO; COSTA; CAVIGLIONE, 2003; DORTZBACH et al., 2008; LEMOS, 2011; MECABÔ JÚNIOR, 2013; SILVA et al., 2011d), alguns pesquisadores tem observado efeito contrário evidenciando a redução da estabilidade de agregados com a adição deste dejetos e de outros dejetos de animais.

Arruda et al. (2010) observaram redução da estabilidade de agregados do solo com a aplicação de 50 e 100 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno em relação ao tratamento testemunha sem adubação. Também Veiga et al. (2009) após nove anos de aplicações de 5m³ha⁻¹ano⁻¹ de cama de aviário, 40m³ ha⁻¹ano⁻¹ de dejetos líquido de suíno e 60m³ ha⁻¹ano⁻¹ de dejetos líquido de bovinos num solo muito argiloso, não encontraram diferenças na densidade e na porosidade do solo, nem na estabilidade de agregados em água.

Pesquisando a cama de peru Costa et al. (2008) não verificaram efeito das doses na agregação de um Latossolo Vermelho Distrófico típico e nem nos teores de matéria orgânica. Resultado semelhante foi obtido por Pinto et al. (2012) que observaram que o acúmulo crescente das doses de cama de peru não influenciou no estado de agregação do solo, independentemente da camada avaliada.

A ausência de perda de solo nos tratamentos que receberam CA em 2012 (CA100 e CA200) (fig. 3.10) segue a mesma tendência de perda de água para este mesmo ano, pois não tendo escoamento de água as perdas de solo também foram nulas. Este resultado indica provavelmente a ocorrência de melhoria na agregação do solo com a aplicação da CA, culminando em menor perda de solo e aumento da infiltração conforme já discutido acima.

A manutenção adequada da matéria orgânica em longo prazo resulta em formação de agregados estáveis, contribuindo para o aumento do índice de agregação e diminuição da resistência à penetração (CELIK et al., 2010). Também o material orgânico reflete no aumento da fertilidade e diminuição da erodibilidade do solo, prevenindo a perda de solo e água (BENNETT, 1955).

A perda de solo e de elementos associados podem causar danos ambientais, como o assoreamento e poluição dos mananciais. No entanto, a própria perda do solo é um dos principais prejuízos, pois é irreversível em curto prazo, uma

vez que a natureza gasta cerca de 120 a 400 anos para formar uma camada de solo de 1cm de espessura (TAVARES FILHO, 2013).

3.6 CONCLUSÕES

As perdas de água em 2010 ocorreram em todos os tratamentos avaliados. Em 2012, as perdas de água ocorreram nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200, sendo que em ambas avaliações as perdas foram maiores nos tratamentos com DLS, indicando a necessidade de maior controle de aplicação deste esterco.

As perdas de solo no escoamento superficial em 2010 não excederam o limite máximo de 500 mg/L permitido pela legislação. Em 2012 as perdas de solo excederam o limite nos tratamentos com dejetos líquido suíno (DLS100 e DLS200) e no Controle.

4 ARTIGO B – RISCOS AMBIENTAIS DA CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM SOLO CULTIVADO NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO E SUBMETIDO A ADUBAÇÕES ORGÂNICAS E MINERAL

4.1 RESUMO

A perda de nutrientes por erosão hídrica é afetada pelo método de preparo do solo e pelos seus teores no solo. A técnica de semeadura direta tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo em virtude da aplicação superficial dos adubos e não incorporação dos mesmos, favorecendo as perdas no escoamento superficial. Os dejetos de animais têm sido cada vez mais usados na agricultura, como alternativa de adubação das culturas. A adição de material orgânico nos solos, na forma de dejetos de animais ou de compostos orgânicos, quando utilizado de maneira correta, pode influenciar positivamente na produtividade das culturas, no fornecimento de macro e micronutrientes e melhorar a propriedades físicas do solo. No entanto, aplicação de doses elevadas pode implicar em altas cargas de nitrogênio - N, fósforo - P, cobre - Cu e zinco - Zn, podendo causar contaminação de mananciais através da lixiviação e escoamento superficial. O objetivo deste trabalho foi avaliar os riscos ambientais da concentração de amônio - NH_4^+ , nitrato - NO_3^- , fósforo disponível - $\text{P}_{\text{disp.}}$, Zn e Cu no escoamento superficial em Latossolo Vermelho distroférico cultivado no Sistema de Plantio Direto e submetido a adubações orgânicas com dejetos líquidos suíno e cama de aviário e adubação mineral. As avaliações foram realizadas na área experimental do IAPAR em Londrina - PR em um Latossolo Vermelho Distroférico, submetido ao Sistema de Plantio Direto. Os tratamentos constituíram de Controle (sem adubação); adubação mineral - AM (60 kg N ha^{-1} através da fórmula 10-30-10); doses de Dejetos Líquidos Suínos – DLS: DLS 100 (equivalente a 60 kg N ha^{-1}), DLS 200 (equivalente a 120 kg N ha^{-1}) e doses de Cama de Aviário – CA: CA100 (equivalente a 60 kg N ha^{-1}) e CA 200 (equivalente a 120 kg N ha^{-1}). As avaliações foram realizadas através de chuva simulada em dois períodos (junho/2010 e setembro/2012). As concentrações de NH_4^+ , Cu e Zn no escoamento superficial em 2010 excederam o valor crítico estipulado pela resolução 357 do CONAMA em todos os tratamentos avaliados. As concentrações de P

disponível em 2010 estão abaixo do valor crítico para todos os tratamentos avaliados. As concentrações de NO_3^- em 2010 foram superiores ao valor crítico para os tratamentos AM, DLS100, DLS200 e CA100. As concentrações de NH_4^+ , P disponível e Cu em 2012 ultrapassaram o valor crítico nos tratamentos Controle, AM, DLS 100 e DLS 200. As concentrações de NO_3^- e Zn em 2012 foram muito menores do que o valor crítico para todos os tratamentos estudados. As concentrações de NH_4^+ , NO_3^- , $\text{P}_{\text{disp.}}$, Zn e Cu no escoamento superficial observadas neste experimento constituem uma fonte poluidora para águas superficiais.

Palavras-Chave: dejetos líquidos suínos; cama de aviário; erosão hídrica; eutrofização; poluição ambiental.

4.2 ABSTRACT

The loss of nutrients by erosion is affected by tillage method and its contents in the soil. The direct seeding technique has provided accumulation of nutrients in the soil surface due to the surface application of fertilizers and not incorporating the same, favoring losses in runoff. The animal waste have been increasingly used in agriculture as fertilizer alternative crops. The addition of organic material in the soil, in the form of animals or of organic manure, when used correctly, can have a positive influence on crop productivity in the provision of macro and micro nutrients and improve soil physical properties. However, application of high doses can result in high loads of nitrogen - N, phosphorus - P, copper - Cu and zinc - Zn, may cause contamination of water sources through leaching and runoff. The objective of this study was to evaluate the environmental risks of concentration of ammonium - NH_4^+ , nitrate - NO_3^- , available phosphorus - $\text{P}_{\text{available}}$, Zn and Cu in runoff in Oxisol cultivated in No-Till System and subjected to organic fertilization with pig slurry and poultry litter and mineral fertilizer. The evaluations were performed in the experimental area of IAPAR in Londrina - PR for a Oxisol, submitted to No-Till System. The treatments were control (without fertilizer); mineral fertilizer - MF (60 kg N ha⁻¹ using the formula 10-30-10); Pig Slurry - PS doses: PS 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹), PS 200 (equivalent to 120 kg N ha⁻¹) and Poultry Manure - PM doses:

PM 100 (equivalent to 60 kg N ha⁻¹) and PM 200 (equivalent to 120 kg ha⁻¹). The evaluation was performed using simulated rain in two periods (June / 2010 and September / 2012). The NH₄⁺, Cu and Zn concentrations in surface runoff in 2010 exceeded the critical value stipulated by Resolution 357 of CONAMA in all treatments. The P concentrations available in 2010 are below the critical value for all treatments. The NO₃⁻ concentrations in 2010 were higher than the critical value for the MF, PS100, PS200 and PM100 treatments. The NH₄⁺, P, and Cu concentrations in 2012 exceeded the critical value in Control, MF, PS100, PS 200 treatments. The NO₃⁻ and Zn concentrations in 2012 were much lower than the critical value for all treatments. The NH₄⁺, NO₃⁻, P_{disp.}, Zn and Cu concentrations in runoff observed in this experiment are a source of pollution to surface waters.

KEY-WORDS: Pig Slurry; Poultry Litter; Water Erosion; Eutrophication; Environmental Pollution.

4.3 INTRODUÇÃO

A perda de nutrientes por erosão hídrica é afetada pelo método de preparo do solo e pelos seus teores no solo, estes últimos sendo muito dependentes das aplicações de adubos e corretivos e, especialmente, do emprego de métodos de preparo em que há pouco ou nenhum revolvimento de solo. A situação pode ser agravada pela ausência de práticas de controle da erosão de caráter mecânico como os terraços, o preparo do solo e a semeadura das culturas em contorno e as culturas em faixas em contorno, os quais têm a função básica de reduzir o volume e a velocidade da enxurrada e, desse modo, as perdas de água, solo e nutrientes por erosão hídrica (GILLES et al.,2009).

A técnica do plantio direto consiste no mais baixo grau de mobilização do solo, em todos os seus aspectos (extensão de superfície do terreno trabalhada, profundidade de preparo e grau de fragmentação do volume de solo mobilizado). Nesse método, o solo é rompido apenas para se colocar as sementes ou mudas/partes vegetativas das plantas, ficando os resíduos culturais remanescentes de culturas anteriores quase todos na superfície (GILLES et. al.,

2009). Contudo, a técnica de semeadura direta tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo, favorecendo as perdas por escoamento superficial.

Além do método de preparo do solo ainda deve se considerar o tipo de adubo utilizado, o modo de aplicação e a dose. Dessa forma, alguns trabalhos tem avaliado o efeito da aplicação de dejetos de animais nas perdas de nutrientes por escoamento superficial (CERETTA et al., 2005b; DAL BOSCO et al., 2008; MORI et al., 2009; BERTOL et al., 2010; SILVEIRA et al., 2011; LOURENZI et al., 2014b), com destaque para a aplicação de dejetos em solos cultivados no sistema plantio direto.

Os resíduos de animais constituem uma excelente fonte de nutrientes, especialmente N e P, e quando manejados adequadamente, podem suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante químico na produção de grãos e pastagens (KONZEN; ALVARENGA, 2005). Por outro lado, aplicações em quantidades elevadas de dejetos podem extrapolar os benefícios do fertilizante e aumentar os riscos ambientais, implicando em altas cargas de nutrientes, metais e patógenos entre outros (N, P, Cu e Zn) no ambiente (SEGANFREDO, 2000). Esses elementos poderiam ser acumulados em altos níveis comprometendo a qualidade do solo e da água, causando contaminação ambiental e restrição de uso para determinadas finalidades.

Dentre os problemas ambientais relacionados ao uso do dejetos de animais destacam-se a poluição do ar, em função da liberação de amônia, metano, ácidos graxos voláteis, H_2S , N_2O , etanol, propanol, dimetil sulfidro e carbono sulfidro; a poluição do solo, decorrente de repetidas aplicações, gerando um desbalanço e mesmo o excesso de alguns nutrientes; a poluição da água, pelo escoamento superficial e lixiviação de nutrientes. No primeiro caso, os nutrientes podem ser transportados por erosão via escoamento superficial até os mananciais de água superficiais, podendo causar a eutrofização da água pelo P ou contaminação das águas com metais pesados, como o Cu e Zn, e outros elementos-traços. Já no segundo caso, os nutrientes podem ser lixiviados pelo perfil e atingir os mananciais de água subterrâneas, resultando na sua contaminação com nitrato e outros elementos. Também pode ocorrer aumento das concentrações de matéria orgânica e nutrientes em cursos hídricos; mortandade de peixes e perda da balneabilidade, proliferação de vetores e disseminação de patógenos, como as bactérias fecais e os protozoários no solo e na água (DIESEL et al. 2002; CASTAMANN, 2005;

SCHULTZ, 2007; PANDOLFO et. al, 2008; VEIGA e PANDOLFO, 2010; CORRÊA et al., 2011).

Os dois elementos presentes em altas concentrações nos dejetos mais relacionados com contaminação ambiental são o nitrogênio e o fósforo. O nitrogênio pode contaminar a atmosfera, o solo e as águas superficiais e subterrâneas. O fósforo pode contaminar o solo e, principalmente, as águas superficiais (HAHN, 2004).

Neste contexto, há que se analisar não só as perdas de nutrientes no material escoado mas também a concentração destes e as implicações ambientais nos locais atingidos. Para tanto, é preciso considerar na análise os padrões de qualidade da água estipulados pela resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) como valor de referência. Os padrões de qualidade das águas determinados nesta resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe de água.

O objetivo deste trabalho foi avaliar os riscos ambientais da concentração de NH_4^+ , NO_3^- , $\text{P}_{\text{disp.}}$, Zn e Cu no escoamento superficial em Latossolo Vermelho distroférico cultivado no Sistema de Plantio Direto, submetido a adubações orgânicas com dejetos líquido suíno e cama de aviário e adubação mineral.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR, localizado em Londrina-PR, sob as coordenadas geográficas 23°21'54"S e 51°09'12"W, altitude média 569 m (fig. 4.1), em área submetida ao Sistema de Plantio Direto com rotações de culturas no verão (soja/milho) e inverno (aveia/aveia+nabo+ervilhaca/trigo).

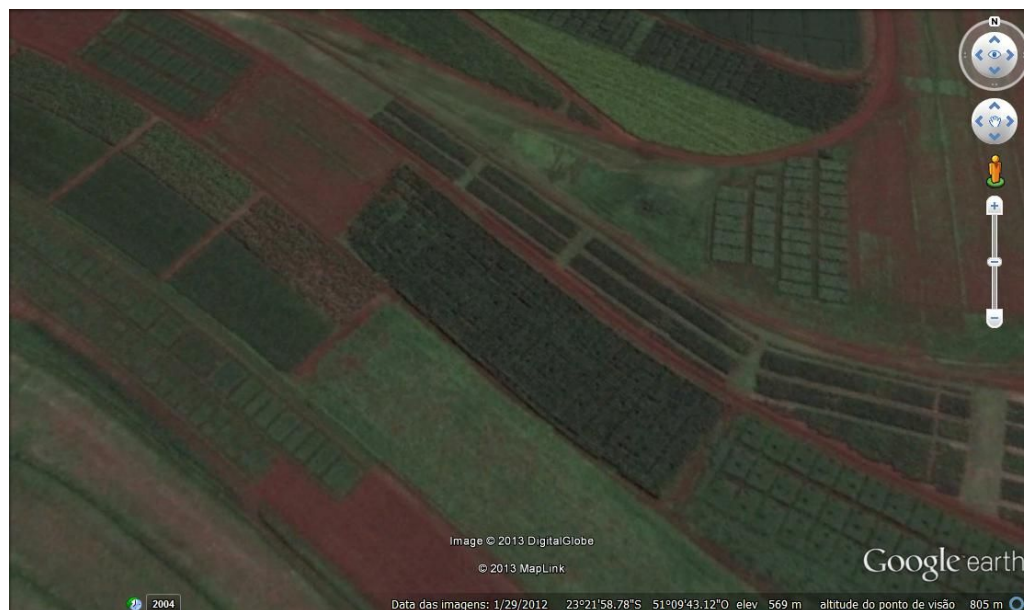


Figura 4.1 – Imagem de Satélite da Área do Experimento, IAPAR, Londrina – Pr.

A área experimental está localizada na bacia hidrográfica do Ribeirão Cafezal (fig. 4.2). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico, com os seguintes atributos físicos na implantação do experimento em 2008 (tabela 3.1). O clima da região na classificação de Köppen é do tipo Cfa, com verões quentes e geadas pouco frequentes, com tendências de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22°C, e a dos meses mais frios é inferior a 18°C, com precipitação média anual de 1200 mm (MAACK, 2002).

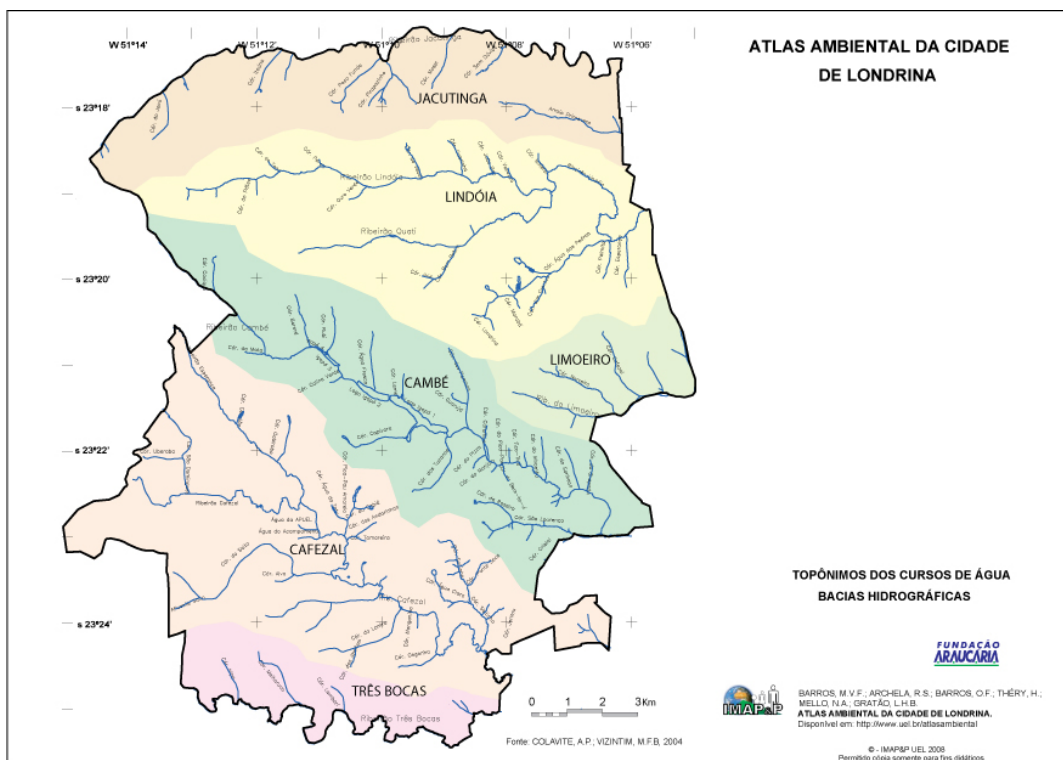


Figura 4.2 – Bacias Hidrográficas de Londrina. Fonte: Atlas Ambiental da Cidade de Londrina, 2008.

Antes deste estudo a referida área estava sendo manejada com experimento de algodão. No início deste experimento, no inverno de 2008, foi plantado aveia, sem adubação nenhuma para esgotar os nutrientes do solo. Em outubro de 2008 foi feita a divisão do experimento no campo e aplicada as primeiras doses de adubação (dejeito líquido suíno – DLS, Cama de aviário – CA e adubação mineral). A sequência das culturas implantadas entre 2008 e 2012 estão no quadro abaixo (tabela 4.1).

Tabela 4.1 Sequencia das culturas implantadas entre 2008 e 2012 na área experimental.

Época	Cultura
verão/2008	soja
inverno/2009	aveia
verão/2009	milho
inverno/2010	trigo
verão/2010	soja
inverno/2011	aveia
verão/2011	milho
inverno/2012	aveia
verão/2012	soja

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com quatro repetições em parcelas de 50m² (10m x 5m). Para cada ensaio foram aplicadas doses de dejetos líquido de suíno (DLS) e cama de aviário (CA) antes do plantio da safra de verão e inverno. As doses do DLS e CA foram calculadas de acordo com a exigência da cultura em nitrogênio ou fósforo. As doses utilizadas foram: Controle (sem adubação); adubação mineral (AM) recomendada com 60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10; aplicação de 33 m³ ha⁻¹ de DLS (DLS 100) equivalente a 60 kg N ha⁻¹; aplicação de 66 m³ ha⁻¹ de DLS (DLS 200) equivalente a 120 kg N ha⁻¹; aplicação de 1.920 kg ha⁻¹ de CA (CA 100) equivalente a 60 kg N ha⁻¹; aplicação de 3.840 kg ha⁻¹ de CA (CA 200) equivalente a 120 kg N ha⁻¹.

4.4.1 APLICAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO SUÍNO

O dejetos líquido de suíno utilizado (DLS) foi retirado de lagoa de estabilização, o qual foi homogeneizado na mesma, antes da coleta, com auxílio de trator e bomba submersa para retirada das frações sólidas e líquidas do resíduo e levado até o experimento em caminhão tanque próprio para transporte de resíduos.

Os dejetos foram aplicados manualmente, com o auxílio de regadores, antes da semeadura e em cobertura (figura 4.3).

As características do DLS aplicado nas parcelas em 2010 e 2012 encontram-se nas tabelas 4.2 e 4.3.

Tabela 4.2 - Teores de nutrientes presentes no dejetos líquido de suíno em junho/2010

N	P	Ca	Mg	Mn	k	Cu	Zn	B
-----g kg ⁻¹ -----					-----mg kg ⁻¹ -----			
9,97	5,19	15,26	2,77	1,46	4,17	105,32	126,2	15,91

Tabela 4.3 - Teores de nutrientes presentes no dejetos líquido de suíno em maio/2012

N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	B	Mn
-----g kg ⁻¹ -----					-----mg kg ⁻¹ -----			
38,82	18,62	22,0	22,83	9,12	962,0	2498,0	26,04	628,70



Figura 4.3 – Aplicação de Dejetos Líquidos Suínos em parcelas do experimento. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

4.4.2 APLICAÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO

A CA utilizada foi proveniente da criação intensiva de frangos de corte coletada após a saída de 6 lotes de frango, criados em galpão sob substrato de cepilho. Após a obtenção dos dejetos estes foram levados para o experimento e aplicados manualmente a lanço (figura 4.4), antes da semeadura e em cobertura.

As características da CA aplicada nas parcelas em 2010 e 2012 encontram-se nas tabelas 4.4 e 4.5.

Tabela 4.4 - Teores de nutrientes presentes na cama de aviário em junho/2010

N total	P	Ca	Mg	Mn	k	Cu	Zn	B
-----g kg ⁻¹ -----				-----mg kg ⁻¹ -----				
25,97	40,44	47,14	9,03	1,15	21,54	102,37	1092	58,36

Tabela 4.5 - Teores de nutrientes presentes na cama de aviário em maio/2012

N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	B	Mn
-----g kg ⁻¹ -----				-----mg kg ⁻¹ -----				
14,65	13,42	28,00	40,83	10,74	81,6	411,1	47,0	757,8



Figura 4.4 – Aplicação de Cama de Aviário em parcelas do experimento. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

4.4.3 AVALIAÇÕES SOB CHUVA SIMULADA

Foram realizadas duas avaliações (a primeira em agosto/2010, e a segunda em setembro/2012) com chuva simulada no experimento. Em ambas foi utilizado um simulador portátil descrito por Roth (1985) de 70 mm de intensidade durante uma hora (fig.4.5 e 4.6). Em cada parcela do experimento foi instalada uma caixa metálica com 50 x 50 x 25 cm. Esta caixa foi cravada no solo até 7 cm de profundidade e a altura restante permitiu a coleta da solução resultante do arraste superficial, por meio de uma calha coletora ligada através de mangueira a um recipiente de armazenamento (fig. 4.7 e 4.8). A água do escoamento superficial foi coletada por um período contínuo de 60 minutos e o volume total coletado foi enviado para o laboratório para análise.

Na primeira avaliação do escoamento superficial, em 2010, os dejetos foram aplicados em junho, antes do plantio de inverno (trigo IPR 130) e a aplicação da chuva ocorreu em agosto.

Na segunda avaliação do escoamento superficial, em 2012, os dejetos foram aplicados em maio, antes do plantio de inverno (aveia) e a aplicação da chuva ocorreu setembro, após a dessecação da aveia.



Figura 4.5 - Minissimulador de chuva instalado no campo em 2010. Fonte: BARBOSA, G. M. C., 2010.



Figura 4.6 - Minissimulador de chuva instalado no campo em 2012. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.



Figura 4.7 - Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora em 2010. Fonte: BARBOSA, G. M. C., 2010.



Figura 4.8 - Coleta de solo e água escorrida em frascos no período de uma hora 2012. Fonte: OLIVEIRA, J. G. R., 2012.

No laboratório foi determinado o volume de água coletada em cada parcela. Após decantação do sedimento, separou-se a parte líquida para análise de macro e micronutrientes. Na água coletada foi determinada a concentração de NH_4^+ , NO_3^- , Pdisp., Cu e Zn.

Para a forma NO_3^- , retirou-se 10mL da água e foi realizada a leitura direta no espectrofotômetro. O nitrogênio total foi feito a partir da coleta de 10mL de água com adição de aproximadamente 1g de Zinco, na qual houve a redução de todo nitrato em amônia. A diferença entre o nitrogênio total e NO_3^- , foi determinada na forma de amônia na água escoada.

A concentração de fósforo foi realizada pela leitura direta de uma quantidade próxima de 10mL no ICP-EOS (Plasma). Para determinação das concentrações de Cu e Zn, foram adicionadas 3 gotas de HCL 1 mol/L no frasco de coleta para decantar a argila dispersa. Depois filtrado 10 mL do sobrenadante. As determinações da concentração dos elementos foram realizadas através da leitura do filtrado no ICP - EOS (Plasma).

4.4.4 PARÂMETROS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DOS DADOS

Para discussão dos resultados deste trabalho (amônio - NH_4^+ , nitrato - NO_3^- , fósforo disponível - $\text{P}_{\text{disp.}}$, zinco - Zn, cobre - Cu) utilizou-se os parâmetros estipulados pela resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) para água doce de Classe I e para ambiente lótico, por apresentarem características comuns às águas superficiais da região do experimento (tabela 4.6). A classe 1 constitui em águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas. O ambiente lótico refere-se ao ambiente relativo a águas continentais moventes (água corrente) (BRASIL, 2005).

Tabela 4.6 - Padrões de qualidade de água para Classe I, Águas Doces.

PADRÕES	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg/L P
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L N, para $\text{pH} \leq 7,5$
Zinco total	0,18 mg/L Zn

Fonte: (Resolução nº 357 do CONAMA, de 17 de março de 2005).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO - NH_4^+ NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Para as avaliações realizadas em 2010, as concentrações de NH_4^+ no escoamento superficial ultrapassaram o limite máximo de 3,7 mg/L estabelecido pela resolução 357 do CONAMA (para água doce de classe I, para $\text{pH} \leq 7,5$) (BRASIL 2005), em todos os tratamentos avaliados - Controle, AM, DLS100, DLS200, CA100 e CA200 (fig. 4.9).

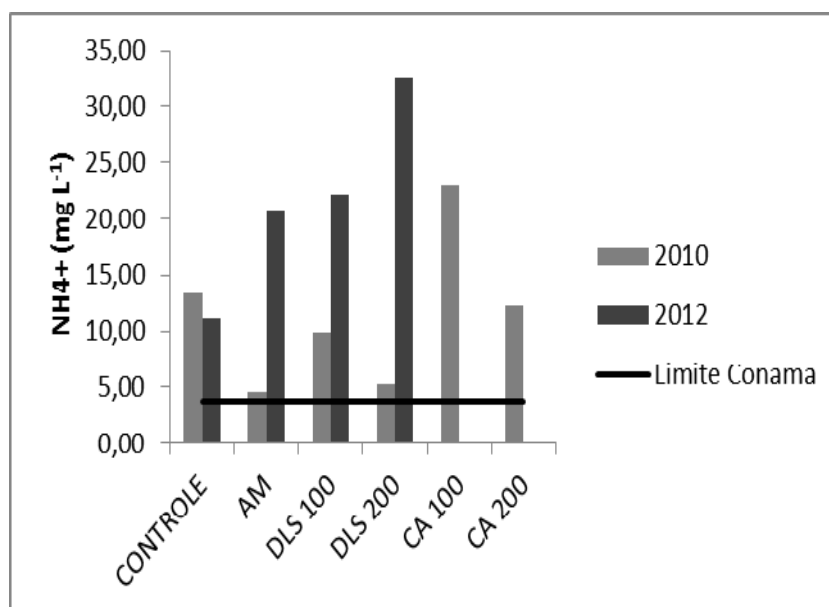


Figura 4.9 – Concentração de NH_4^+ para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha^{-1} através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha^{-1} ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha^{-1} ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha^{-1} e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha^{-1} . Média de quatro repetições. O valor limite para o Nitrogênio amoniacal total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 3,7 mg/L para água doce de classe I, para $\text{pH} \leq 7,5$.

Nas avaliações realizadas em 2012, as concentrações de NH_4^+ excederam o limite máximo nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200, já nos tratamentos com cama de aviário – CA100 e CA200 não houve perda do nutriente devido à ausência de enxurrada com a aplicação da chuva simulada (fig. 4.9).

Neste estudo verificou-se que as concentrações de NH_4^+ encontraram-se mais elevadas que as concentrações de NO_3^- em 2012 (figs. 4.9 e 4.10), provavelmente devido ao fato de não ter ocorrido uma completa nitrificação e também pela quantidade de nitrogênio adicionado. Os resultados de concentração de NH_4^+ no escoamento superficial de 2010 e 2012 deixam claro o potencial poluidor dessa forma de N caso a solução escoada alcance os corpos d'água superficiais, indicando necessidade de controle da enxurrada.

O amônio NH_4^+ em altas concentrações é um indicativo de que pode ocorrer uma oxidação para nitrato (processo de nitrificação), aumentando assim os teores dessa substância no meio (CABRAL, 2007).

As perdas de NH_4^+ no escoamento superficial em 2010 e 2012 deve-se, provavelmente, ao fato de que o amônio tende a ficar retido no solo através de mecanismos de troca de cátions, sendo adsorvido nas partículas e assim mais suscetível às perdas por erosão do que por lixiviação (HOODA et al., 2000). O NH_4^+ tende a ser adsorvido nas partículas do solo e, assim, perde-se mais por processos erosivos, enquanto o NO_3^- , em razão da sua baixa reatividade e alta mobilidade no perfil, é preferencialmente perdido por lixiviação (TIMOFIECSYK et al., 2012).

No tratamento controle sem aplicação de adubo observam-se perdas elevadas de NH_4^+ (fig. 4.9), ressaltando o transporte de nutrientes em áreas manejadas no sistema de plantio direto. A técnica de semeadura direta tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo, pela não inversão da sua camada arável, o que favorece a concentração de nutrientes na enxurrada. A erosão hídrica, por ser seletiva, preferencialmente transporta os sedimentos mais finos, de menor diâmetro e de baixa densidade, constituídos, sobretudo, de coloides minerais e orgânicos e normalmente enriquecidos de elementos minerais (BERTOL et al., 2007).

4.5.2 CONCENTRAÇÃO DE NITRATO - NO_3^- NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Para as avaliações realizadas em 2010, as concentrações de NO_3^- na solução do escoamento superficial foram superiores ao valor crítico de 10 mg/L estabelecido pela resolução 357 do CONAMA (para água doce de classe I) nos

tratamentos AM, DLS100, DLS200 e CA100 (fig. 4.10), o que significa risco de contaminação ambiental caso este nutriente atinja as águas superficiais.

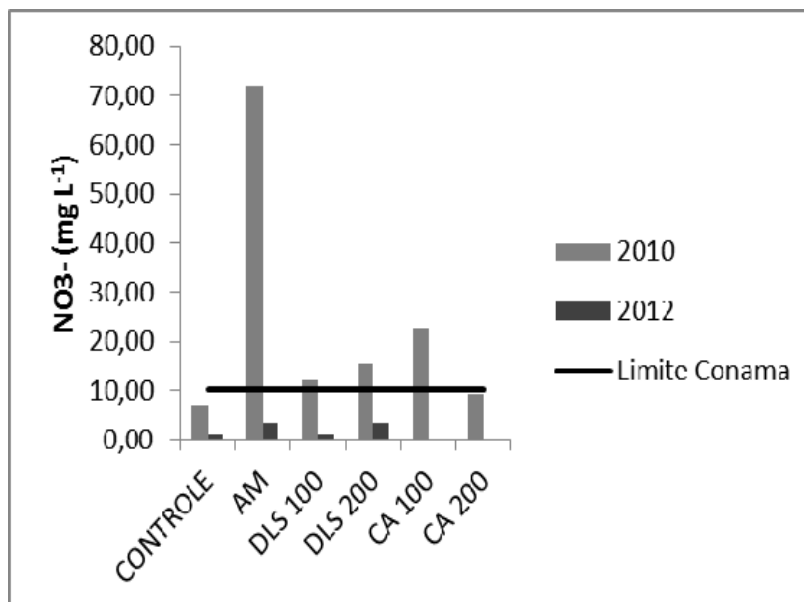


Figura 4.10 - Concentração de NO_3^- para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha^{-1} através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha^{-1} ; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha^{-1} ; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha^{-1} e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha^{-1} . Média de quatro repetições. O valor limite para NO_3^- estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 10 mg/L para água doce de classe I.

Considerando os valores obtidos em 2010, a água escoada foi uma fonte potencial de contaminação da água superficial por NO_3^- . O nitrato é considerado a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agrícolas (JADOSKI et al., 2010). O ânion nitrato caracterizado por ser fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, tende a permanecer mais em solução, principalmente nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo na fase sólida (repelindo o nitrato), e os fosfatos ocupam as cargas positivas disponíveis, deixando o nitrato propenso à lixiviação e ao escoamento superficial, levando à eutrofização das fontes superficiais e subterrâneas da água (RESENDE, 2002).

A eutrofização consiste no enriquecimento das águas por nutrientes que alimentam o crescimento vegetal, o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas. Quando estas plantas e algas morrem e se decompõem,

níveis de oxigênio dissolvido em lagos e córregos são esgotados, o que pode levar ao aparecimento de odores, mortandade de peixes, e uma degradação geral do valor estético e recreativo do meio ambiente, restrição de uso da água para a pesca, recreação e indústria, impalatabilidade de água potável, formação de agentes cancerígenos durante cloração da água e comprometimento neurológico em humanos (BUNDY et al., 2001; RESENDE, 2002; SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW 2006a).

Algumas cepas de cianobactérias, ao morrerem, podem liberar neurotoxinas e hepatotoxinas que afetam a saúde humana, seja pela ingestão da água ou pelo contato primário em atividades de recreação. Também, a presença dessas algas propicia a formação de trihalometanos (produto da reação entre a matéria orgânica e o cloro) durante o processo de cloração da água. A remoção de cianobactérias bem como de toxinas e trihalometanos da água destinada para consumo humano exige técnicas sofisticadas, as quais consequentemente elevam os custos com o seu tratamento (COSTA, 2008).

Além da eutrofização, as altas concentrações de nitrato na água podem causar problemas à saúde humana, como diminuição na capacidade do sangue para transportar oxigênio - metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul), produção de nitrosaminas (que geralmente causam câncer), doenças respiratórias, disfunção da glândula tireoide e abortos fetais na pecuária (NYAKATAWA, et al., 2001; JADOSKI et al., 2010).

Para as avaliações realizadas em 2012, as concentrações de NO_3^- no escoamento superficial estiveram abaixo do valor crítico de 10 mg/L estabelecido na legislação para todos os tratamentos avaliados (fig. 4.10), indicando maior lixiviação deste nutriente, diminuindo assim, o escoamento superficial desse poluente. Outra possibilidade para menor concentração de NO_3^- em 2012 pode estar associado ao fato de não ter ocorrido uma completa nitrificação do nitrogênio adicionado ao solo. No entanto, se por um lado não existe problema de poluição por nitrato nas águas superficiais, por outro pode estar ocorrendo contaminação das águas subterrâneas, porém neste estudo não foram avaliados as concentrações de nutrientes no lixiviado.

O nitrato é livremente móvel na solução do solo e é, portanto, potencialmente vulnerável a lixiviar abaixo da zona de enraizamento com a água que se desloca através do solo (HOODA et al., 2000).

Trabalhos tem relatado a percolação do NO_3^- em áreas que receberam dejetos de animais e contaminação ambiental por este elemento. Aita, Port e Giacomini (2008) avaliando o acúmulo e o deslocamento de N-NO_3 no solo após a aplicação de doses de dejetos líquidos suíno, verificaram que as quantidades de N-NO_3 e a sua percolação no solo aumentaram rapidamente após a aplicação dos dejetos, principalmente na maior dose aplicada de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Esse comportamento foi observado também por Fey et al. (2010) estudando a lixiviação de nitrato devido à aplicação de dejetos suínos e verificaram que no LVeF os tratamentos com 60 e $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos não tratados e $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos preestabilizados, o deslocamento foi significativo, com acúmulo de nitrato na camada 40 a 60 cm .

Caovilla et. al (2005) conduziram um trabalho com água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho Distroférrico típico e verificaram que o tratamento que recebeu maior concentração do resíduo apresentou as maiores concentrações de nitrato, potássio e sais totais nos lixiviados. Estudando o mesmo resíduo Anami et al. (2008) verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

Basso et. al. (2005) ao avaliar a percolação de nitrogênio e fósforo em área submetida a aplicações sistemáticas de dejetos líquidos de suínos constataram que com o aumento da dose de dejetos ocorreu o incremento nas concentrações de nitrato na água percolada. Também Kingery et al. (1994) estudaram o impacto da aplicação de cama de frango e verificaram acumulação significativa de nitrato na profundidade de 60 cm .

4.5.3 CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DISPONÍVEL P_{DISP} NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Para as avaliações realizadas em 2010, as concentrações de P disponível no escoamento superficial estão abaixo do valor crítico estipulado pela resolução 357 do CONAMA de $0,1 \text{ mg/L}$ (padrão estipulado para água doce de classe I, ambiente lótico), para todos os tratamentos avaliados, ocorrendo perdas deste elemento somente no tratamento com adubação mineral – AM (fig. 4.11).

Nas avaliações realizadas em 2012, as concentrações de P disponível no escoamento superficial estão muito acima do valor de 0,1 mg/L estabelecidos na legislação brasileira (fig. 4.11). As perdas ocorreram nos tratamentos controle, adubação mineral - AM e dejetos líquido suíno (DLS100 e DLS200), sendo maior na maior dose de DLS – DLS200.

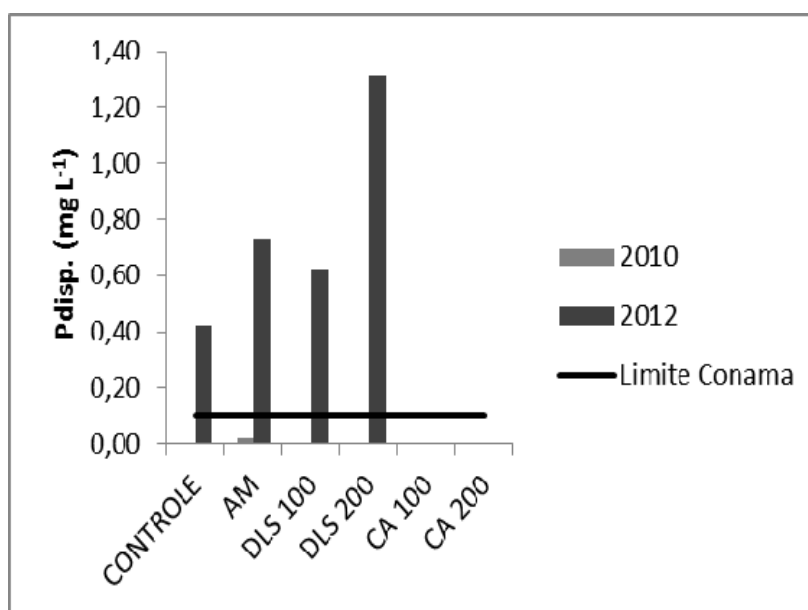


Figura 4.11 - Concentração de P disp. para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições. O valor limite para P total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,1 mg/L para água doce de classe I, ambiente lótico.

Essas concentrações de P disponível em 2012 podem ser, em partes, devido ao fato de que a aplicação de fertilizantes orgânicos ao longo do tempo promove alterações nas frações de P no solo, assim como a saturação dos sítios de adsorção por esse elemento especialmente na forma inorgânica, resultando numa menor capacidade de adsorção de P no perfil. Isto ocorre de tal modo, que a energia de ligação do P com os colóides do solo diminua, aumentando sua disponibilidade às plantas e potencializando as transferências de fósforo por escoamento superficial e percolação (HENTZ; CARVALHO, 2014).

Outra explicação deve-se ao fato de que o fósforo é transportado em maior quantidade pelo escoamento superficial do que pelo fluxo subterrâneo, pois é fortemente adsorvido pelas partículas do solo, reduzindo sua mobilidade. Desta

forma, o P tende a acumular no local de aplicação e se transferido apenas quando a porção do solo onde está localizado é removida (DOBLINSKI et al., 2010).

A forma como o P é encontrado no dejetos e o manejo adotado pode contribuir com grandes acúmulos de P disponível nas camadas superficiais do solo. O P encontrado nos dejetos encontra-se predominantemente na forma inorgânica, prontamente disponível para as plantas (LOURENZI et al., 2014b). Também a ausência de revolvimento do solo no plantio direto tem proporcionado acúmulo de nutrientes na superfície do solo, favorecendo a concentração de nutrientes na enxurrada (BERTOL et al., 2007).

Resultados semelhantes aos obtidos nesse estudo foram encontrados em outras pesquisas que avaliaram dejetos de animais. Lourenzi et al. (2014b) estudaram o efeito de sucessivas aplicações de fontes orgânicas (dejetos suíno e bovino) e mineral sobre o teor disponível, o escoamento superficial e a percolação de formas de P em um Argissolo Vermelho manejado sob sistema plantio direto. Os autores observaram que as aplicações de fontes de nutrientes ao longo dos anos proporcionaram incremento e migração de P-disponível no perfil do solo, refletindo em transferências de P por escoamento superficial e percolação, especialmente no solo com a aplicação de dejetos suíno, onde foi realizada a maior adição do nutriente.

Estudando o efeito da aplicação de diferentes fontes de fósforo solúvel em água no transporte de P no escoamento superficial Shigaki, Sharpley e Prochnow (2006a) observaram um aumento drástico no fósforo dissolvido reativo, no fósforo total e na perda cumulativa com o aumento da fonte de fósforo solúvel em água.

Peles (2007) avaliou a perda de nutrientes via escoamento superficial com a aplicação de doses de dejetos líquido de suínos e gesso e encontrou aumento da concentração de N-NH₄, N total, P solúvel, P particulado e P total na água, sendo que os maiores valores corresponderam às maiores doses de dejetos suíno, concordando com os resultados de Basso (2003) que verificou que a concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial, foi dependente da quantidade de dejetos suíno aplicado, sendo maior nas maiores doses. Resultado semelhante foi obtido por Allen e Mallarino (2008) que encontraram aumento da concentração e carga de P no escoamento após 24 h da aplicação de esterco líquido de suínos, sem incorporação ao solo com o aumento

das doses do dejetos. O mesmo foi encontrado por Gessel et al. (2004) que verificaram maior perda de P dissolvido no escoamento com o aumento da taxa de aplicação do dejetos suíno. Também Dieter (2009) constatou que o fósforo solúvel presente no escoamento superficial é dependente da dose de água residuária de suinocultura aplicada, sendo maior na maior dose ($200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Mori et al. (2009) verificaram aumento da concentração de P total, solúvel e particulado no escoamento com valores acima dos níveis críticos relacionados com a eutrofização com a aplicação de dejetos líquido bovino.

Guardini et al. (2012) avaliaram o acúmulo e o potencial contaminante do P em um solo que recebeu dejetos de suínos na forma de dejetos líquidos e cama sobreposta. Os autores verificaram que a adição de cama sobreposta de suínos no solo ao longo de oito anos aumentou a quantidade de P na solução na camada superficial do solo.

Kleinman et al. (2002) obtiveram maiores concentrações de P solúvel e P total no escoamento nas parcelas que receberam os adubos mineral (fosfato de diamônio) e orgânicos (esterco bovino, esterco de ave e chorume suíno) em relação à parcela controle sem tratamento. As concentrações de P solúvel e P total no escoamento dos solos tratados com esterco bovino foram superiores à da parcela controle.

Smith et al. (2007) constataram que quando aplicado na superfície de pastagem a mesma dose de fertilizante, o dejetos líquido suíno demonstrou um grande risco à qualidade da água um dia após a aplicação do resíduo em relação ao fertilizante mineral e cama de frango. À medida que aumentou o tempo de aplicação do esterco suíno e a chuva simulada os riscos de perda de P e N para a água de escoamento diminuíram.

Os resultados obtidos em 2012 para os tratamentos controle, AM e DLS 100 e DLS 200 revelam risco de eutrofização das águas superficiais pelo P caso a água escoada atinja os corpos d'água. O uso excessivo de fósforo leva a uma diminuição da absorção de cálcio e aumenta a liberação de cálcio dos ossos agravando o risco de osteoporose (GABRIEL et al., 2012).

4.5.4 CONCENTRAÇÕES DE CU E ZN NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Nas avaliações realizadas em 2010, as concentrações de Cu no escoamento superficial (fig. 4.12) estão bem acima do limite de 0,009 mg/L estabelecido pela resolução 357 do CONAMA (para água doce de Classe I) para todos os tratamentos estudados. Estas perdas podem ser um reflexo da baixa mobilidade do Cu no perfil. O Cu dentre os micronutrientes é o menos móvel no solo devido à sua forte adsorção nos coloides orgânicos e inorgânicos do solo (NOVAIS, et al., 2007).

Já, nas avaliações realizadas em 2012, as concentrações de Cu na enxurrada foram superiores ao valor de 0,009 mg/L estipulado pela legislação brasileira para os tratamentos controle, AM, DLS100 e DLS200 (fig. 4.12), sendo que a ausência de Cu nos tratamentos com cama de aviário CA100 e CA200 (fig. 4.12) deve-se ao fato de que não ocorreu escoamento superficial nestas parcelas com a aplicação de chuva simulada, porém em 2010 quando ocorreu a enxurrada, as concentrações deste elemento mostram alto potencial contaminante.

Os resultados de 2010 e 2012 indicam risco de contaminação ambiental por Cu caso o material escoado atinja os mananciais de águas superficiais. O Cu em excesso tende a se acumular no sangue e com isto esgotar as reservas de zinco do cérebro (GABRIEL et al., 2012).

A elevada concentração de metais na água, sedimentos e organismos aumenta a vulnerabilidade da saúde humana por meio da bioacumulação. Essa vulnerabilidade resulta na contaminação por metais pesados através de duas formas: beber água contaminada que passou por tratamento inadequado, expondo a população à ingestão de metais em doses toleráveis, ou a ingestão através de alimentos contaminados, como por exemplo, o peixe (CARVALHO; ORSINE, 2011).

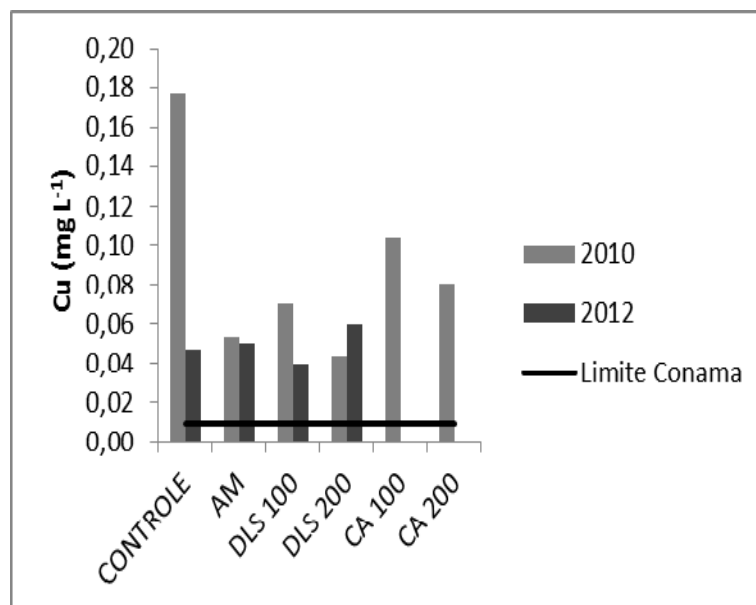


Figura 4.12 - Concentração de Cu para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições. O valor limite para Cu dissolvido estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,009 mg/L para água doce de classe I.

Para as avaliações realizadas em 2010, as concentrações de Zn no escoamento superficial (fig. 4.13) ultrapassaram o limite máximo de 0,18 mg/L (para água doce de classe I) estabelecido pela resolução 357 do CONAMA para todos os tratamentos avaliados. Estas concentrações possivelmente devem-se à baixa mobilidade do Zn no perfil do solo, fazendo com que o mesmo se acumule na superfície do terreno e seja transportado pela enxurrada, evidenciando o potencial contaminante deste micronutriente

O Zn pode causar irritação e corrosão do trato intestinal, podendo ainda levar a necrose renal ou nefrite, nos casos mais severos (ALVES et al., 2010).

Para as avaliações realizadas em 2012, as concentrações de Zn no material escoado estiveram muito menores do que 0,18 mg/L valor máximo estabelecido pela legislação para os tratamentos controle, AM, DLS100 e DLS200 (fig. 4.13). Este resultado pode indicar a ocorrência de migração deste elemento no perfil do solo, devido ao maior acúmulo deste elemento, diminuindo sua disponibilidade na camada superficial e na solução escoada. O Zn é um dos metais pesados mais móveis no solo (NOVAIS, et al., 2007). Em decorrência da menor afinidade do Zn pelos grupos funcionais das partículas de tamanho coloidal

presentes no solo, a migração de Zn no perfil do solo passa a ser muito mais intensa do que a do Cu (GIROTTO et al. 2010).

Nos tratamentos CA100 e CA200 em 2012 não ocorreram perdas de Zn similarmente ao explicado para o Cu, devido à ausência de escoamento superficial nestas parcelas neste ano (fig. 4.13). No entanto, quando ocorreu a enxurrada nas parcelas adubadas com cama de aviário em 2010 as concentrações de Zn apresentaram potencial contaminante (fig. 4.13), indicando que a aplicação deste resíduo deve ser monitorada para não causar contaminação ambiental das águas superficiais.

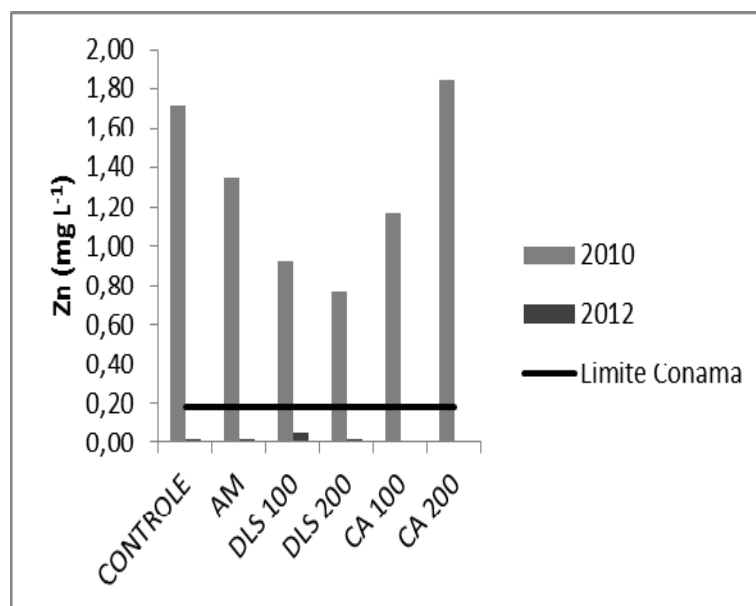


Figura 4.13 - Concentração de Zn para os anos de 2010 e 2012. Controle = sem adubação; AM = adubação mineral (60 kg N ha⁻¹ através da fórmula 10-30-10); DLS 100 = aplicação de DLS equivalente a 60 kg N ha⁻¹; DLS200 = aplicação de DLS equivalente a 120 kg N ha⁻¹; CA100 = aplicação de CA equivalente a 60 kg N ha⁻¹ e CA200 = aplicação de CA equivalente a 120 kg N ha⁻¹. Média de quatro repetições. O valor limite para Zn total estipulado pela resolução nº 357 do CONAMA é de 0,18 mg/L para água doce de classe I.

As concentrações de Cu e Zn no escoamento superficial eram esperadas, pois os metais pesados como o Cu e o Zn, presentes nos dejetos de animais, devido à baixa mobilidade no perfil do solo, tendem a acumular-se na camada superficial e, portanto, apresentam baixo potencial de lixiviação, contudo, aplicações excessivas de dejetos podem ocasionar perdas em subsuperfície (BERTOL et al., 2010).

Os micronutrientes Cu e o Zn por não serem biodegradáveis, acumulam-se em diversas cadeias alimentares, incluindo as cadeias das quais os humanos fazem parte, podendo causar doenças sérias, como por exemplo, o câncer (LIMA-SILVA et al., 2002).

Comparativamente aos outros tratamentos as concentrações de Cu e Zn em 2010 (fig. 4.12 e 4.13) foram muito elevadas na parcela controle, provavelmente devido ao elevado teor destes micronutrientes em condições naturais na superfície do solo. Solos derivados de rochas ígneas básicas, como o solo deste experimento, são mais ricos em Cu e Zn do que os solos oriundos de rochas sedimentares (NOVAIS et al., 2007). Resende et al. (2007) apresentam o teor total de Cu e Zn para o Latossolo Vermelho Distroférico localizado em Londrina-Pr, sendo 238 mg Kg^{-1} de Cu e 91 Kg^{-1} de Zn. Os valores de Cu encontram-se bem acima dos valores típicos registrados para solos (30 mg Kg^{-1}). Além disso, as concentrações do Cu e Zn nos demais tratamentos também podem ser reflexo do plantio direto e da adubação com dejetos de animais.

As perdas de Cu e Zn no escoamento superficial encontradas neste trabalho também são mostradas em outras pesquisas com dejetos de animais. Lourenzi et al. (2008) obtiveram maiores transferências de Cu e Zn por escoamento superficial na forma solúvel nos primeiros eventos chuvosos após a aplicação do dejetos líquido suíno. Em avaliações realizadas no mesmo experimento Giroto et al. (2010a) constataram aumento dos teores de Cu e Zn no solo das camadas superficiais, com migração de Cu até a profundidade de 12 cm e de Zn até 10 cm.

Pesquisando aplicações de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos Tiecher et al. (2013) encontraram em doses equivalentes a 90 kg ha^{-1} de N aumento do conteúdo de Cu disponível e Zn na camada superficial do solo e quando o dobro dessa dose foi aplicado o Cu e Zn migraram para uma profundidade de 15 cm.

Trabalho realizado por Dal Bosco et. al (2008) indicou maior concentração de Cu no material escoado em parcelas tratadas com a maior dose de água residuária de suinocultura. Bem como constatado por Giroto et al. (2010b) que verificaram aumento significativo das quantidades de Cu e, principalmente, de P transferido por escoamento chegando a 2,3 e 92,8 vezes maior, respectivamente, com aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos.

Smanhotto et al. (2010) ao estudarem a concentração de Cu e Zn no material percolado com a aplicação de água residuária de suinocultura, verificaram que as transferências de Cu e de Zn por percolação foram pouco expressivas. Esses dados se assemelham aos obtidos por Bertol et al. (2010) que ao estudarem a mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo submetido às adubações mineral e dejetos líquido suíno verificaram que os elementos tiveram baixa mobilidade no solo, independentemente do tipo de adubo utilizado, concentrando-se na camada de 0 a 2,5 cm.

4.6 CONCLUSÕES

As concentrações de NH_4^+ na água de escoamento superficial em 2010 ultrapassaram o limite máximo de 3,7 mg/L permitido pela legislação em todos os tratamentos avaliados. Em 2012 as concentrações de NH_4^+ excederam o limite nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200.

As concentrações de NO_3^- na solução do escoamento superficial em 2010 foram superiores ao limite máximo de 10,0 mg/L permitido pela legislação para os tratamentos AM, DLS100, DLS200 e CA100. Em 2012 as concentrações de NO_3^- estiveram abaixo do limite para todos os tratamentos avaliados.

As concentrações de P disponível no escoamento superficial em 2010 ficaram abaixo do limite máximo de 0,1 mg/L permitido pela legislação para todos os tratamentos avaliados. Enquanto que em 2012 as concentrações desse elemento ficaram acima do limite para os tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200.

As concentrações de Cu e Zn no escoamento superficial em 2010 ficaram acima do limite máximo de 0,009 mg/L e 0,18 mg/L respectivamente para todos os tratamentos estudados. Em 2012 as concentrações de Cu na enxurrada foram superiores ao limite para os tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200, enquanto que para as concentrações de Zn os valores ficaram abaixo do limite permitido em todos os tratamentos.

5 CONCLUSÕES GERAIS

As perdas de água em 2010 ocorreram em todos os tratamentos avaliados. Em 2012, as perdas de água ocorreram nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200, sendo que em ambas avaliações as perdas foram maiores nos tratamentos com DLS, indicando a necessidade de maior controle de aplicação deste esterco.

As perdas de solo no escoamento superficial em 2010 não excederam o limite máximo de 500 mg/L permitido pela legislação. Em 2012 as perdas de solo excederam o limite nos tratamentos com dejetos líquidos suíno (DLS100 e DLS200) e no Controle.

As concentrações de NH_4^+ na água de escoamento superficial em 2010 ultrapassaram o limite máximo de 3,7 mg/L permitido pela legislação em todos os tratamentos avaliados. Em 2012 as concentrações de NH_4^+ excederam o limite nos tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200.

As concentrações de NO_3^- na solução do escoamento superficial em 2010 foram superiores ao limite máximo de 10,0 mg/L permitido pela legislação para os tratamentos AM, DLS100, DLS200 e CA100. Em 2012 as concentrações de NO_3^- estiveram abaixo do limite para todos os tratamentos avaliados.

As concentrações de P disponível no escoamento superficial em 2010 ficaram abaixo do limite máximo de 0,1 mg/L permitido pela legislação para todos os tratamentos avaliados. Enquanto que em 2012 as concentrações desse elemento ficaram acima do limite para os tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200.

As concentrações de Cu e Zn no escoamento superficial em 2010 ficaram acima do limite máximo de 0,009 mg/L e 0,18 mg/L respectivamente para todos os tratamentos estudados. Em 2012 as concentrações de Cu na enxurrada foram superiores ao limite para os tratamentos Controle, AM, DLS100 e DLS200, enquanto que para as concentrações de Zn os valores ficaram abaixo do limite permitido em todos os tratamentos.

As concentrações de NH_4^+ , NO_3^- , $\text{P}_{\text{disp.}}$, Zn e Cu no escoamento superficial observadas neste estudo constituem uma fonte poluidora para águas superficiais de classe I, indicando que a aplicação de adubos orgânicos e mineral

deve ser monitorada para não causar contaminação ambiental e riscos à saúde humana.

A utilização da cama de frango como fertilizante do solo pode promover alterações nas propriedades físicas do solo que contribuem para o aumento da infiltração da água, refletindo em menor perda de água e solo e concentração de nutrientes no escoamento superficial. O uso deste adubo, no entanto, deve ser monitorado, uma vez que havendo enxurrada, as concentrações de nutrientes na água escoada podem exceder os limites máximos permitidos pela legislação brasileira e tornar-se uma fonte poluidora para águas superficiais.

A aplicação de dejetos líquidos suínos como fertilizante no solo pode elevar as perdas de água e solo e concentração de nutrientes no escoamento superficial ultrapassando os limites permitidos na legislação brasileira, podendo causar poluição das águas superficiais. Desta forma, seu uso deve ser constantemente monitorado a fim de diminuir os riscos ambientais.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de dejetos de animal como fertilizante do solo deve ser monitorada, pois seu uso pode influenciar nas perdas de água e solo e concentração de nutrientes no escoamento superficial, elevando as taxas de nutrientes (N e P), metais (Cu e Zn) e patógenos nas águas superficiais, sendo necessário levar em consideração a composição e dose do adubo, condições do terreno, tipo de solo, tipo de manejo e modo de aplicação.

O enriquecimento das águas com N ou P promove eutrofização das águas. O nitrato pode causar o aparecimento de doenças como a metahemoglobinemia, câncer, doenças respiratórias, disfunção da tireóide, abortos fetais na pecuária. O P pode levar à diminuição da absorção do Cálcio no organismo. O acúmulo de Cu no sangue tende a esgotar as reservas de zinco do cérebro e causar doenças cancerígenas e o Zn pode causar irritação e corrosão do trato intestinal, podendo ainda levar a necrose renal ou nefrite.

Para diminuir o escoamento superficial e minimizar as perdas de água e o transporte de solo e nutrientes torna-se necessário a adoção de medidas de controle e redução da enxurrada, a fim de complementar a eficácia conservacionista do plantio direto.

REFERÊNCIAS

- ADELI, A.; SISTANI, K. R.; ROWE, D. E.; TEWOLDE, H. Effects of Broiler Litter on Soybean Production and Soil Nitrogen and Phosphorus Concentrations. **Agronomy Journal**, n.97, p.314–321, 2005.
- ADELI, A.; SISTANI, K. R.; ROWE, D. E.; TEWOLDE, H. Effects of Broiler Litter Applied to No-Till and Tillage Cotton on Selected Soil Properties. **Soil Science Society of American Journal**. V.71, nº3, 2007.
- AGUIAR, M. I.; LOURENÇO, I. P.; OLIVEIRA, T. S.; LACERDA, N. B. Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p.811-819, 2006.
- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/ inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.5, p.901-910, 2006.
- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no Solo com Aplicação De Dejetos Líquidos De Suínos no Milho em Plantio Direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2101-2111, 2008.
- ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of Liquid Swine Manure Rate, Incorporation, and Timing of Rainfall on Phosphorus Loss with Surface Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p.125-137, 2008.
- ALVES, R. I S.; TONANI, K. A. A.; NIKAIDO, M.; CARDOSO, O. O.; TREVILADO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Avaliação da concentração de metais pesados em águas superficiais e sedimentos do córrego Monte Alegre e afluente, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Ambi-Água**, Taubaté, v.5, n.3, p.122-132, 2010.
- AL-WADAEY, A.; WORTMANN, S. C.; SHAPIRO, A. C.; FRANTI, G. T.; EISENHAUER, E. D. Manure application setback effect on phosphorus and sediment in runoff. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v.1(5), p.92-98, 2010.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.2, p.75-80, 2008.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.857-865, 2000.
- ANDRADE, D. S.; BALOTA, E. L.; PARRA, M. S.; MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. Produção de nabo forrageiro em latossolo vermelho distroférico com sucessiva aplicação de dejetos de suíno In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL DE AGROENERGIA, 2006, Londrina/PR. **Anais da Conferência Internacional de Agroenergia**. Londrina: 2006.

ARRUDA, C. A. O. Atributos Químicos e Físicos do Solo Influenciados pela Aplicação de Dejetos Suínos em Lavoura sob Plantio Direto. 2007. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, 2007.

ARRUDA, C. A. O. ALVES, M. V., MAFRA, A. L., CASSOL, P. C., ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Aplicação de Dejeito Suíno e Estrutura de Um Latossolo Vermelho Sob Semeadura Direta. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v.34, n.4, p.804-809, 2010.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI, C.; MAGIERO, E. C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1515-523, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS, www.abipecs.com.br, acessado em 03/03/14.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES. http://www.abiec.com.br/download/stat_mercadomundial.pdf, acessado em 05/09/2014.

Atlas Ambiental da Cidade de Londrina, <http://www.uel.br/revistas/atlasambiental/>, acessado em 22/06/2015.

BAGATINI, T.; COGO, N. P.; GILLES, L.; PORTELA, J. C.; PORTZ, G.; QUEIROZ, H. T. Perdas de solo e água por erosão hídrica após mudança no tipo de uso da terra, em dois métodos de preparo do solo e dois tipos de adubação. . **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35:999-1011, 2011

BARBOSA, G. M. C.; MIYAZAWA, M. Dispersão da argila em água em solos argilosos em função da adição de esterco de animais. In.: SIGERA, 2009, Florianópolis – SC. **Anais do I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais**. Florianópolis–SC: 2009.

BARBOSA, G. M. C.; MIYAZAWA, M.; RUIZ, D. B. Avaliação da Aplicação de Dejetos de Animais na Infiltração da Água no Solo. In.: II REUNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO, 2011, Curitiba-PR. **Anais da II Reunião Paranaense de Ciência do Solo**. Curitiba-PR: 2011.

BARBOSA, G. M. C.; COSTA, A. Uso Continuado de Dejeito Líquido de Suíno no Solo Cultivado em Plantio Direto: Efeito na Produção Vegetal e em Atributos do Solo. In.: XXXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2011, Uberlândia-MG. **Anais do XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Uberlândia-MG: 2011.

BASSO, C. J. Perdas de Nitrogênio e Fósforo com Aplicação no Solo de Dejeito Líquido Suínos. Tese (Pós-Graduação em Agronomia - Universidade Federal de Santa Maria), Santa Maria, 2003.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. B.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.6, p.1234-1242, 2005.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Física de Suelos**. John Wiley & Sons Ltda, 1973

BENNETT, H. H. **Elements of Soil Conservation**. Mcgraw-Hill: New York, 1955.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas a erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida as adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.781-792, 2007.

BERTOL, O. J.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J.; RIZZI, N. E. Mobilidade De P, Cu E Zn em Colunas de Solo sob Sistema de Semeadura Direta Submetido às Adubações Mineral e Orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p.1841-1850, 2010.

BERTOL, I; GOBBI, E.; BARBOSA, F. T.; PAZ-FERREIRO, J.; GEBLER, L.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p.1421-1430, 2011.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação dos Solos**. 5ª ed. São Paulo: Ícone, 2005.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no Teor de Fósforo no Solo com Aplicação de Dejetos Líquidos de Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p. 2525-2532, 2008.

BEUTLER, J. F.; BERTOL, I.; VEIGA, M.; WILDNER, L. P. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.509-517, 2003.

BRADY, N. C; WEIL, R. R. Elementos da Natureza e Propriedades do Solo. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA nº. 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA nº. 420. Diário Oficial da União de 30/12/2009. Brasília, 2009.

BLUM, L. E. B.; AMARANTE, C. V. T.; GÜTTLER, G.; MACEDO, A. F.; KOTHE, D. M.; SIMMLER, A. O.; PRADO, G.; GUIMARÃES, L. S. Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus. **Horticultura Brasileira**, v.21, p.627-631, 2003.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; FERREIRA, A. O.; RAMOS, F. S. Efeito Primário e Residual de Resíduos Orgânicos de Abatedouro de Aves e Suínos na Produtividade do Trigo. **Revista Verde**, Mossoró–RN, v.6, n.2, p.221 - 226 abril/junho de 2011.

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

BROETTO, T.; TORNQUIST, C. G.; CAMPOS, B. C.; BAYER, C. Impactos da Aplicação Continuada de Dejetos Líquidos de Suínos em Latossolos Sul-Rio-Grandenses. In.: XIX CONGRESO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO e XXIII CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO. 2012, Argentina. **Anais do XIX Congresso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo e XXIII Congreso Argentino de la Ciencia Del Suelo**. Argentina: 2012.

BUNDY, L.G.; ANDRASKI, T.W.; POWELL, J.M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. **Journal of Environmental Quality**, 30:1822-1828, 2001.

CABRAL, N. M. T. Teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) nas águas do aquífero barreiras nos bairros do reduto, nazaré e umarizal – Belém/PA. **Química Nova**, vol. 30, n.8, p.1804-1808, 2007.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M.; GOMES, B. M.; FIGUEIRÉDO, A. DE C. Lixiviação de Nutrientes Provenientes de Águas Residuárias em Colunas de Solo Cultivado com Soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.9, (Suplemento), p.283-287, 2005.

CARVALHO, J. C. B.; ORSINE, J. V. C. Contaminação do Meio Ambiente por Fontes Diversas e os Agravos à Saúde da População. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, vol.7, n.13, p.1107-1118, 2011.

CASSOL, E. A.; et. al. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** Viçosa, v. 26, p.705-712, 2002.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, n.1, p.117-124, jan. 2003.

CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P.; ERNANI, P. R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRÉCIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.10, p.103-112, 2011.

CASTAMANN, A. Aplicação de dejetos líquidos de suíno na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo. Dissertação (Universidade de Passo Fundo). Passo Fundo, 2005.

CASTRO FILHO, C. et. al. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, nº 3, p. 527-538, jul./set., 1998.

CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M. H.; MULHER, M. M. L.; FOLONI, J. S.S. **Qualidade Física do Solo**: métodos de estudo de preparo e manejo do solo. Jaboticabal: FUNEP, 2001, p.21-46.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Alteração de características físicas dos solos em função da aplicação de chorume suíno e simulação de chuva em área de plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, n.9, 2002 Cuiabá-MT. **Anais da Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do solo e da água**. Cuiabá: 2002.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização de chorume suíno. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto-SP. **Anais do XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Ribeirão Preto-SP: 2003.

CELIK, I.; GUNAL, H.; BUDAK, M.; AKPINAR, C. Effects of long-term organic and mineral fertilizers on bulk density and penetration resistance in semi-arid Mediterranean soil conditions. **Geoderma**, v.160, p.236-243, 2010.

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

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p.1296-1304, 2005b.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 45, 593-602, 2010.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declividade e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.743-753, 2003.

COMIN, J. J.; DORTZBACH, D.; SARTOR, L.; BELLI FILHO, P. Adubação prolongada com dejetos suínos e os efeitos em atributos químicos e físicos do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.2, p.1540-1543, 2007.

CONDÉ; M. S.; HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; MAGNO, A.; SANTIAGO, F. Influência da Aplicação de Águas Residuárias de Criatórios de Animais no Solo: Atributos Químicos e Físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**. v.2, n.1, p.99-106, Julho, 2012.

CONDÉ; M. S.; ALMEIDA NETO, O. B.; HOMEM, B. G. C.; FERREIRA, I. M.; SILVA, M. D.; Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um latossolo vermelho-amarelo. **VÉRTICES**, Campos dos Goytacazes - RJ, v.15, n.2, p.161-178, maio/ago. 2013.

CORRÊA, J. C.; BARILLI, J.; REBELLATTO, A.; VEIGA, M. Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo. EMBRAPA, **Circular Técnica 58**, Concórdia-SC, 2011.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **Journal of Environmental Quality**, vol. 27, 1998.

COSTA, A. M.; RIBEIRO, B. T.; SILVA, A. A.; BORGES, E. N. Estabilidade de Agregados de um latossolo vermelho tratado com cama de peru. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.32, n.1, p.73-79, jan./fev., 2008.

COSTA, M. A. T.; GONCALVES, A. C. A.; CASTRO FILHO, C.; COSTA, A. C. S.; TORMENA, C. A.; FREITAS, P. S. L.. Resposta do milho a adubação química com dejetos líquidos de suínos. In: **XXVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas Fertibio, 2008**, Londrina. Anais da XXVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas Fertibio, 2008.

COSTA, A. M.; 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, p.1991-1998, 2009.

COSTA, V. L. Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num latossolo que recebeu lodo de esgoto. Dissertação (Instituto Agronômico - Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical). Campinas, 2008.

DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de Água Residuária de Suinocultura em Solo Cultivado com Soja: Cobre e Zinco no Material Escocado e no Solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.28, n.4, p.699-709, out./dez., 2008.

DELAUNE, P. B.; MOORE JR., P. A.; CARMAN, D. K.; SHARPLEY, A. N.; HAGGARD, B. E.; DANIEL, T. C. Development of a Phosphorus Index for Pastures Fertilized with Poultry Litter—Factors Affecting Phosphorus Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.2183–2191, 2004.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FAGANELLO, A.; SATTLER, A.; MANHAGO, D. D. “Vertical mulching” como prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2847-2852, 2008.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa, BIPERS, ano 10, nº14, 2002.

DIETER, J. Poluição difusa por P devido à aplicação de água residuária da suinocultura sob condição de chuva simulada. **Dissertação** (Universidade Estadual do Oeste do Paraná). Cascavel, 2009.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.87-93, 2010.

DORTZBACH, D.; LÉIS, C. M.; COUTO, R.R.; BEBER, C.L.; COMIN, J.J. Estabilidade de agregados do solo submetido a diferentes aplicações de dejetos suínos e ureia em um Argissolo. Florianópolis, EPAGRI, 2008. Disponível em: <http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_3081.pdf>. Acesso: 16 de abril de 2015.

DOWNING, T.; GAMROTH, M. Using vegetated buffers or setbacks to reduce fecal coliform bacteria runoff from dairy pastures. *Western Dairy News*, v.7, n.11, 2007.

DURIGON, R.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; PAVINATO, P. S. PRODUÇÃO DE FORRAGEM EM PASTAGEM NATURAL COM O USO DE ESTERCO LÍQUIDO DE SUÍNOS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.26, p.983-992, 2002.

EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal — A review. *Bioresource Technology*, v.41, p.9-33, 1992.

EGHBALL, B.; GILLEY, J. Phosphorus and Nitrogen in Runoff Following Beef Cattle Manure or Compost Application. *Journal of Environmental Quality*, v.28, p.1202-1210, 1999.

ERNANI, P. R.; BITTENCOURT, F.; VOLMORBIDA, J.; CRISTANI, J. Influência de adições sucessivas de zinco, na forma de esterco suíno ou de óxido, no rendimento de matéria seca de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.25, p.905-911, 2001.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.5, p.467-477, 2010.

FEY, R.; LANA, M. C.; ZOZ, T.; ROCHART, A.; LUCHESE, E. B. Relações entre lixiviação de nitrato e produção de biomassa do milho com dejetos suínos provenientes de diferentes tratamentos. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. Recife, v.5, n.2, p.212-218, 2010

FUSCO, J. C.; TIMOFIECSYK, A.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J. Perdas de Água e Solo sob Chuva Natural em Plantio Direto com Aplicação de Dejeito Líquido Bovino. *Synergismus scyentifica*, UTFPR, Pato Branco, v.4, n.1, 2009.

GABRIEL, M.; WASTOWSKI, A. D.; VOLPATTO, F.; CAETANO, J. M.; ZENI, C.; HEDLUND, F. S.; MENDONÇA, A. M.; ROPPA, ALEX. Níveis de Fósforo e Cobre em Águas de Consumo Humano e Animal em Propriedades Rurais Produtoras de Suíno. In.: XXII Mostra de Iniciação Científica, 2012. *Anais da XXII Mostra de Iniciação Científica*, Passo Fundo – RS: 2012.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.43, n.1, p.99-105, 2008.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquido de suíno em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.1753-1761, 2008.

GESSEL, P. D.; HANSEN, N. C.; MONCRIEF, J. F.; SCHMITT, M. A. Rate of Fall-Applied Liquid Swine Manure: Effects on Runoff Transport of Sediment and Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.1839-1844, 2004.

GIDDENS, J.; BARNETT, A. P. Soil Loss and Microbiological quality of runoff from land treated with poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v.9, n.3 1980.

GILLES, L.; COGO, N. P.; BISSANI, C. A.; BAGATINI, T.; PORTELA, J. C. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.1427-1440, 2009.

GILLEY, J. E.; EGHBALL, B.; MARX, D. B. Nutrient concentrations of runoff during the year following manure application. **Biological Systems Engineering**, v.8, n.1, 2007.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; COSTA, R.; VIEIRA, B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e Formas de Cobre e Zinco no Solo Após Aplicações Sucessivas de Dejetos Líquidos de Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p. 955-965, 2010a.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R.; BRUNETTO, G.; ANDRADE, J. G.; ZALAMENA, J. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.40, n.9, p. 1948-1954, 2010b.

GRACIANO, J. D.; ZÁRATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; ROSA, Y. B. C. J.; SEDIYAMA, M. A. N.; RODRIGUES, E. T. Efeito da cobertura do solo com cama-de-frango semidecomposta sobre dois clones de mandioca-salsa. **Acta Scientiarum**. Agronomy, Maringá, v.28, n.3, p.365-371, July/Sept., 2006.

GRANDE, J. D.; KARTHIKEYAN, K. G.; MILLER, P. S.; POWELL, J. M. Corn Residue Level and Manure Application Timing Effects on Phosphorus Losses in Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.34, 2005.

GUADAGNIN, J. C. et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.277-286, 2005.

GUARDINI, R.; COMIN, J.J.; RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; TIECHER, T.; SCHMITT, D.E.; BENDER, M.A.; FILHO, P.B.; OLIVEIRA, P.A.V.; BRUNETTO, G. Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.1333-1342, 2012.

GUERRA, A. T. **Dicionário geológico – geomorfológico**. 6^a Ed. Rio de Janeiro: IBGE,, 1978.

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. T. (Orgs.). **Coletânea de textos geográficos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994.

GUERRA, A. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs.) **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Bertrand Brasil: Rio de Janeiro, 1995, p. 149-209.

GUERRA, A. T. Processo erosivo na encosta. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 5^a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. p.149-209

GUILHERME, L.R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traços em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 4, p.345-390, 2005.

HAHN, L. Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas. **Dissertação** (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, 2004.

HENTZ, P.; CARVALHO, N. L. Impactos ambientais da fertilização orgânica em sistemas agropecuários na região sul-brasileira. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET**, Santa Maria - RS. v.18 n.1, p.340-352, 2014.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.145-154, 1999.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, Jobiticabal, v.42, n.3, p.299–309, 2014.

HOODA, P.S.; TRUESDALE, V.W.; EDWARDS, A.C.; WITHERS, P.J.A.; AITKEND, M.N.; MILLER, A.; RENDELL, A.R. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. **Advances in Environmental Research**, v.5, p.13-21, 2001.

Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Instrução Normativa IAP 105.006. Disponível em:http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/Instrucao_normativa/IN_105_006_SUINOS_VERSAO23JUN2009.pdf. Acessado em 09/09/2014.

JADOSKI, S. O.; SAITO, L. R.; PRADO, C.; LOPES, E. C.; SALES, L. L. S. R. Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.3, n.1, p. 193-200, 2010.

KELLEHER, B. P.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; O'DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. J. Advances in poultry disposal technology - a review. **Bioresource Technology**, v.83, p.27-36, 2002.

KINGERY, W. L. et al. Impact of Long-Term Application of Broiler Litter on Environmentally Related Soil Properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p.139-147, 1994.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba: Ceres, 1985.

KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; MOYER, B. G.; ELWINGER, G. F. Effect of Mineral and Manure Phosphorus Sources on Runoff Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v.31, n.3, p.2026-2033, 2002.

KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N. Effect of Broadcast Manure on Runoff Phosphorus Concentrations over Successive Rainfall Events. **Journal of Environmental Quality**, v.32, n.3, p.1072-81, 2003.

KONZEN, E. A.; MENEZES, J. F. S.; ALVARENGA, R. C. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: Efeito de doses na produtividade de milho. In: XXIV CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO - MEIO AMBIENTE E A NOVA AGENDA PARA O AGRONEGÓCIO DE MILHO E SORGO, 2002, Florianópolis-SC. **Anais do XXIV Congresso Nacional de Milho E Sorgo - Meio Ambiente e a Nova Agenda para o Agronegócio de Milho e Sorgo**. Florianópolis-SC: 2002.

KONZEN, E. A.; PEREIRA FIHO, I. A.; BAHIA FILHO, F. C.; ANTÔNIO PEREIRA. F. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. 2. ed. Sete Lagoas: Embrapa-CNPMS, **Circular técnica, 25**, 1998.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C.. **Manejo e utilização de dejetos animais: aspectos agrônômicos e ambientais**. Sete Lagoas: Embrapa-CNPMS, Circular técnica, 63, 2005.

LEITE, D. et. al. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I - Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa,v.28, n.5, p.1033-1044, 2004.

LEMOS, A. M. Matéria orgânica e perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de preparo e de adubação orgânica e mineral em Argissolo vermelho amarelo. **Dissertação**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, 2011.

LIMA-E-SILVA, P. P. et al. **Dicionário brasileiro de Ciências Ambientais**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Thex, 2002.

LIMA, L. P. Avaliação física de um latossolo vermelho textura média, influenciada pela aplicação de dejetos de suínos e cama aviária. 175 f. **Dissertação** (Mestrado em Agronomia, área de concentração em Solos) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

LIMA, J. J.; MATA, J. V. D.; PINHEIRO NETO, R. ; SCAPIM, C.A. Influência da adubação orgânica nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico e na produção de matéria seca de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu **Acta Scientiarum Agronomy**. Maringá, v. 29, supl., p. 715719, 2007b.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; GIROTTO, E.; BRUNETTO, G.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; VIEIRA, R.C.B. Transferência de Cobre e Zinco por Escoamento Superficial em Solo com Sucessivas Aplicações de Dejeito Líquido de Suínos. In: **XXVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas Fertibio, 2008**, Londrina. Anais da XXVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas Fertibio, 2008.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; TIECHER, T. L.; VIEIRA, R.C.B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, p.544-556, 2014a.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; CERINI, J. B.; FERREIRA, P. A. A.; LORENSINI, F.; GIROTTO, E.; TIECHER, T. L.; SCHAPANSKI, D. E.; BRUNETTO, G. Available content, surface runoff and leaching of phosphorus forms in a typic hapludalf treated with organic and mineral nutrient sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, p. 949-958, 2014b.

LUNARDI NETO; A.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; MAFRA, A. L.; MEDEIROS, J. C.; ALBERTON, A. Atributos Físicos do Solo em Área de Mineração de Carvão Influenciados pela Correção da Acidez, Adubação Orgânica e Revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.1379-1388, 2008.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Curitiba: Imprensa Oficial, 2002.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.15, n.2, p.170–177, 2011.

MECABÔ JÚNIOR, J. Influência de uma aplicação de dejeito líquido de suínos sobre atributos do solo e erosão hídrica em um nitossolo Bruno. **Dissertação** (UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA). Lages, 2013

MORGAN, R. P. C. **Erosión y Conservación del Suelo**. Madrid: Mundi-Prensa, 1996.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejeito líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.89-198, 2009.

NYAKATAWA, E. Z.; REDDY, K. C.; SISTANI, K. R. Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. **Soil Tillage Research**, v.58, p.69–79, 2001.

NOCE, M. A.; CARVALHO, D. O.; OLIVEIRA, A. C.; CHAVES, F. F. Fertilização Orgânica do Milho para Silagem Utilizando Cama de Frango em Doses e Sistemas de Aplicação Distintos. In.: XXVIII CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 2010, Goiânia-GO. **Anais do XXVIII Congresso Nacional de Milho e Sorgo**. Goiânia-GO: 2010.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa – MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

OBI, M. E.; EBO, P. O. The Effects of Organic and Inorganic Amendments on Soil Physical Properties and Maize Production in a Severely Degraded Sandy Soil in Southern Nigeria. **Bioresource Technology**, v.51, p.117-123, 1995.

OLIVEIRA, E.; PARIZOTTO, M. L. V. **Características e uso fertilizantes do esterco de suínos**. Londrina: IAPAR, 1994.

PALHARES, J. C. P. **Manejo Ambiental da Cama de Aviário**. Concórdia-SC: Embrapa Suínos e Aves, 2008.

PAGLIAI, M.; BISDOM, E. B. A.; LEDIN, S. Changes in Surface Structure (Crusting) After Application of Sewage Sludge and Pig Slurry to Cultivated Agricultural Soils in Northern Italy. **Geoderma**, v.30, p.35-53, 1983.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p. 1777-1785, 2011.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, A. A.; MASSIGNAM, A. M.; VEIGA, M.; MOREIRA, I. C. L. Análise Ambiental do Uso de Fontes de Nutrientes Associadas a Sistemas de Manejo do Solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. **Campina Grande**, PB, v.12, n.5, p.512–519, 2008.

PARANÁ. Secretaria do Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA. Resolução SEMA nº 031/1998. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/Resolucao_SEMA_31_1998.pdf>. Acesso em: 05 de agosto de 2014.

PARANÁ. Secretaria do Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA. Resolução SEMA nº 024/08. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_24_2008_LICENCIAMENTO_AVICULTURA.pdf>. Acesso em: 05 de agosto de 2014.

PELÁ, A. Efeito de Adubos Orgânicos Provenientes de Dejetos de Bovinos Confinados nos Atributos Físicos e Químicos do Solo e na Produtividade do Milho. **Tese** (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2005.

PELES, D. Perdas de Solo, Água e Nutrientes sob Aplicação de Gesso e Dejetos Líquidos de Suínos. **Dissertação** (Universidade Federal do Paraná). Curitiba, 2007.

PINTO, F. A.; SANTOS, F. L.; TERRA, F. D.; RIBEIRO, D. O.; SOUSA, R. R.J.; SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B. Atributos de solo sob pastejo rotacionado em função da aplicação de cama de peru. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.42, n.3, p.254-262, jul./set. 2012.

PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; REISSMANN, C. B. Perdas de Nutrientes Via Subsuperfície em Colunas de Solo sob Fertilização Mineral e Orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.757-766, 2009.

PORTUGAL, A. F.; RIBEIRO, D. O.; CARBALLAL, M. R.; VILELA, L. A. F.; ARAÚJO, E. J.; GONTIJO, M. F. D. Efeitos da Utilização de Diferentes Doses de Cama de Frango por dois Anos Consecutivos na Condição Química Do Solo e Obtenção de Matéria Seca em *Brachiaria brizantha* cv. MARANDÚ. In.: SIGERA, 2009, Florianópolis – SC. **Anais do I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais**. Florianópolis–SC:2009.

PRIMAVESI, A. **Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9ª Ed. São Paulo: Nobel

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, p.1487-1492, 2004.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo. 2. ed, Campinas: IAC e Fundação IAC, Boletim Técnico nº 100, 1996.

RESENDE, A. V. Agricultura e Qualidade da Água: contaminação da água por nitrato. Documentos 57. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2002.

RESENDE, M; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Lavras: Editora UFLA, 2007.

RICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R.; LLANILLO, R. F.; FERREIRA, R. Compactação dos solos: causas e efeitos. Londrina, **Semina**, n.3, v.26, p.321-344, jul.-set., 2005.

ROBERTS, R. J.; CLANTON, C. J. Surface Seal Hydraulic Conductivity As Affected By Livestock Manure Application. **American Society of Agricultural Engineers. Transactions of the ASAE**. V. 43, n.3, p.603-6013, 2000.

RUFINO, R.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Perdas de solo e água por erosão na sucessão soja/trigo cultivados em plantio convencional e direto. **I Congresso Brasileiro Plantio Direto: para uma Agricultura Sustentável**, p.111-113. 1996.

SANTA CATARINA. FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Instrução Normativa 11**. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em 09/09/2014.

SANTOS, C. C.; BELLINGIERI, P. A.; FREITAS, J. C. Efeito da aplicação de compostos orgânicos de cama de frango nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Escuro cultivado com sorgo granífero [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. **Científica, Jaboticabal**, v.32, n.2, p.134 -140, 2004

SANTOS, L. B. Substituição da Adubação Nitrogenada Mineral pela cama de Frango na Sucessão Aveia e Milho e seus efeitos nos atributos químicos do solo. **Dissertação** (Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Programa de Pós-Graduação em Agronomia). Marechal Cândido Rondon, 2011.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELWANGER, M. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, n.2, p.221-227, 2008.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N. Características Químicas de um Latossolo Sob Diferentes Sistemas de Preparo e Adubação Orgânica. **Bragantia**, Campinas, v.68, n.3, p.715-721, 2009

SCHICK, J. et. al. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. I - Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.427- 436, 2000.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v.32, n.2, p.113-117, 2010.

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v.16, n.3, p.129-141, 1999.

SEGANFREDO, M. A. A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, **Circular Técnica 22**, 2000.

SCHULTZ, G. **Boas Práticas Ambientais na Suinicultura**. Porto Alegre: SEBRAE, 2007.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. PROCHNOW, L. I. Source-Related Transport of Phosphorus in Surface Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.35, p. 2229–2235, 2006a.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. PROCHNOW, L. I. Animal-Based Agriculture, Phosphorus Management and Water Quality in Brazil: Options For The Future. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, n.2, p.194-209, Mar./Apr. 2006b.

SILVA, A. A.; COSTA, A. M.; LANA, R. M. Q.; LANA, A. M. Q. Absorção de micronutrientes em pastagem de *Brachiaria decumbens*, após aplicação de cama de peru e fontes minerais na fertilização. **Bioscience Journal**, v.27, n.41 p.6839-48, 2011b.

SILVA, T. R.; MENEZES, J. F.S; SIMON, G. A.; ASSIS, R. L.; SANTOS, C. J. L.; GOMES, G. V. Cultivo de Milho de disponibilidade de P sob adubação com cama de frango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande-PB, v.15, n.9, p.903-910, 2011c.

SILVA, J.B.; BIANCHINI, A.; WEBER, O.L.S.; SCARAMUZZA, W.L.M.P.; SILVA, J.B.; MAAS, K.D.B. Atributos Físicos de um Latossolo Fertirrigado com Efluentes de Suínos. SIGERA. 2011, Foz do Iguaçu - PR. **Anais do II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais**. Foz do Iguaçu – PR, 2011d.

SILVEIRA, F. M. Estrutura Física do Solo e Rendimento de Grãos sob Aplicação de Dejeito Líquido Bovino. **Synergismus scyentifica**, UTFPR, Pato Branco, v.04, n.1, 2009.

SILVEIRA, F. M.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V.; VEZZANI, F. M.; SILVA, E. D. B. Dejeito Líquido Bovino em Plantio Direto: Perda de Carbono e Nitrogênio por Escoamento Superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.5, p.1759-1767, 2011.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. S.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, P. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jabotical - SP, v.30, p.346-357, 2010.

SMITH, D. R., OWENS, P. R.; LEYTEM, A. B.; WARNEMUNDE, E. A. Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runo event. **Environmental Pollution**, p.147:131–137, 2007.

SOUZA, R. F.; MADEIRA, N. R.; FIGUEIREDO, C.C. Perdas de solo, água e nutrientes em área cultivada com hortaliças sob sistema de plantio direto. **Revista Científic@**, v.1, n.1, 2014.

STRAHLER, A. N. **Geografia Física**. Barcelona: Ediciones Omega, 1986.

TAVARES FILHO, J. **Física e conservação do solo e da água**. Londrina: EDUEL, 2013.

TEJADA, M.; GONZALEZ. J. L. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. **Geoderma**, v.145, p.325-334, 2008.

TIECHER, T.; BRUNETTO, G.; CERETTA, C.A.; COMIN, J.J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M.P.; BENEDETT, L.; FERREIRA, P.A.A.; LOURENZI, C.R. & COUTO, R.R. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, p.812-824, 2013.

TIMOFIECSYK, A.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J. Perdas De Carbono E Nitrogênio Com Aplicação De Dejeito Líquido Bovino Em Latossolo Muito Argiloso Sob Plantio Direto E Chuva Natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p.1924-1930, 2012.

UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. **Relatório Anual** – UBABEF, <http://www.ubabef.com.br>, acessado em 03/03/14.

VALIM, W. C.; PANACHUKI, E. Perdas de solo e de água em argissolo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo. In.: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. Anais do Encontro de Iniciação Científica, UEMS, n.2, 2010.

VEIGA, M.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; Aggregate stability as affected by short and long-term effects of tillage systems and nutrient sources of a Hapludox in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.767-777, 2009.

VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M. Uso de Estercos como Fertilizante e o Potencial Impacto nos Recursos Hídricos Superficiais e Subterrâneos. In: SIMPÓSIO PRODUÇÃO ANIMAL E RECURSOS HÍDRICOS, Concórdia - Sc. Anais do SIMPÓSIO PRODUÇÃO ANIMAL E RECURSOS HÍDRICOS. Concórdia – Sc, 2010.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.4, p.585-596, 2004.

WEIL, R. R.; KROONTJE, W. Physical Condition of a Clay Loam after Five years of Heavy poultry manure applications. **Journal of Environmental Quality**, v.08, n.3, 1979.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **Agricultural Handbook**, 537, Washington, USDA, 1978.

WORTMANN, C. S., SHAPIRO, C. A. The effects of manure application on soil aggregation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, n.80, p.173–180, 2008.