

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS – CCET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

ASPECTOS AMBIENTAIS E AGRONÔMICOS DA CULTURA DO MINIMILHO SOB
APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA TRATADA APÓS LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO

ADRIANA MARIA MENEGHETTI

CASCAVEL – PR
Junho – 2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ADRIANA MARIA MENEGHETTI

**ASPECTOS AMBIENTAIS E AGRONÔMICOS DA CULTURA DO MINIMILHO SOB
APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA TRATADA APÓS LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Sistemas Agroindustriais.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Pereira
Nóbrega

Co - Orientador: Prof. Dr. Silvio César
Sampaio

**CASCADEL – PR
Junho – 2010**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central do Campus de Cascavel – Unioeste
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

M498a Meneghetti, Adriana Maria
Aspectos ambientais e agronômicos da cultura do minimilho sob
aplicação de água residuária de suinocultura tratada após lagoa de
estabilização/ Adriana Maria Meneghetti — Cascavel, PR: UNIOESTE,
2010.

240 f. ; 30 cm.

Orientadora: Profa. Dra. Lucia Helena Pereira Nóbrega
Co-orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola,
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

1. Solo - Contaminação. 2. Plantas - Nutrição. 3. Água residuária -
Suinocultura. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21ed. 631.41

ADRIANA MARIA MENEGHETTI

“Aspectos Ambientais e Agronômicos da cultura do minimilho sob aplicação de água residuária de suinocultura tratada após lagoa de estabilização”

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Sistemas Agroindustriais, aprovada pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof^a Dr^a Lúcia Helena Pereira Nóbrega
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Vilson Klein
Curso de Agronomia, UPF

Prof^a Dr^a Adriana Smanhotto
Centro de Ciências, Tecnologia e Produção, PUCPR

Prof^a Dr^a Maritane Pior
Centro de Ciências Agrárias, UNIOESTE

Prof. Dr. Luiz Antônio de Mendonça
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 25 de junho de 2010.

BIOGRAFIA

ADRIANA MARIA MENEGHETTI, nascida em 13 de novembro de 1969, em Lajeado, Rio Grande do Sul. Graduação em Química Licenciatura pelo Centro Universitário Diocesano do Sudoeste do Paraná (UNICS) (1993). Especialização em Supervisão Escolar pela Universidade Salgado de Oliveira (UNIVERSO) (1998). Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) (2006). Atualmente é professora na Faculdade Dinâmica das Cataratas (UDC) nas áreas de Química Orgânica, Química Analítica, Bioquímica e Práticas de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Doutoranda, desde 2007, em Engenharia Agrícola: Engenharia de Sistemas Agroindustriais, orientada pela Prof^a Dr^a Lúcia Helena Pereira Nóbrega e estuda o tema: “Aspectos ambientais e agronômicos da cultura do minimilho sob aplicação de água residuária de suinocultura tratada após lagoa de estabilização”.

DEDICATÓRIA

Aos meus queridos e amados pais - Alcides e Rosina Meneghetti – que, incondicionalmente, sem mesmo perceber, sempre apoiaram todas as minhas escolhas e me ensinaram que a vida sem amor não faz sentido, exemplos de vida e luta, e com tanto amor e dedicação me permitiram chegar até aqui.

Ao meu esposo Rafael Gil Ferques com quem tenho dividido minhas alegrias e apreensões. Amo você! Sem você não conseguiria alcançar metas importantes e pude comprovar que a vida sem amor não faz sentido mesmo.

AGRADECIMENTOS

Em momento algum Deus permitiu que eu tivesse pensamento sequer de desânimo, não faltaram motivos. Nos momentos mais difíceis era Ele quem reacendia e iluminava novamente o caminho. Que Deus seja louvado.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* de Cascavel, em especial, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste trabalho no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA).

À Professora Dr^a Lúcia Helena Pereira Nóbrega, pela orientação, coragem, estímulo, sugestões, confiança e ensinamentos transmitidos e muito mais, mostrou-se uma segunda mãe, no sentido literal; sem palavras para agradecimento.

Ao Professor Dr. Silvio Cesar Sampaio, co-orientador deste trabalho, pelas considerações e preocupação com o bom andamento da pesquisa.

Aos professores do Programa do curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em especial, à Prof^a Dr^a Sílvia Renata Machado Coelho, por orientações nas metodologias de análise e à Prof^a Dr^a Simone Damascendo Gomes, por ter disponibilizado o laboratório para realização das análises deste trabalho.

Aos colegas, que transformaram-se em amigos, confidentes, que colaboraram no trabalho de campo, em especial, Dinéia Tessaro, Adriana Smanhotto, Fábio Boligon, Carlos Henrique, Jonathan Dieter, também ao Dércio C. Pereira e a Priscila Grutzmacher, pelas discussões sobre as metodologias; pessoas que dividiram momentos tão diferentes que experimentei.

Aos funcionários do Laboratório de Saneamento Ambiental, Edison D. da Silva e Mariana Dal Bosco, pelo auxílio nas análises.

Aos sobrinhos, Flávio Augusto e Germana, os quais também colaboraram no trabalho de campo em dias que coincidiam coleta de água e medições de planta.

Aos meus pais, Alcides e Rosina Meneghetti, pelo apoio constante, minha eterna gratidão.

Ao esposo, Rafael Gil Ferques, pela constante colaboração nos trabalhos de campo e, por vezes, na tabulação de dados e bem como pelo companherismo nos dias sem fim de trabalho.

Enfim, a todas as pessoas as quais, embora não citadas contribuíram, e para a realização deste trabalho.

RESUMO

A aplicação de águas residuárias de suinocultura em solos caracteriza-se como maneira eficiente de redução do uso de fertilizantes, além de ser alternativa para destino do resíduo. Porém, nem sempre as aplicações são feitas no momento adequado, em quantidade que considera a sua composição e as necessidades das culturas. Tal fato poderá resultar em níveis de contaminação de solo, água e planta. Assim, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar os aspectos agronômicos e ambientais da utilização da água residuária de suinocultura e adubação química na cultura do minimilho (*Zea mays* L.), em condições de lisímetros de drenagem em sistema plantio direto no sexto ciclo de cultivo. Para isso foi conduzido experimento em 24 lisímetros de drenagem, no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da UNIOESTE, em Latossolo Vermelho distroférico típico, no qual foram aplicadas, anteriormente à sementeira, quatro lâminas de águas residuárias de suinocultura (ARS), (0, 40, 80 e 120 kg ha⁻¹ de N), e dois níveis de adubação química mineral (AD), (0 e 40 kg ha⁻¹), na forma de uréia na sementeira e também como cobertura. No momento da ocorrência de precipitações coletaram-se amostras do percolado para análise de pH e condutividade elétrica (CE) e, no início, meio e final do ciclo da cultura, amostras para determinação do pH, CE, Ca, Mg, P, K, Fe, Mn, Cu, Zn, N_{total} e N-NO₃⁻. Ainda durante a realização do estudo, foram feitas três coletas de solo em momentos distintos: antes da sementeira e aplicação da ARS, e no meio e final do ciclo, para determinação de pH, capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), somas das bases, matéria orgânica, acidez potencial (H + Al⁺³), P, N_{total}, N-NO₃⁻, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn e Na. Além disso, foram calculadas a razão de adsorção de sódio (RAS) para material percolado e solo e a porcentagem de sódio trocável (PST) para solo. Para a determinação de níveis de nutrientes no início do embonecamento, foram coletadas amostras da folha de minimilho para posterior análise de nutrientes: N_{total}, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Cu, Zn, Fe e Na. O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 4 x 2 (quatro doses de ARS e duas doses de AD), com três repetições. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de significância. Os dados de crescimento e os teores de nutrientes foliares, foram submetidos à análise de regressão. O efeito da ARS, combinado com AD, promoveu alterações nos atributos do solo: acidez potencial, CTC, V%, P, K, Ca, Mg, NO₃⁻, Cu, Zn e Na. No material percolado no pH, CE e Mg. Sobre os teores de macro e micronutrientes foliares, observou-se que estes apresentaram valores de P, Ca, Mg e S acima dos recomendados, N e K, estiveram abaixo, enquanto que os micronutrientes apresentaram-se adequados. As maiores dosagens favoreceram maiores resultados para estatura da planta, área foliar, índice de área foliar, número de folhas por planta, taxa de crescimento absoluto e agiram também sobre os dados de produtividade.

Palavras-chave: contaminação do solo, nutrição de plantas, aproveitamento de resíduo.

ABSTRACT

Environmental and agronomic aspects of the baby corn under application of swine wastewater

The application of swine wastewater in soils characterized as an efficient way to reduce fertilizer use and alternative destination for the waste. However, applications are not always made at the right time, in an amount that it considers its composition and also the needs of crops, which could result in contamination levels of soil, water and plant. The objective of this work was to evaluate the agronomic and environmental aspects of the use of swine wastewater and chemical fertilizer in the cultivation of corn (*Zea mays* L.) under conditions of drainage lysimeters for no tillage in the sixth cycle of cultivation. For this experiment was conducted in 24 drainage lysimeters, at Western Paraná State University's Agricultural Engineering Experimental Nucleus, which soil was classified as Distroferic Red Latosol, where they were applied prior to sowing four layers of swine wastewater (ARS), (0, 40, 80 and 120 kg ha⁻¹ N) and two levels of mineral fertilizer (AD), (0 and 40 kg ha⁻¹) as urea at sowing as well as coverage. At the time occurrence of precipitation the leachate were collected for analysis of pH and electrical conductivity (EC) and at the beginning, middle and end the cycle, samples for determination of pH, EC, Ca, Mg, P, K, Fe, Mn, Cu, Zn, N and N-NO₃⁻. Also during the study, three collections were made at different times of soil before sowing and application of ARS, middle and end of the cycle for pH, cation exchange capacity (CEC), saturation of bases (V%), sum of bases (SB), organic matter, potential acidity (H + Al⁺³), P, N, N-NO₃⁻, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn and Na. And yet the sodium adsorption ratio (SAR) were calculated for material and soil leachate, and exchangeable sodium percentage (ESP) to the ground. To determine the nutrient levels at the beginning of silking, leaf samples were collected from corn for later analysis of nutrients: total N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Cu, Zn, Fe and Na. The experimental design was completely randomized (CRD) in factorial 4 x 2 (four doses of ARS and two doses of AD) with three replications. Means were compared by Tukey test at 5% significance level, and growth data and leaf nutrient content submitted to regression analysis. The combined effect of ARS with AD, promote changes in soil properties: H + Al⁺³, CEC, V%, P, K, Ca, Mg, NO₃⁻, Cu, Zn and Na. In the material in the leachate pH, EC and Mg. On the levels of macro and micronutrients foliar these had values of P, Ca, Mg and S above the recommended N and K were below, whereas micronutrients are adequate. The higher doses favored higher results for plant height, leaf area, leaf area index, number of leaves per plant, absolute growth rate, on eating disorders and productivity data.

Key-words: contamination of soil, plant nutrition, recovery of waste.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE FIGURAS	xx
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo geral	4
2.2 Objetivos específicos	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Cultivo do minimilho	5
3.2 Variedades e tratos culturais	5
3.3 Produtividade e densidade	7
3.4 Estádios fenológicos	11
3.5 Interação entre nutrientes na cultura do milho	13
3.5.1 Diagnose foliar	16
3.5.2 Macronutrientes	18
3.5.3 Micronutrientes	26
3.5.4 Adubação orgânica	29
3.6 Resíduos de suinocultura e impacto ambiental	34
3.6.1 Características dos dejetos de suínos	34
3.6.2 Água residuária de suinocultura	36
3.6.3 Análise de riscos e impacto ambiental	42
3.7 Condutividade elétrica (CE), potencial de sódio trocável (PST) e razão de adsorção de sódio (RAS)	45
4 MATERIAL E MÉTODOS	51
4.1 Localização e caracterização da área do experimento	51
4.2 Construção dos lisímetros	52

4.3 Coleta e análise do solo.....	54
4.4 Instalação do experimento	58
4.4.1 Aplicação da água residuária de suinocultura	58
4.4.2 Implantação da cultura.....	59
4.5 Descrição dos tratamentos	62
4.6 Determinações fisiológicas nas plantas	64
4.6.1 Análise de crescimento	64
4.6.2 Componentes da produção.....	65
4.7 Diagnose foliar.....	65
4.8 Coleta e análise do percolado.....	66
4.9 Análise estatística	68
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
5.1 Análise da acidez ativa (pH) e acidez potencial no solo ($H^+ + Al^{+3}$).....	69
5.1.1 pH e acidez potencial.....	69
5.2 Análise da matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V%) no solo.....	73
5.2.1 Matéria orgânica (MO) e capacidade de troca de cátions (CTC).....	73
5.2.2 Saturação por bases (V%)	77
5.3 Análise para nitrogênio no solo (nitrogênio total e nitrato).....	79
5.3.1 Nitrogênio total – NTK.....	79
5.3.2 Nitrato (NO_3^-)	82
5.4 Análise para macronutrientes do solo (fósforo, potássio, cálcio, magnésio).....	84
5.4.1 Fósforo (P).....	84
5.4.2 Potássio (K)	88
5.4.3 Cálcio (Ca) e magnésio (Mg)	91
5.5 Análise para micronutrientes do solo (cobre, zinco, ferro e manganês)	95
5.5.1 Cobre (Cu).....	95
5.5.2 Zinco (Zn)	98
5.5.3 Ferro (Fe).....	100
5.5.4 Manganês (Mn).....	102

5.6 Análise para sódio, razão de adsorção de sódio (RAS) e porcentagem de sódio trocável (PST) – salinidade e sodicidade do solo	104
5.6.1 Sódio (Na).....	104
5.6.2 Razão de adsorção de sódio (RAS).....	106
5.6.3 Porcentagem de sódio trocável (PST).....	109
5.7 Análise de pH, condutividade elétrica e razão de adsorção de sódio (RAS) no material percolado.....	111
5.7.1 pH.....	111
5.7.2 Condutividade elétrica (CE)	114
5.7.3 Razão de adsorção de sódio (RAS)	116
5.8 Cálcio, magnésio, potássio e cobre no material percolado.....	118
5.8.1 Cálcio (Ca) e magnésio (Mg)	118
5.8.2 Potássio (K)	123
5.8.3 Cobre (Cu)	125
5.9 Fósforo, nitrogênio total e nitrato.....	128
5.9.1 Fósforo (P).....	128
5.9.2 Nitrogênio total (NTK) e nitrato (NO_3^-)	131
5.10 Análise agronômica	136
5.10.1 Relação nutricional e diagnose foliar para macronutrientes	136
5.10.2 Relação nutricional e diagnose foliar para micronutrientes e sódio	143
5.11 Análise de crescimento	150
5.11.1 Estatura das plantas	150
5.11.2 Área foliar	154
5.11.3 Índice de área foliar	157
5.11.4 Número de folhas por planta	160
5.12 Florescimento pleno da cultura	166
5.13 Dados biométricos da produção.....	167
5.13.1 Número de espigas por planta (NE P^{-1}) (prolificidade).....	167
5.13.2 Estatura de inserção da primeira espiga	169
5.13.3 Comprimento da espiga empalhada e desempalhada.....	172

5.13.4 Diâmetro das espigas empalhada e desempalhadas	175
5.13.5 Massa das espigas empalhadas e desempalhadas	177
6 CONCLUSÕES	182
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	184
8 REFERÊNCIAS	186

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 Estádios vegetativos e reprodutivos da planta do milho	12
Tabela 02 Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos e silagem em diferentes níveis de produtividades	14
Tabela 03 Absorção e exportação de macronutrientes e micronutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos em torno de 9 t ha ⁻¹	14
Tabela 04 Teores foliares de nutrientes considerados adequados para a cultura do milho..	17
Tabela 05 Características físico-químicas das águas residuárias de suinocultura com importância agrônômica medidas em mg L ⁻¹ *	37
Tabela 06 Taxas totais de aplicação de ARS acumuladas em cada lisímetro proveniente de biodigestor seguido de lagoa (m ³ ha ⁻¹), acumulado em seis ciclos de culturas, após a implantação dos lisímetros. NEEA, Cascavel – PR, 2008	52
Tabela 07 Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada nos experimentos após a implantação dos lisímetros. NEEA, Cascavel – PR, 2008	52
Tabela 08 Caracterização química do solo nos lisímetros antes da aplicação da água residuária de suinocultura para valores de pH, carbono orgânico (CO), matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N _{total}), fósforo (P), cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe). NEEA, Cascavel – PR, 2008	55
Tabela 09 Caracterização química do solo nos lisímetros antes da aplicação da água residuária de suinocultura para valores acidez potencial (H+Al ⁺³), cálcio (Ca ⁺²), magnésio (Mg ⁺²), potássio (K ⁺¹), sódio (Na ⁺¹), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V). NEEA, Cascavel – PR, 2008.....	56
Tabela 10 Análise granulométrica* do solo da área experimental. NEEA, Cascavel – PR, 2008	57
Tabela 11 Caracterização físico-química da água residuária de suinocultura utilizada no experimento. Toledo – PR, 2008	59
Tabela 12 Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura para o controle da lagarta do cartucho	60
Tabela 13 Especificações de taxas de aplicação de adubação nitrogenada usadas no experimento. NEEA, Cascavel – PR, 2008	63
Tabela 14 Quantidades totais de nitrogênio total (N _{total}), cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio, sódio e zinco de acordo com os tratamentos de água residuária de suinocultura. NEEA, Cascavel – PR, 2008	63

Tabela 15	Relação das coletas do percolado e das lâminas de irrigação. NEEA, Cascavel – PR, 2008	68
Tabela 16	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura, adubação sobre o pH (CaCl_2) e a acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do extrato aquoso do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	69
Tabela 17	Resultado do teste de comparação de médias do pH do extrato aquoso do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem aos 70 DAS. Cascavel – PR, 2008	71
Tabela 18	Resultado do teste de comparação de médias para acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem aos 70 DAS. Cascavel – PR, 2008.....	72
Tabela 19	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura, adubação sobre a MO (g dm^{-3}) e (CTC), ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	74
Tabela 20	Valores médios para matéria orgânica (MO) do solo (g dm^{-3}) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR, 2008.....	75
Tabela 21	Valores médios para CTC ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR, 2008	76
Tabela 22	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a saturação por bases (V%) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	77
Tabela 23	Resultado do teste de comparação de médias para saturação por bases do solo (%) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem no período 70 DAS. Cascavel – PR, 2008.....	78
Tabela 24	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrogênio total (g dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	80
Tabela 25	Valores médios para o nitrogênio total (g dm^{-3}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e	

	combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	80
Tabela 26	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrato (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	82
Tabela 27	Valores médios para o nitrato (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	83
Tabela 28	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de fósforo (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	85
Tabela 29	Valores médios para o fósforo (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	86
Tabela 30	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de potássio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	88
Tabela 31	Resultado do teste de comparação de médio para o potássio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	89
Tabela 32	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cálcio e magnésio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	91
Tabela 33	Valores médios para o cálcio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	92
Tabela 34	Valores médios para o magnésio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	93

Tabela 35	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cobre (mg dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	95
Tabela 36	Valores médios para o cobre (mg dm^{-3}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	96
Tabela 37	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de zinco (mg dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	98
Tabela 38	Valores médios para o zinco (mg dm^{-3}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	99
Tabela 39	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de ferro (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	101
Tabela 40	Valores médios para o ferro (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	101
Tabela 41	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de manganês (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	103
Tabela 42	Valores médios para o manganês (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	104
Tabela 43	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de sódio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	105
Tabela 44	Valores médios para o sódio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR	106

- Tabela 45 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a razão de adsorção de sódio (RAS) do solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) cultivado com minimilho nos períodos observados 107
- Tabela 46 Valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) do solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR 108
- Tabela 47 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%) cultivado com minimilho nos períodos observados..... 109
- Tabela 48 Valores médios para porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR..... 110
- Tabela 49 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o pH do material percolado do solo dos lisímetros cultivado com minimilho nos períodos observados 112
- Tabela 50 Valores médios para o pH do material percolado do solo dos lisímetros sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 DAS. Cascavel – PR 112
- Tabela 51 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do material percolado do solo dos lisímetros cultivado com minimilho nos períodos observados..... 114
- Tabela 52 Valores médios para condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do material percolado do solo dos lisímetros sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 DAS. Cascavel – PR 115
- Tabela 53 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados..... 116
- Tabela 54 Valores médios para razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de

	suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem, nos períodos 0 DAS. Cascavel – PR.....	117
Tabela 55	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cálcio e magnésio (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	119
Tabela 56	Resultado do teste de comparação de médias dos teores de cálcio (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 33 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	120
Tabela 57	Resultado do teste de comparação de médias dos teores de magnésio (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR	122
Tabela 58	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de potássio (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	124
Tabela 59	Valores médios para os teores de potássio (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR.....	124
Tabela 60	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cobre (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	126
Tabela 61	Valores médios para os teores de cobre (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR	127
Tabela 62	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de fósforo (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados	129
Tabela 63	Resultado do teste de comparação de médias dos teores de fósforo (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 e 33 DAS. Cascavel – PR	130

Tabela 64	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrogênio total e nitrato (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados.....	132
Tabela 65	Resultado do teste de comparação de médias dos teores de nitrogênio total do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 e 33 DAS. Cascavel – PR.....	133
Tabela 66	Resultado do teste de comparação de médias dos teores de nitrato (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 70 DAS. Cascavel – PR	134
Tabela 67	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de macronutrientes (g kg^{-1}) nas folhas do minimilho.....	136
Tabela 68	Valores médios de macronutrientes (g kg^{-1}) extraídos da folha do minimilho sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR	138
Tabela 69	Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de macronutrientes (g kg^{-1}) em folhas de minimilho sob aplicação de ARS. Cascavel – PR.....	141
Tabela 70	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de micronutrientes e sódio (mg kg^{-1}) nas folhas do minimilho	144
Tabela 71	Valores médios de micronutrientes e sódio (mg kg^{-1}) extraídos da folha do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR.....	145
Tabela 72	Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de micronutrientes e sódio (mg kg^{-1}) em folhas de minimilho sob aplicação de ARS. Cascavel – PR	147
Tabela 73	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre estatura da planta (EP) do minimilho (m) nos períodos observados	150
Tabela 74	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a área foliar (AF) do minimilho (m^2) nos períodos observados	154

Tabela 75	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o índice de área foliar (IAF) do minimilho ($m^2 m^{-2}$) nos períodos observados.....	157
Tabela 76	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre número de folhas por planta ($NF P^{-1}$) do minimilho	160
Tabela 77	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho ($m dia^{-1}$) nas sucessivas amostragens.....	163
Tabela 78	Resultado do teste de comparação de médias para os valores médios da taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho ($m dia^{-1}$), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem nos tempos amostrados. Cascavel – PR	165
Tabela 79	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) do minimilho	167
Tabela 80	Resultado do teste de comparação de médias para o número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR.....	168
Tabela 81	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho (m)	170
Tabela 82	Resultado do teste de comparação de médias da estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho (m), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR.....	171
Tabela 83	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o comprimento das espigas empalhadas (CEE) e desempalhadas (CED) do minimilho (m)	172
Tabela 84	Resultado do teste de comparação de médias para comprimento das espigas empalhadas (CEE) e desempalhadas (CED) em plantas do minimilho (m), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR	173

Tabela 85	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o diâmetro das espigas empalhadas (DEE) e desempalhadas (DED) do minimilho (m)	175
Tabela 86	Resultado do teste de comparação de médias para diâmetro das espigas empalhadas (DEE) e desempalhadas (DED) em plantas do minimilho (m) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR.....	176
Tabela 87	Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a massa das espigas empalhadas e desempalhadas do minimilho.....	178
Tabela 88	Resultado do teste de comparação de médias para massas das espigas empalhadas por unidade e por hectare do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR	178
Tabela 89	Resultado do teste de comparação de médias para massas das espigas desempalhadas por unidade e por hectare do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR	179

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 (a) Escavação do solo para implantação dos lisímetros.....	53
Figura 01 (b) Colocação da tubulação	53
Figura 02 (a) Proteção contra entupimento do orifício de drenagem.....	53
Figura 02 (b) Camada de brita na caixa.....	53
Figura 03 (a) Colocação da manta de poliéster.....	54
Figura 03 (b) Devolução das camadas de solo nas caixas	54
Figura 04 (a) Sistema de irrigação	54
Figura 04 (b) Vista completa da área	54
Figura 05 Localização dos tratamentos e repetições na área experimental. NEEA, Cascavel – PR, 2008.....	57
Figura 06 Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biosistema integrado. Toledo – PR, 2008	58
Figura 07 Temperatura máxima ($T_{m\acute{a}x.}$), média ($T_{m\acute{e}d.}$), mínima ($T_{m\acute{i}n.}$) durante o ciclo da cultura do minimilho nos meses outubro novembro e dezembro de 2008. NEEA, Cascavel – PR	61
Figura 08 Precipitação em (mm) durante o ciclo da cultura do minimilho nos meses outubro novembro e dezembro de 2008. NEEA, Cascavel – PR.....	61
Figura 09 Representação da coleta das folhas para análise foliar. NEEA, Cascavel – PR, 2008.....	66
Figura 10 (a) Demonstração das coletas	67
Figura 10 (b) Frasco com amostra.....	67
Figura 11 Acúmulo médio de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre pelas folhas do minimilho em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.....	142
Figura 12 Acúmulo médio de cobre, zinco, ferro, manganês e sódio pelas folhas do minimilho em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.....	148
Figura 13 Estatura das plantas (EP) do minimilho (m) nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.....	152
Figura 14 Área foliar (AF) do minimilho (m^2) nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.....	156

Figura 15 Índice de área foliar (AF) do minimilho ($m^2 m^{-2}$) nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR... 159

Figura 16 Número de folhas por planta (NF P-1) do minimilho nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR... 162

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da suinocultura apresenta-se como um fator econômico importante, pois gera multiplicação de renda e emprego em todos os setores da economia. Contudo, tal atividade enfrenta-se com o problema do apreciável volume de dejetos que é por ela produzido, constituindo-se em risco à sustentabilidade e expansão da suinocultura como atividade econômica.

A deficiência de informações sobre águas residuárias da produção industrial de suínos, em especial aos aspectos referentes aos parâmetros de aplicação e quantificação dessas águas no solo, constitui-se em uma lacuna uma vez que tais parâmetros não são especificados por nenhuma legislação nacional (OLIVEIRA, 2006).

Para o uso de efluentes da produção animal como fonte de adubação se impõe limites de lançamento em corpos de água. Destacam-se, na produção animal, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com destaque para a de nº 397 de 2008, que estabelece padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água, e a de nº 380 de 2006, que regulamenta a aplicação do efluente animal no solo quando este se encontra na forma de lodo (PEREIRA, DEMARCHI & BUDIÑO, 2009).

Neste contexto de produção animal, quando comparada à de outras espécies de médio e grande porte, a suinocultura tem produzido grandes quantidades de carne, em reduzido espaço físico e curto espaço de tempo. Porém, isso se dá com grande produção de resíduos.

O rebanho de suínos no Paraná é de 4,3 milhões de cabeças, representando 13,5% do rebanho nacional (terceiro maior produtor), distribuídas entre 135 mil produtores, sendo que somente 30 mil propriedades estão inseridas no mercado, detendo um rebanho de três milhões de cabeças. Os demais produtores respondem por pequenas criações destinadas ao consumo próprio e atendimento à pequenas comunidades locais. Da produção paranaense, 40% está localizada em Toledo, 22% em Ponta Grossa, 15% em Cascavel, 9% em Guarapuava e 14% nos demais municípios, conforme informações da Associação Paranaense de Suinocultores (APS, *online*, 2009).

Com a intensificação da suinocultura tecnificada – e por ser uma atividade concentradora de dejetos animais possuidores de alta carga poluidora para o solo, ar e água – verificou-se, como em algumas outras regiões brasileiras, um considerável aumento na produção de águas residuárias de suinocultura (ARS), em função do tipo de manejo as quais se transformaram em uma das maiores fontes de contaminação. Por isso, busca-se uma alternativa que viabilize a utilização desses dejetos, minimizando seu impacto sobre o ambiente (GOMES et al. 2004; DAL BOSCO et al. 2008; PELISSARI et al. 2009;

DOBLINSKI et al. 2010; SAMPAIO et al. 2010; SMANHOTTO et al. 2010; CAOVILO et al., 2010).

Além do destino do dejetos, um dos fatores que justifica o uso de águas residuárias na agricultura refere-se à possibilidade de reduzir o uso de fertilizantes químicos. Outros fatores como a disponibilidade mais frequente de água, melhoria na qualidade dos solos e consequente aumento do rendimento dos cultivos, também são relevantes nesse processo. A alternativa de seu uso como fertilizante aparece, pois as ARS apresentam constituintes que, adicionados ao solo, proporcionam nutrientes às plantas, os quais, após a mineralização, poderão ser absorvidos. Contudo, se isso ocorrer em níveis indesejáveis ocasionará a contaminação do solo, água e planta.

O minimilho tem um tempo de exploração do solo menor que o da cultura do milho em grãos ou silagem, pois grandes quantidades de fertilizantes não serão traduzidos em produtividade. Porém, há a compensação do uso da palhada para cultivos posteriores. O minimilho necessita de nutrientes que estejam prontamente disponíveis, e a ARS apresenta a maior parte deles facilmente mineralizáveis, com exceção do potássio e do sódio, que não dependem de mineralização.

Como a agricultura utiliza maior quantidade de água e suporta água de qualidade inferior que a indústria e o uso doméstico, procura-se a solução dos problemas relacionados com efluentes. Em contrapartida, o uso indiscriminado de tais efluentes gera consequências de ordem ambiental e agrônômica. Daí resulta a necessidade de planejamento para controlar a sua aplicação a níveis toleráveis para o solo, água e planta, pois a longo prazo, os efeitos de salinidade, sodicidade, nutrientes tóxicos sobre solos e culturas podem transformar-se em problemas.

Em decorrência do exposto acima, as lâminas de águas residuárias aplicadas no solo para a produção agrícola devem ser suficientes para suprir adequadamente a demanda das plantas por nutrientes, considerando as taxas de mineralização, sem que haja consequências negativas para o solo (desequilíbrios), plantas (fitotoxicidade), atmosfera (poluição) e às águas de superfície e subsuperfície (contaminação).

A implantação de uma cadeia produtiva com alto potencial degradador provoca uma preocupação quanto à gestão dos resíduos, justificando-se a análise do aproveitamento da água residuária de suinocultura no desenvolvimento de culturas e determinação de parâmetros para o uso das mesmas sem provocar riscos de contaminação do solo e água após sucessivas aplicações, bem como a verificação de níveis tóxicos para as plantas, em função das diferentes lâminas aplicadas na semeadura.

A disposição de águas residuárias de suinocultura no sistema solo-planta, quando feita sem critérios agrônômicos e ambientais, pode causar problemas de contaminação. Porém, quando bem planejada, pode trazer benefícios, como nutrientes e água para as

plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor. Neste sentido, a pesquisa investiga as doses de aplicação mais adequadas – com base nas concentrações de nitrogênio – e avaliar seus efeitos dessa ação do ponto de vista agrônomo e ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- ✓ Avaliar os aspectos agronômicos e ambientais da utilização da água residuária de suinocultura e adubação química na cultura do minimilho (*Zea mays* L.), em condições de lisímetros de drenagem, em sistema plantio direto, após o sexto ciclo de cultivo.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a aplicação da água residuária de suinocultura e suas interações sobre a estatura, diâmetro do caule, área foliar, índice de área foliar, comprimento e massa das espigas do minimilho;
- ✓ Estudar as concentrações de nutrientes N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn, Fe e do elemento mineral Na nas folhas do minimilho;
- ✓ Verificação da salinidade e sodicidade do solo em função da aplicação da ARS;
- ✓ Avaliar o potencial contaminante de alguns nutrientes no solo com o uso continuado de dejetos líquidos de suínos em sistema de plantio direto por meio das alterações nas propriedades químicas do solo;
- ✓ Estimar a capacidade dos solos em receber as ARS em aplicações sucessivas, verificando os teores de metais e se os mesmos, no período de desenvolvimento da cultura do minimilho, apresentam contaminação ambiental.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Cultivo do minimilho

O minimilho é o nome dado à espiga de milho jovem, em desenvolvimento, não fertilizada, ou ao sabugo jovem da espiga de uma planta de milho. As plantas são semelhantes às aquelas de milho normal e não são, como poderia ser assumido, plantas anãs (VON PINHO et al., 2003).

No Brasil, a produção de minimilho (*Zea mays* L.) ainda é inexpressiva, apesar de os mercados interno e externo indicarem alto potencial econômico desse produto. A maior parte do minimilho em conserva encontrada em nosso país ainda é importada da Tailândia (um dos principais países produtor e o maior exportador do produto). Não existe, no Brasil, material genético específico para a produção de minimilho, entretanto, a EMBRAPA vem trabalhando neste sentido e também há carência de informações de protocolos para a avaliação tecnológica desse tipo de produto (PEREIRA FILHO, GAMA & CRUZ, 1998; CARVALHO, PINHO & PEREIRA FILHO, 2002; ALMEIDA et al., 2005).

As informações estatísticas sobre a sua produção e o seu consumo são limitadas porque muitos países produtores negligenciam ou não possuem essas informações. O minimilho é muito consumido no continente asiático como hortaliça e representa uma atividade econômica significativa em vários continentes. Destacam-se em sua produção países tais como Tailândia, Sri Lanka, Taiwan, China, Zimbábue, Zâmbia e Indonésia, bem como os da América Central, como Nicarágua, Costa Rica, Guatemala e Honduras, que são os exportadores mais conhecidos (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998).

O minimilho é importado exclusivamente na forma de conservas ou enlatado, existindo, entretanto, relatos, nos Estados Unidos e Japão, da preferência para o consumo *in natura* do minimilho pelo fato de esse produto não conter conservantes e outros aditivos químicos. Por isso, a produção de minimilho *in natura* cresceu em países importadores e mais especificamente no Brasil, dando oportunidade aos produtores de processá-lo e enlatá-lo para o mercado interno (MILES & ZENS, 2000).

3.2 Variedades e tratos culturais

Diversas variedades de milho têm sido avaliadas com o intuito de identificar aquelas mais adaptadas às condições tropicais. Em razão da maior aceitação pelo mercado consumidor, as variedades de milho doce e pipoca são as mais utilizadas e também, em menor escala e com grande potencial de uso, variedades prolíficas selecionadas de milho

comum (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998; PINHO et al. 2003; RODRIGUES, SILVA & MORI, 2004).

Como não existem variedades comerciais específicas, a escolha é considerada a etapa mais crítica do cultivo. Entretanto, uma das desvantagens no uso de variedades de milho doce é o desenvolvimento muito rápido das espiguetas que, ao crescerem demais, podem perder seu valor comercial. Além da qualidade, outras características como o porte mais baixo, o amadurecimento precoce, a uniformidade do florescimento e prolificidade têm sido consideradas mais adequadas para a produção de minimilho. A utilização de híbridos prolíficos é uma alternativa para obter espiguetas de maior qualidade e reduzir o custo de produção, pois o número de espiguetas colhidas por planta é maior, a área de plantio pode ser reduzida em comparação com as variedades ou híbridos não prolíficos que necessitam de maior densidade populacional para obter alto rendimento (RODRIGUES, SILVA & MORI, 2004).

Segundo Vasconcellos et al. (2001), o cultivo do minimilho é uma atividade recente no cenário agrícola do Brasil e o fator nutrição mineral é importante para obtenção de alto índice de produtividade de minimilho comercial.

Em relação à adubação e o estudo nutricional relativos à cultura, destacam-se aspectos tais como: a remoção de nutrientes em função do tempo e do desenvolvimento, a quantidade e forma de absorção e produtividade; em relação ao solo, os elementos disponíveis e suas interações com características químicas, físicas e biológicas, interações com as exigências nutricionais da cultura; e aos fertilizantes, aspectos econômicos, características químicas e físicas, época e forma de aplicação e mobilidade no solo (VASCONCELLOS et al., 2001).

Segundo Rodrigues, Silva & Mori (2004), com relação ao minimilho, ainda há necessidade de realizar vários trabalhos para definir o manejo mais adequado da cultura, quantificar o potencial genético e qualitativo das diversas cultivares comerciais utilizadas para a produção de minimilho, determinar a herdabilidade das características mais apropriadas para a produção *in natura* ou industrializadas e desenvolver cultivares específicas.

A semeadura para obtenção do minimilho é feita como na produção de grãos, apenas aumentando, acima do normal, o estande, uma vez que o interesse é a maior produção de espiguetas por área (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998). O minimilho pode ser cultivado tanto sob manejo convencional como em plantio direto. Nesse último, dependente da palhada, o próprio cultivo do minimilho se encarrega de produzi-la. É importante a antecipação da adubação nitrogenada para o estágio de três a quatro folhas. O manejo da cultura diferencia-se do cultivo do milho para grãos, principalmente, quanto à densidade de semeadura, a qual pode ser três a quatro vezes maior variando de 150.000 a

200.000 plantas ha⁻¹, objetivando maior rendimento e redução no tamanho do produto final, que é ideal para a indústria de enlatados.

Não existe época de semeadura determinada, depende da demanda. No verão, a colheita é feita mais cedo e, no inverno, colhe-se mais tarde mas, geralmente, inicia-se entre 40 e 60 dias após a emergência, podendo variar em até 85 dias, de acordo com o ciclo da cultivar utilizada e o clima. O ponto ideal da colheita é quando as espiguetas estiverem no estágio de dois a três dias após a exposição dos estilos – estigmas. Após a retirada do minimilho, o restante da planta – como folhas, pendão, colmo, espigas não comerciais e palhas das espiguetas – pode ser utilizada como forragem (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998).

3.3 Produtividade e densidade

A produtividade de milho depende do número de grãos por unidade de área e da quantidade de fotoassimilados disponíveis para esses grãos. Tais parâmetros são variáveis entre os diferentes híbridos ou cultivares e são influenciados por fatores ambientais que predominam nos períodos em torno da fertilização (MAGALHÃES & DURÃES, 2006).

Os primeiros resultados de pesquisa obtidos na Embrapa Milho e Sorgo sobre densidade de semeadura e cultivares de milho para minimilho evidenciaram bons rendimentos de minimilho comercial nas densidades de 187.500 e 237.500 plantas ha⁻¹, num estudo em que a densidade de semeadura variou de 87.500 a 237.500 plantas por hectare, em espaçamento de 80 cm entre linhas (PEREIRA FILHO & CRUZ, 2001).

Em estudo com densidade de 180.000 plantas ha⁻¹ (MENEGETTI, NÓBREGA & SANTOS, 2008) obteve-se produtividade média de 29.600 kg ha⁻¹ para espigas com palha e 16.500 kg ha⁻¹ para espigas sem palha, observando o comportamento da cultivar em relação à produtividade com variação de 8 a 18% da quantidade de minimilho aproveitável para a indústria.

Em 100 kg de espiguetas são obtidos de 15 a 20 kg de minimilho aproveitável, segundo os padrões da indústria de conservas alimentícias (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998).

O minimilho é similar, na sua composição, a outras hortaliças como a couve – flor, o tomate, a berinjela e o pepino. Em 100 g de amostra, o teor de proteína é de 1,90 g; na couve – flor 2,40 g; na couve 1,70 g; no tomate e na berinjela 1,00 g; no pepino 0,060 g. O minimilho possui cerca de 89,1% de umidade, 0,020% de gordura, 8,20% de carboidratos e 0,060% de cinzas. Cem gramas de minimilho contêm, em média, 86 mg de fósforo, 0,1 mg de ferro, 64 UA de vitamina A, 0,05 mg de tiamina, 0,8 mg de riboflavina, 11,0 mg de ácido ascórbico e 0,3% de niacina (VON PINHO et al., 2003).

Ritchie, Hanway & Benson (2003) verificaram que, no conceito geral de produção de milho, as matérias primas e a luz solar (energia), combinam-se com estrutura interna do híbrido cultivado para produzir matéria seca. Isto significa que o crescimento e a produtividade de uma planta de milho são funções do potencial genético da planta para reagir às condições ambientais sob as quais ela cresce.

O minimilho tem um tempo de exploração do solo de dependência da sua fertilidade e da adubação menor que o da cultura do milho para grãos ou silagem, pois grandes aportes de fertilizantes não serão traduzidos em produtividades e lucros (VASCONCELLOS et al., 2001).

Embora a natureza forneça a maior parte da influência ambiental sobre o crescimento e a produtividade do milho, um produtor pode manipular o ambiente utilizando práticas de manejo testadas e aprovadas. Tais operações incluem preparação do solo e fertilização, bem como irrigação, controle de invasoras, de insetos e muitas outras práticas (RITCHIE, HANWAY & BENSON, 2003).

Segundo Pereira Filho, Gama & Furtado (1998), as práticas agrícolas que podem influenciar a produtividade e a qualidade do minimilho são densidade de semeadura e a adubação.

Estudos feitos com densidades 87.500, 137.500, 187.500 e 237.500 plantas ha⁻¹, Pereira Filho & Cruz (2001) observaram que as densidades de semeadura afetaram significativamente o número de espigas comerciais, índices de espigas e o peso de espigas comerciais; ou seja, o número médio de espigas comerciais cresceu com o aumento da densidade de plantas ha⁻¹. O índice de espigas foi maior na menor densidade, mas apresentou maior rendimento de espigas comerciais de minimilho e peso menor.

Sahoo & Panda (1999) estudaram a cultura do minimilho sob doses de nitrogênio e em várias densidades de plantas durante época das chuvas e inverno e observaram que a produção de minimilho cresceu progressivamente com o aumento da aplicação de nitrogênio até 120 kg ha⁻¹ durante a época das chuvas no inverno, sendo que a dose de 160 kg ha⁻¹ de N proporcionou a maior produção de minimilho (1,77 t ha⁻¹), com densidade de plantas de 125.000 ha⁻¹ em ambas.

Silveira (2003) estudou o manejo da irrigação e da cobertura nitrogenada em minimilho, em uma população de plantas de 94.000 plantas ha⁻¹, para a maior e menor produtividade valores de 2.484 kg ha⁻¹ e 784,80 kg ha⁻¹ respectivamente para espigas empalhadas e em média valores de 1961,70 kg ha⁻¹, já para massa das espigas sem palha foram em média 840 kg ha⁻¹.

Carvalho, Von Pinho & Pereira Filho (2002) avaliaram o desempenho de cultivares de milho em diferentes épocas de semeadura, associando esse desempenho ao efeito despendoamento das plantas para produção de minimilho. No experimento mencionado,

eles verificaram que o despendoamento proporcionou aumento da produtividade de espigas comerciais, independente da época de semeadura, obtiveram média no experimento de $1,46 \text{ t ha}^{-1}$, sendo a maior produtividade e a menor $1,88$ e $1,15 \text{ t ha}^{-1}$ respectivamente. Já para as espigas com palha, os mesmos autores obtiveram produtividade média de $8,42 \text{ t ha}^{-1}$, com variação de $10,30$ a $6,30 \text{ t ha}^{-1}$, para a maior e menor produtividade.

Aekatasanawan et al. (1994) encontraram massas para espigas empalhadas em média de $7,42 \text{ t ha}^{-1}$, em avaliação de variedades machos estéreis, com ou sem despendoamento.

Carvalho, Von Pinho & Pereira Filho (2003) avaliaram a produção de minimilho em diferentes ambientes de cultivo e obtiveram produtividade média que variaram de $3,94$ para $6,63 \text{ t ha}^{-1}$ para a maior e menor produtividade respectivamente. Já Miles & Zens (2000), obtiveram produtividade média entre $0,42$ e $1,09 \text{ t ha}^{-1}$ para espigas comerciais em trabalho onde verificaram o espaçamento entre fileiras.

Thakur & Sharma (1999) avaliaram o efeito de doses de nitrogênio sobre as variedades de milho para produção de minimilho e obtiveram para a dose de $187,50 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, produtividade 1.164 kg ha^{-1} sem palha e 1.566 kg ha^{-1} para espigas empalhadas.

Segundo Silveira (2003), os rendimentos são variáveis em função, da cultivar, manejo da cultura e das condições ambientais. Entretanto, resultados de pesquisa têm mostrado produtividade de até $2,5 \text{ t ha}^{-1}$ de minimilho aproveitável para atender aos padrões exigidos pelos consumidores e pelas indústrias de conservas. O aproveitamento varia entre 15% e 20% da quantidade de minimilho aproveitável para industrialização, satisfazendo as exigências do consumidor e da indústria, apresentando tamanho entre 4 e 10 cm, diâmetro de 1,0 a 1,5 cm, forma cilíndrica e coloração variando de branco – pérola a creme – amarelada.

Nesse aspecto, Pereira Filho, Gama & Cruz (1998), Pereira Filho & Cruz (2001), Pinho et al. (2003) e Rodrigues, Silva & Mori (2004) consideraram a aparência da espiga de suma importância para o consumidor, justificando o envase em vidro transparente para que o consumidor aprecie as características como coloração, formato, tamanho e diâmetro. As espigas devem apresentar, além dos critérios citados por Silveira (2003), forma cilíndrica com ovários pequenos em fileiras uniformes e simétricas, comprimento de 4 a 12 cm. A colheita deve ser realizada pela manhã, quando a umidade das espigas é mais alta e a temperatura ambiente mais baixa, favorecendo a qualidade da matéria-prima. O ponto ideal é quando as espigas estão com dois ou três dias de exposição dos estilos-estigma, e são efetuadas normalmente duas a três colheitas por planta, dependendo da cultivar.

Moreira (2007) avaliou os rendimentos de minimilho, espigas verdes e grãos de duas cultivares em resposta ao despendoamento encontrou valores para comprimento de espigas empalhadas em média de 9,09 cm e para espigas desempalhadas 7,88 cm.

Rodrigues, Silva & Mori (2004) encontraram – em avaliação a famílias prolíficas de minimilho – valores médios para comprimento de espigas empalhadas e desempalhadas de 19,23 e 7,59 cm. Pereira Filho, Cruz & Alvarenga (2005), em avaliação do efeito de densidade de semeadura, níveis de nitrogênio e despendoamento sobre a produção de minimilho, obtiveram média geral para espigas desempalhadas de 6,9 cm.

Para se obter o máximo de número de grãos por unidade de área em determinada densidade de plantas, é recomendável fazer com que o pendoamento ocorra nos dias mais longos do ano, de modo a coincidir a máxima área foliar de plantas com a maior disponibilidade de radiação solar. Esse aumento da tolerância da planta de milho à intensa competição por luz, nutrientes e água, vem sendo obtida pela seleção de genótipos mais produtivos sob alta população de plantas e ampla variedade de área. A densidade é considerada uma das práticas culturais que determinam a produtividade de grãos pela cultura de milho (SANGOI, 2001).

Híbridos precoces (ciclo mais curto) requerem maior densidade de plantas em relação aos de ciclo normal para atingir seu potencial de rendimento. Isso deve-se ao fato de, geralmente, apresentarem menor estatura, folhas menores, menor área foliar por planta e menor sombreamento do dossel da cultura, sendo que as diferenças na resposta à densidade entre cultivares precoces e tardias são mais acentuadas quando o nível de produtividade é elevado; com teto de produtividade baixa, há pouco efeito da densidade ótima de plantas (SANGOI, 1990).

A disponibilidade de água é, provavelmente, o principal fator que afeta a escolha da densidade ótima das plantas, sendo a época mais crítica à deficiência hídrica, o período entre duas a três semanas do espigamento (MEROTTO JÚNIOR, ALMEIDA & FUCHS, 1997).

A menor oxidação de auxinas decorrentes da proximidade das plantas em densidades elevadas estimula a alongação celular. Com isso, os entrenós do colmo são mais longos, aumentando a estatura da planta e a estatura de inserção de espigas. Além disso, a maior competição intra-específica por luz, o aumento da dominância apical e o estiolamento das plantas favorecem a redução no diâmetro do colmo (SANGOI et al., 2002).

Em trabalhos desenvolvidos na região sul do Brasil, para determinar a densidade ótima de plantas híbridas de milho com elevado potencial de rendimento de grãos, Silva, Argenta & Rezera (1999) observaram que o máximo rendimento de grãos obtido foi com densidades superiores a 8 plantas m^{-2} , evidenciando que a recomendação de densidade de até 7 plantas m^{-2} pode ser ampliada em ambientes favoráveis para obtenção de altos rendimentos.

Para a produção de milho verde, recomenda-se densidade de plantas entre 3,5 a 4,0 plantas m^{-2} , para as espigas ganharem tamanho. Já para o minimilho, a densidade varia de 14 a 18 plantas m^{-2} (SANGOI, 2001).

A densidade de semeadura e o espaçamento nas entrelinhas podem influenciar no rendimento, na capacidade de expansão e em outras características importantes para a comercialização deste tipo de milho, como citaram Silva, Argenta & Rezera (1999).

A recomendação de arranjo de plantas em milho foi alterada ao longo do tempo junto com as modificações de ordem genética, fisiológica, bioquímica e anatômica introduzidas na planta e a evolução do manejo cultural (ARGENTA, SILVA & SANGOI, 2001).

O rendimento de uma cultura aumenta com a elevação da densidade de plantio, até atingir uma densidade ótima, que é determinada para cada cultivar e por condições externas resultantes de condições edafoclimáticas do local e do manejo da lavoura. A partir da densidade ótima, que é o ponto de rendimento máximo, o aumento na densidade resultará em decréscimo progressivo no rendimento da cultura. Portanto, a densidade ótima depende de três condições: cultivar, disponibilidade hídrica e nível de fertilidade do solo (RESENDE, ALBUQUERQUE & COUTO, 2003).

3.4 Estádios fenológicos

Todas as plantas de milho são semelhantes quanto ao padrão de desenvolvimento, mas os intervalos de tempo específicos entre os estádios fenológicos podem variar entre as diversas cultivares, pois híbridos de milho podem florescer mais cedo ou mais tarde, como também desenvolver menos ou mais folhas (RITCHIE, HANWAY & BENSON, 2003).

Para o sistema de divisão do ciclo da planta em estádios fenológicos há duas propostas, a de Ritchie, Hanway & Benson (2003) e a de Fancelli & Dourado Neto (2000), adaptado de Nel & Smit (1978). Em ambos os sistemas, a divisão entre os estádios é determinada pela ocorrência de eventos fisiológicos na planta, como o surgimento de folhas totalmente expandidas (limbo, bainha e aurícula evidentes), o aparecimento das estruturas reprodutivas e a consistência dos grãos. A maturidade fisiológica é considerada quando se observa o aparecimento da camada negra na interseção do grão com o sabugo.

De acordo com Fancelli & Dourado Neto (2000), o ciclo da cultura compreende cinco etapas de desenvolvimento: (i) germinação e emergência: ocorre entre a semeadura e o aparecimento da plântula, cujo período varia entre quatro e doze dias, em função da temperatura e umidade do solo; (ii) crescimento vegetativo: iniciado a partir da emissão da segunda folha, até o início do florescimento, cuja extensão varia em função do genótipo e de fatores climáticos, caracterizando e classificando diferentes genótipos quanto à duração do

ciclo; (iii) florescimento: estabelecido entre o início da polinização e o início da frutificação; (iv) frutificação: período compreendido entre a fecundação e o enchimento completo dos grãos, cuja duração varia entre 40 e 60 dias; (v) maturidade: período compreendido entre o final da frutificação e o aparecimento da “camada preta” no ponto de inserção dos grãos e sabugo. A formação da “camada preta” representa o rompimento da ligação entre a planta-mãe e o fruto, caracterizando o momento ideal da colheita, em função da máxima produção concentrada.

Segundo Resende, Albuquerque & Couto (2003), todas as plantas do milho seguem um mesmo padrão de desenvolvimento, porém, o intervalo de tempo específico entre os estádios e o número total de folhas desenvolvidas pode variar entre híbridos diferentes, ano agrícola, data de semeadura e local.

E conforme Ritchie, Hanway & Benson (2003), o sistema de identificação empregado divide o desenvolvimento da planta em vegetativo (V) e reprodutivo (R), conforme a Tabela 01. As subdivisões dos estádios vegetativos foram designadas numericamente como V1, V2, V3 até V(n); em que (n) representa a última folha emitida antes do pendoamento. O primeiro e último estádios V são representados por VE, emergência e VT, pendoamento.

Tabela 01 Estádios vegetativos e reprodutivos da planta do milho

Vegetativo	Reprodutivo
VE, Emergência (4 a 5 DAS*)	R1, Embonecamento
V1, 1ª folha desenvolvida	R2, Bolha d'água
V2, 2ª folha desenvolvida	R3, Leitoso
V3, 3ª folha desenvolvida (15 DAS)	R4, Pastoso
V4, 4ª folha desenvolvida	R5, Formação de dente
V(n) nª folha desenvolvida	R6 Maturidade fisiológica
VT, Pendoamento	

*DAS = Dias após a semeadura.

Fonte: Adaptado de Ritchie, Hanway & Benson (2003).

O milho é cultivado em regiões cuja precipitação varia de 300 a 5.000 mm anuais, sendo que a quantidade de água consumida por uma lavoura de milho durante o seu ciclo está em torno de 600 mm. Dois dias de estresse hídrico no florescimento diminuem o rendimento em mais de 20%, quatro a oito dias diminuem em mais de 50%. O efeito da falta de água, associado à produção de grãos, é importante nos três estádios de desenvolvimento da planta: a) iniciação floral e desenvolvimento da inflorescência, quando o número potencial de grãos é determinado; b) período de fertilização, quando o potencial de produção é fixado; nessa fase, a presença de água é importante para evitar a desidratação

de pólen e garantir o desenvolvimento e a penetração do tubo polínico; c) enchimento de grãos, quando ocorre o aumento na deposição de matéria seca, o qual relaciona-se com a fotossíntese, desde que o estresse vai resultar na menor produção de carboidratos, o que implicaria menor volume de matéria seca nos grãos (MAGALHÃES & DURÃES, 2006).

Para Fancelli & Dourado Neto (2000), a fotossíntese, a respiração e a transpiração são processos fisiológicos da planta de milho que resultam diretamente da energia disponível no ambiente.

3.5 Interação entre nutrientes na cultura do milho

O conhecimento da absorção e do acúmulo de nutrientes nas diferentes fases de desenvolvimento da cultura permite determinar as épocas em que os elementos são mais exigidos e orientar as correções das deficiências que venham a ocorrer durante o seu desenvolvimento além de estimar as taxas que serão exportadas por meio da colheita de grãos ou forragem, e as que poderão ser restituídas ao solo pelos restos culturais (BARBOSA FILHO, 1987; BORGES, 2006).

Para Bataglia (1991), a concentração de determinado nutriente pode indicar o estado nutricional da planta, pois existe relação entre a concentração e o crescimento ou produtividade da cultura. O acúmulo de nutrientes nas diferentes partes vegetativas que compõem a planta durante seu ciclo de desenvolvimento funcionam como fonte ou dreno, e é fundamental para estabelecimento de parâmetros de avaliação do seu estado nutricional e assim como na definição de estratégias de fertilização da cultura (BORGES, 2006).

As necessidades nutricionais de qualquer planta são determinadas segundo Coelho et al. (1992), pela quantidade de nutrientes que esta extrai durante o seu ciclo. A extração total dependerá do rendimento obtido e da concentração de nutrientes nos grãos e na palhada. Para isso é necessário colocar à disposição da planta a quantidade total de nutrientes que esta extrai, os quais devem ser fornecidos pelo solo.

Conforme Coelho et al. (2006), no milho os nutrientes têm diferentes taxas de translocação entre os tecidos (colmos, folhas e grãos), implicando isso no fato de que a incorporação dos restos culturais do milho devolve ao solo grande parte dos nutrientes, principalmente potássio e cálcio contidos na palhada. E por esse motivo que no milho colhido para silagem, além dos grãos, a parte vegetativa também é removida, havendo alta extração e exportação de nutrientes. Desse modo, problemas de fertilidade do solo se manifestarão mais cedo na produção de silagem do que na produção de grãos. Na Tabela 02 são apresentadas a extração de nutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos e silagem.

Tabela 02 Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos e silagem em diferentes níveis de produtividades

Tipo de Exploração	Produtividade (t ha ⁻¹)	Nutrientes extraídos				
		N	P	K	Ca	Mg
-----kg ha ⁻¹ -----						
Grãos	3,65	77	9	83	10	10
	5,80	100	49	95	17	17
	7,87	167	33	113	27	25
	9,17	187	34	143	30	28
	10,15	217	42	157	32	33
Silagem (matéria seca)	11,60	115	15	69	35	26
	15,31	181	21	213	41	28
	17,13	230	23	271	52	31
	18,65	231	26	259	58	32

Para converter P em P₂O₅; K em K₂O; Ca em CaO e Mg em MgO, multiplicar por 2,29; 1,20; 1,39 e 1,66 respectivamente.

Fonte: Coelho et al. (2006).

Büll & Cantarella (1993) verificaram que o milho apresenta períodos diferentes de intensa absorção, com o primeiro deles ocorrendo durante a fase de desenvolvimento vegetativo e o segundo durante a fase reprodutiva ou formação da espiga. Segundo os mesmos autores, a absorção de potássio apresenta um padrão diferente em relação ao nitrogênio e ao fósforo, com a máxima absorção no período de desenvolvimento vegetativo, com elevada taxa de acúmulo nos primeiros 30 a 40 dias de desenvolvimento, com taxa de absorção superior ao de nitrogênio e fósforo.

A Tabela 03 apresenta a absorção e exportação de macro e micronutrientes para produção de grãos de milho com expectativa em torno de 9 t ha⁻¹

Tabela 03 Absorção e exportação de macronutrientes e micronutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos em torno de 9 t ha⁻¹

Nutriente	N	P	K	Ca	Mg	S	Cl	Fe	Mn	Cu	B	Zn	Mo
	-----Macronutrientes-----						-----Micronutrientes-----						
Absorção ¹	190	39	196	40	44	21	81	2110	340	110	400	170	9
Exportação ²	14,2	3,4	4,3	0,1	1,2	1,3	0,5	12,1	6,6	2,2	22,0	4,4	0,7

¹Para macronutrientes em kg ha⁻¹, para micronutrientes em g ha⁻¹; ²Para macronutrientes em kg t⁻¹, para micronutrientes em g t⁻¹.

Fonte: Coelho et al. (2006).

Conforme Vasconcellos et al. (2001), com 70 ou 80 dias após a emergência, apenas o potássio (K) estaria com sua exigência total quase completa, o nitrogênio (N) e o fósforo (P) estariam com aproximadamente 50%; portanto, apenas parte da nutrição da

planta está completa. Deste modo, o que sobra na lavoura (colmo, folhas e brácteas) significa muito para a fertilidade do solo, pois este ainda pode-se explorar essa sobra que pode ser base para o equilíbrio das produções futuras.

Pesquisadores como – têm demonstrado – Hanway (1962), Andrade (1975), Vasconcellos, Viana & Ferreira (1998), Coelho & França (1995) e Coelho et al., (2002) têm demonstrado que o acúmulo diferencial de nutrientes no milho varia em função do estágio de maturação, da qualidade do solo (nível e disponibilidade dos nutrientes), do clima, da cultivar e do sistema de cultivo.

Conjuntamente, Büll & Cantarela (1993) afirmaram que as quantidades de nutrientes acumuladas dependem do nível de disponibilidade destes no solo bem como da disponibilidade hídrica.

Conforme Andrade et al. (1975) afirmaram que as diferenças entre cultivares, quanto ao acúmulo de nutrientes, começam a surgir desde a época de formação do pendão, devido a fatores intrínsecos e extrínsecos à planta.

Em trabalho para avaliar a marcha de absorção de nutrientes e acúmulo de matéria seca em milho, Borges (2006) concluiu que os acúmulos de matéria seca, nitrogênio, fósforo, magnésio e enxofre – em função dos estádios fenológicos da cultura do milho – seguem curvas lineares durante o ciclo da cultura e acumulam quantidades mínimas de boro, cobre, manganês e zinco nos estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, sendo os valores máximos acumulados obtidos a partir de 100 dias após a emergência.

Ainda segundo Borges (2006), plantas de milho acumulam nutrientes em sua parte aérea na seguinte ordem decrescente de acúmulo: N>K>Ca>Mg>S>Zn>Mn>Cu>B.

Ritchie, Hanway & Benson (2003) afirmaram que o produtor precisa entender como ocorrem o crescimento e o desenvolvimento da planta de milho. Compreendendo esses aspectos, poderá usar práticas de produção mais eficientes para obter maiores produtividades e, conseqüentemente, maiores lucros.

Segundo Raij (1991), os elementos carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), constituem em torno de 95% do tecido vegetal seco. Como são obtidos do ar e da água não se dispõe de meios para controlar o seu suprimento para as plantas. Do ponto de vista fisiológico, todos os elementos essenciais são nutrientes e sem eles as plantas não completam o seu ciclo de vida, estando eles divididos em macronutrientes (deficiência facilmente visível) e micronutrientes.

Com isso é possível determinar a época em que os elementos são exigidos em maior quantidade e corrigir as deficiências que possam vir a ocorrer durante o ciclo da cultura (BARBOSA FILHO, 1987), definindo a quantidade e a época em que cada nutriente deve ser disponibilizado para a cultura.

Malavolta, Vitti & Oliveira (1997) entendem por acúmulo de nutrientes as quantidades na matéria seca de cada parte da planta (raiz, folha, caule, palha, sabugo e grãos); já por absorção ou extração de nutrientes, os totais acumulados dos mesmos nas diferentes partes da planta; e por exportação tem-se a quantidade do elemento retirada pela colheita (produção de grãos, milho verde ou forragem).

Macronutrientes são aqueles que as plantas exigem em maiores quantidades para exercerem suas funções, enquanto micronutrientes são os que a cultura requer em menores quantidades. Dentre os nutrientes considerados essenciais para as plantas, seis são macronutrientes: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S); e sete são micronutrientes: boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn). A falta de um deles pode limitar o crescimento e o desenvolvimento da planta, mesmo que todos os outros estejam presentes em quantidades adequadas (RAIJ, 1991).

Os sintomas de deficiência, no campo, podem auxiliar na identificação da carência nutricional, baseada em diagnose visual (COELHO & FRANÇA, 1995). A utilização da análise foliar como critério diagnóstico estabelece relação bem definida entre o crescimento e a produção das culturas e o teor dos nutrientes em seus tecidos.

3.5.1 Diagnose foliar

Segundo Lopes (1998), a análise foliar tem sido utilizada nas seguintes situações: avaliação do estado nutricional da probabilidade de resposta às adubações; verificação do equilíbrio nutricional; constatação da ocorrência de deficiências ou toxidez de nutrientes; acompanhamento, avaliação e ajuste do programa de adubação; além da ocorrência de salinidade em áreas irrigadas.

Coelho et al. (2002) recomendam que, nesse caso, a parte amostrada deve ser representativa da planta toda, por isso a folha, pois a mesma é sede de metabolismo e reflete as mudanças na nutrição. A amostragem deve ser realizada em época apropriada. No caso do milho, o terço basal da folha oposta e abaixo da primeira espiga (superior), excluída a nervura central, deve ser coletada por ocasião da inflorescência feminina (embonecamento). Recomenda-se 30 folhas por hectare, quando 50 a 75% das plantas apresentarem inflorescência feminina. Esse estágio fisiológico é escolhido, pois: a posição da folha é facilmente reconhecida; a remoção de uma folha simples não afeta a produção; o efeito de diluição dos nutrientes nessa fase é mínimo (crescimento e armazenamento máximos); requerimento de nutrientes nessa fase é alto.

Raij (1991) considerou, por vezes, a diagnose foliar como uma técnica alternativa para avaliação da fertilidade do solo, mas, em geral, os teores de nutrientes em folhas, não

apresentam correlação estreita com os teores disponíveis no solo, observado pelos limites de absorção pelas plantas, fatores como teor de água no solo, aeração, compactação, acidez e reações de antagonismo ou sinergismo entre nutrientes.

Segundo Büll & Cantarela (1993), as necessidades nutricionais variam em função da produção da planta, que é função da interação com o ambiente. De modo geral, estabeleceram-se as seguintes ordens de extração: $N = K > Mg > Ca = P > S > Zn = Mn > B > Cu > Mo$, e de exportação: $N > K > P > S = Mg > Ca > Zn > Fe > Mn > B > Cu > Mo$; apenas que a extração de N, P, Ca e Mg aumentam linearmente com o aumento da produção.

Os teores foliares de macro e micronutrientes, considerados adequados para culturas produtivas de milho (BÜLL, 1994), são apresentados na Tabela 04.

Tabela 04 Teores foliares de nutrientes considerados adequados para a cultura do milho

Macronutrientes	Teor (%)*	Micronutrientes	Teor (ppm)**
Nitrogênio	2,75 – 3,25	Boro	4 – 20
Fósforo	0,19 – 0,35	Cobre	6 – 20
Potássio	1,75 – 2,97	Ferro	20 – 250
Cálcio	0,23 – 0,40	Manganês	20 – 150
Magnésio	0,15 – 0,40	Molibdênio	0,15 – 0,20
Enxofre	0,15 – 0,21	Zinco	20 – 70

Fonte: Büll (1993); *Para conversão de valores em % para $g\ kg^{-1}$ basta multiplicar por 10; **1 ppm corresponde a $1\ mg\ kg^{-1}$.

Lopes (1999) alertou que a agricultura brasileira desperta para uma fase em que a produtividade, a eficiência, a lucratividade e a sustentabilidade dos processos produtivos são extremamente relevantes e os micronutrientes passaram a ser utilizados de modo mais rotineiro nas adubações da cultura de milho em todas as regiões brasileiras com clima e solo variáveis.

Ainda para o mesmo autor, os principais motivos que despertaram o interesse dos produtores brasileiros de milho pela utilização de micronutrientes foram: o início da ocupação da região dos cerrados, formada por solos deficientes em micronutrientes; o aumento da produtividade da cultura com maior remoção e exportação de todos os nutrientes; falta de critérios para a aplicação de calcário, doses e metodologias de aplicação, induzindo a deficiências de vários elementos como o zinco, por exemplo; preferência por aplicações apenas de macronutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, reduzindo o uso de micronutrientes por muitos anos; e ainda, o aprimoramento de técnicas de análise de solos e análise foliar como instrumentos de diagnose de deficiências de micronutrientes.

Segundo Coelho et al. (2002), a utilização da análise foliar como critério diagnóstico baseia-se na premissa de existir uma relação bem definida entre o crescimento, a produção das culturas e o teor dos nutrientes em seus tecidos. Entretanto, não se tem dado a devida atenção para a diagnose foliar na avaliação direta do estado nutricional da cultura do milho.

Stipp & Yamada (1988) verificaram que a absorção de nutrientes, logo no início do ciclo da cultura do milho, é mínima, pois as reservas contidas nas sementes são suficientes para as necessidades iniciais da planta, não havendo absorção nas três primeiras semanas após o plantio, sendo os elementos contidos nas sementes mobilizados e translocados para raízes e parte aérea.

3.5.2 Macronutrientes

Dentre os macronutrientes, o N representa importância com a adoção de tecnologia e aumento de produção do sistema agrícola, pois é o elemento com maior requerimento e extração na cultura do milho, além de ser o mais móvel no sistema, tanto por lixiviação quanto por reação; razão pelas quais é complexa a sua avaliação temporal e espacial em sistemas agrícolas (RAIJ et al., 1996).

No Brasil, dentre os principais fatores que contribuem para a baixa e média produtividade do milho, destaca-se a aplicação insuficiente de N, que propicia maior produtividade e também resulta em maior custo de produção da cultura (ARAÚJO et al. 2004; SILVA, BUZZETTI & LAZARINI, 2005).

Para Cantarella & Duarte (2004), dos nutrientes das plantas, o N é o de manejo e recomendação mais complexos, pois está sujeito a múltiplas reações químicas e biológicas e com dependência edafoclimática.

Quando se aplica mais N ao solo se acelera o processo de mineralização do N orgânico, e aumenta a disponibilidade de N-nativo e, como consequência, uma superestimativa da quantidade de N absorvido pela planta (Lara Cabezas et al. 2000). Para Rao et al. (1992), isto só é válido para solos com adição de resíduos orgânicos, como exemplo de sistema plantio direto.

A crescente preocupação com a poluição do meio ambiente – oriunda do manejo inadequado de fertilizantes nitrogenados – em especial dos recursos hídricos por nitrato e da atmosfera por óxido nitroso, eutrofização de águas costeiras, faz com que se busque maior eficiência nos sistemas de manejo e maior aproveitamento do N pelo milho (THORBURN, BIGGS & KEATING, 2003; JU et al. 2006; PAERL, 2006; DUETE et al., 2008).

Segundo Büll (1994), as funções desempenhadas individualmente pelo potássio e pelo nitrogênio são muito conhecidas. No entanto a interação desses dois nutrientes afeta

significativamente os processos, transporte, redistribuição e metabolismo, com reflexos altamente positivos no desenvolvimento das plantas.

Para Arnon (1975), Büll (1994), Yamada (1996), Ferreira et al. (2001), Silva et al. (2003), o nitrogênio é o nutriente mineral extraído em maior quantidade pelo milho, exercendo influência na produtividade de grãos. Isso onera mais o custo para produção da cultura. Também o conhecimento da absorção e do acúmulo de nutrientes nas diferentes fases de desenvolvimento da planta é importante porque permite determinar as épocas em que os elementos são mais exigidos e corrigir as deficiências que possam ocorrer durante o desenvolvimento da cultura.

Coelho & França (1995) confirmaram a importância do nitrogênio e do potássio quando o sistema de produção agrícola passa de extrativa, com baixas produtividades por unidade de área, para uma agricultura intensiva e tecnificada, como o uso de irrigação. No que se refere à exportação dos nutrientes, o fósforo é quase todo translocado para as sementes (80 a 90%), seguindo-se o nitrogênio (75%), o enxofre (60%), o magnésio (50%), o potássio (20-30%) e o cálcio (10-15%). Isso implica no fato de que a incorporação dos restos culturais do milho devolve ao solo grande parte dos nutrientes, principalmente potássio e cálcio, contidos na palhada.

Para Basso & Ceretta (2000), a aplicação de N em uma única época (em pré-semeadura ou na semeadura) pode resultar em acúmulo de $N-NO_3^-$ no solo nos estádios iniciais de desenvolvimento de milho, pois a demanda da planta é pequena na fase inicial de desenvolvimento.

Já no período usual de aplicação de N em cobertura (4 a 8 folhas) a absorção de N pelas plantas é mais intensa. A aplicação, antes ou no momento da semeadura, de todo o N recomendado para a cultura do milho, tem como principal objetivo aumentar a disponibilidade de N nos estádios iniciais de desenvolvimento da cultura e, assim, reduzir o efeito da imobilização de N pelos micro-organismos do solo ao decompor resíduos culturais de alta relação C:N e verificaram, no decorrer do desenvolvimento da cultura, aumento do teor de nitrato no solo resultante da aplicação de fertilizante nitrogenado em pré-semeadura ou na semeadura (BASSO & CERETTA, 2000).

Pavinato et al. (2008) confirmaram que o N é um dos principais nutrientes para praticamente todas as culturas. Para o milho, possui papel importante no acúmulo de proteínas e na produtividade de grãos. Sua disponibilidade é controlada pela decomposição da matéria orgânica e adubações nitrogenadas, sendo que no uso de culturas com baixa relação C:N na matéria seca (leguminosas), em rotação, a decomposição e a mineralização é mais rápida e a ciclagem do N ocorrem em curto espaço de tempo. As perdas do N no solo são altas, pois lixiviam na forma de nitrato ($N-NO_3^-$), já que esta não forma ligações

fortes com as cargas permanentes do solo suficiente para retê-lo nas camadas de exploração radicular.

Quanto à interação antagônica, o potássio afeta a absorção do nitrato e sua redução nos tecidos vegetais, determinando a atividade da enzima sintetase glutamina, estimulando a síntese protéica na folhas (MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA, 1997).

Para Borges (2006), o teor de nitrogênio em tecido de plantas jovens de milho é maior que em outras fases do ciclo. Entretanto, o seu adequado fornecimento à planta é indispensável à obtenção de altas produtividades, pois a formação de grãos na cultura do milho está estreitamente relacionada com a translocação de açúcares e de nitrogênio de órgãos vegetativos (folhas para os grãos).

Aratani, Fernandes & Mello (2006) estudaram a resposta do milho irrigado com doses de 0, 20, 40, 60 80, 100 e 120 kg ha⁻¹ de nitrogênio aplicadas em cobertura, verificando que o teor de N nas folhas variou lineamente com o incremento da adubação. Os teores variaram de 26,04 a 34,16 g kg⁻¹, e somente para 20 kg ha⁻¹ de N em cobertura se apresentou abaixo dos padrões adequados.

Maggio (2006) conduziu experimento para fornecer subsídios para o manejo nutricional do milho doce, no qual avaliou o acúmulo de massa seca, macro e micronutrientes nos órgãos vegetativos e reprodutivos em diferentes estádios fenológicos e, aos 59 dias da semeadura, encontrou para N e K 19,05 e 24,65 g kg⁻¹ respectivamente.

Bernardi, Paiva & Monte (2007) avaliaram o efeito da mistura de zeólita à uréia na adubação de cobertura do milho para produção de matéria seca e teores de nitrogênio na folha, encontrando valores máximos entre 29,9 e 34,6 g kg⁻¹.

Prior (2008) avaliou o efeito da água residuária de suinocultura no solo e milho, também encontrou valores para N abaixo do nível considerado ideal para o desenvolvimento da cultura, atingindo em média 15,02 g kg⁻¹. Para K, o mesmo autor obteve teores em média de 20,80 g kg⁻¹.

Conforme Büll (1994), a interação de nitrogênio e potássio passa a ser limitada pelos baixos teores de potássio aplicados no solo, mesmo que o nitrogênio seja suficiente. Para o milho, o nitrogênio proporciona maiores acréscimos de produtividade, mas sem aumento correspondente de potássio, podem resultar em relações N:K inadequadas dentro da planta, ou seja, sem a adubação potássica não houve resposta à adubação nitrogenada e vice-versa.

Büll (1994), ainda afirmou que o balanço N:K é importante desde os estádios iniciais da cultura, e que ele tem influência sobre o acamamento, aspectos qualitativos (proteína), qualidade da silagem e peso de mil grãos. As plantas se mostraram mais suscetíveis ao acamamento quando o nitrogênio foi aplicado sem o potássio.

Oliveira e Caires (2003) verificaram se a uréia aplicada na superfície do solo influencia o desenvolvimento e a produção do milho, observando que os teores foliares de N e P aumentaram linearmente com as doses de N em cobertura. Também observaram que os efeitos positivos da interação entre N e P sobre a produção de grãos ocorrem, principalmente, quando a adubação nitrogenada é feita na forma amoniacal, proporcionando incrementos na absorção de P.

Quanto à interação nitrogênio, molibdênio e zinco, Ferreira et al. (2001), em avaliação das características nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco, destacam que o crescimento das plantas de milho, promovido pela aplicação de doses elevadas de nitrogênio, resulta na diluição de zinco na planta, provocando a deficiência do referido elemento e a necessidade de seu uso na adubação da cultura.

Ao observar a interação entre nitrogênio e zinco, através do uso de quatro doses de nitrogênio e duas doses de zinco, Ferreira et al. (2001) concluíram que a aplicação de zinco e suas interações com o nitrogênio não influenciaram nenhuma das variáveis analisadas, em compensação, o molibdênio aumentou o teor de proteína e a aplicação de zinco elevou seu teor nos grãos.

Para o potássio, Pavinato et al. (2008), indicaram que ele é o mineral mais abundante no tecido vegetal em todas as espécies e, por apresentar-se na forma iônica K^+ no tecido, seu retorno ao solo é rápida e ocorre logo após a senescência das plantas. Em solos arenosos pode ocorrer perda por lixiviação.

O potássio interage com quase todos os outros nutrientes essenciais à planta: ele é importante para ativação enzimática, uso eficiente de água, fotossíntese, água e movimento de nutrientes, síntese de proteínas, formação de amido e qualidade da cultura (MALAVOLTA, 1996).

Barber (1982) assinalou que normalmente as raízes das plantas ocupam menos de 3% de volume do solo na qual elas crescem. Isso significa que os solos devem ser bem supridos de potássio para garantir a disponibilidade e o suprimento adequado para cada estágio de desenvolvimento da cultura.

Malavolta (2004) considerou a absorção de potássio isolada, mas esta é influenciada pela razão da atividade de cálcio e magnésio na solução do solo, mostrando efeito sinérgico na absorção, porém se aumentar o nível de cálcio na solução diminui a absorção, possivelmente por inibição competitiva. Contudo, ao que parece o Na^+ diminui a absorção de K^+ somente quando este é fornecido em alta concentração.

Apesar da menor exigência da planta de milho por fósforo, em relação ao N e K, as respostas à aplicação de fósforo são frequentes e as doses recomendadas são altas. Porém sua lixiviação é mínima em solos minerais, podendo haver acumulação do mesmo (COELHO & FRANÇA, 1995).

Ferreira et al. (2001) avaliaram as características nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco, e suas interações sobre a produção e também para estudar a relação entre as concentrações dos macro e micronutrientes, observando que os teores de fósforo e potássio aumentaram com a adubação nitrogenada, e que a partição de fósforo para os grãos aumentou com a aplicação de nitrogênio. Verificaram, também, que 90% do fósforo acumulado na parte vegetativa foram para os grãos, em plantas de milho supridas adequadamente, enquanto em plantas deficientes a translocação foi de 40%.

Quanto ao potássio, o transporte e armazenamento de fotoassimilados nos grãos, o seu teor tende a aumentar, pois ele participa do transporte de sacarose no sentido da fonte para o dreno (FERREIRA et al., 2001).

Mengel & Kirkby (1987) informaram que o potássio é absorvido pelos tecidos das plantas em altas taxas, uma vez que depende da permeabilidade das membranas das plantas, tornando possível a difusão facilitada.

Além disso, ele possui importância nos processos que controlam o uso da água pela planta, pois plantas supridas adequadamente com potássio têm menor necessidade de água e menor perda de água, por causa da reduzida taxa de transpiração e da ação deste nutriente como agente osmótico no mecanismo de fechamento e abertura dos estômatos e do regime hídrico das células e tecidos das plantas (MENGEL & KIRKBY, 1987).

Grant et al. (2001) explicaram porque a necessidade de P é tão crítica no início do ciclo, podendo estar relacionada a restrições no fornecimento de C à planta. Em milho, a deficiência de P reduz a taxa de emissão e crescimento de folhas, com menor área foliar, há menor captação da radiação solar, e conseqüentemente, menos carboidratos, afetando a emergência das raízes nodais e reduzindo a capacidade de absorção de P pela planta.

A importância do fósforo para a sobrevivência da planta tem promovido o desenvolvimento de mecanismos de adaptação da planta para melhorar seu acesso aos estoques de fósforo. A concentração de fósforo na solução do solo geralmente é baixa, porque ele é rapidamente adsorvido nas superfícies dos colóides do solo ou são precipitados como fosfatos de cálcio, magnésio, ferro e alumínio (GRANT et al., 2001).

Fancelli & Dourado Neto (2000) afirmaram que o fósforo estimula o crescimento radicular e a diminuição da velocidade da morte do córtex radicular. Isso afeta o crescimento da parte aérea e a produção, pois reflete no tamanho e na qualidade dos grãos produzidos, aumentando o teor de proteína no grão.

O acúmulo de fósforo pela planta de milho, assim como o de nitrogênio, é semelhante ao de massa seca. A planta continua absorvendo fósforo do solo até próximo a maturidade fisiológica dos grãos, sem redução aparente (MENGEL & KIRKBY, 1987).

Olsen (1972), Loneragan et al. (1979), Carneiro et al. (2008) destacaram que os problemas gerados pela interação fósforo-zinco ocorrem no solo e na planta em função do

efeito de diluição ou interferência do fósforo na absorção, translocação e utilização do zinco pela planta.

Outra hipótese relacionada à interação P:Zn no solo é a formação de precipitados na forma de $Zn_3(PO_4)_2$ (fosfato de zinco II), porém, para Lindsay (1972), a hipótese parece inconsistente, pois esse composto é considerado fonte de zinco para as plantas, por causa da sua solubilidade.

Em relação à absorção, Malavolta, Vitti & Oliveira (1997) relataram que pode haver insolubilização do zinco pelo fostato na superfície das raízes (reduzindo a absorção), ou inibição não competitiva da absorção de zinco pelo fósforo.

A adição de fósforo pode promover aumento da taxa de crescimento suficiente para diminuir a concentração de zinco nas plantas ao nível de deficiência, pois a taxa de absorção de zinco não aumenta de forma rápida o suficiente para manter a concentração necessária na parte aérea, caracterizando o efeito diluição OLSEN (1972), LONERAGAN et al. (1979), CARNEIRO et al., (2008).

Malavolta, Vitti & Oliveira (1997) ressaltaram que o fósforo tem função principal na respiração, pois participa da transferência e utilização da energia gerada no processo da fotossíntese, sua deficiência no milho causa má granação nas espigas e retardamento do crescimento. Sendo o mesmo absorvido pela planta na forma íon ortofostato ($H_2PO_4^-$) (RAIJ, 1991).

O magnésio é necessário para as culturas capturarem a energia utilizada no crescimento e na produção, sendo as quantidades de magnésio exigidas pelas culturas menores que as de potássio e cálcio. O magnésio ativa sistemas enzimáticos, por isso está contido na seiva e suas funções incluem fotossíntese e a respiração (MALAVOLTA, 1996).

A disponibilidade de magnésio frequentemente é relacionada ao pH, em solos ácidos (pH abaixo de 5,8), o excesso de hidrogênio e de alumínio influencia a disponibilidade de magnésio e sua absorção, mas em pH altos (acima de 7,4), o excesso de cálcio impede a absorção de magnésio pelas plantas. O magnésio é absorvido pela planta como cátion Mg^{+2} , é móvel e facilmente translocado do tecido mais velho para as partes novas das plantas (RAIJ, 1991).

O magnésio é co-fator de enzimas ligadas ao metabolismo do fósforo na planta e, conforme Malavolta, Vitti & Oliveira (1997), a interação é sinérgica, mostrando interação positiva entre eles.

A competição entre magnésio e potássio ocorre durante o processo de absorção radicular (ANDREOTTI et al. 2001), entretanto, o efeito negativo do desbalanço de nutrientes é detectado a partir do florescimento da cultura do milho, através do acúmulo de nutrientes e produção de matéria seca.

Segundo Medeiros et al. (2008), a competição entre cálcio, magnésio e potássio pelo mesmo sítio de troca, no processo de absorção, pode resultar no menor acúmulo de um desses elementos tendo como consequência menor produtividade de grãos, decorrente do menor desenvolvimento da planta.

Andreotti et al. (2001) descreveram que a inter-relação entre os nutrientes cálcio e magnésio está relacionado às propriedades químicas, como raio iônico, valência, grau de hidratação e mobilidade. Como consequência, a presença de um pode prejudicar os processos de adsorção e absorção do outro.

Hortenstine & Ozaki (1961) relataram que ocorre uma redução na disponibilidade e no aproveitamento do magnésio quando o pH do solo é elevado pela adição de CaCO_3 (carbonato de cálcio). De maneira semelhante, Malavolta, Vitti & Oliveira (1997) observaram que a taxa de absorção de magnésio é reduzida significativamente pela adição de cálcio.

O cálcio é o elemento que apresenta a terceira maior taxa de absorção pelo milho, em razão da sua baixa mobilidade na planta, não é tão exportado. O cálcio é pouco móvel por lixiviação, contribuindo para aumento do pH e redução da taxa de alumínio no solo, interferindo diretamente na nutrição das plantas (RAIJ et al., 1996).

Medeiros et al. (2008) avaliaram o efeito de diferentes proporções entre cálcio e magnésio, na forma de carbonato de cálcio e carbonato de magnésio sobre a absorção de nutrientes e produção inicial de matéria seca de plantas de milho, observando que elevadas concentrações de cálcio trocável no solo, provocadas pela aplicação de corretivos da acidez do solo com a alta relação Ca:Mg, diminuíram a absorção de magnésio e potássio pelas plantas de milho e também houve decréscimo na produção de matéria seca e altura das plantas.

Também Veloso et al. (2001) estudando o equilíbrio cálcio magnésio na correção do solo e medindo o efeito da aplicação do potássio sobre a produção de matéria seca em milho, observaram que a relação Ca:Mg no solo foi um dos principais fatores que alterou a produção de matéria seca de milho e que as doses de potássio proporcionaram aumento na produção de matéria seca, independente das doses de calagem e das relações Ca:Mg, porém reduziram o acúmulo de magnésio na parte aérea das plantas de milho.

Para Mengel & Barber (1974), as variações nos teores de Ca e Mg no tecido vegetal podem estar relacionadas não apenas com a disponibilidade no solo, mas, também, com as diferenças nas taxas de absorção de íons de diferentes espécies de plantas.

A concentração dos elementos no tecido vegetal, para Barber (1995), não está diretamente relacionada com a concentração dos nutrientes na solução requerida para atingir a máxima taxa de crescimento, pois, conforme Malavolta (2006), é possível observar que ocorre uma absorção superior à necessidade metabólica da célula, causando redistribuição e compartimentalização de nutrientes em organelas celulares.

Fageria (2001) citou que os valores mais adequados da relação Ca:Mg no solo são 1,8, 2,3, 2,4 e 2,6 para as culturas de arroz, feijão, milho e soja, respectivamente.

Já o magnésio é o quarto elemento mais absorvido pelas plantas de milho. Sua exportação é inferior a do fósforo, tendo importância semelhante à do cálcio, interferindo na absorção de potássio (RAIJ et al., 1996).

Malavolta (1996) afirmou que o cálcio contribui para a formação da fertilidade do solo, pois desloca o hidrogênio das partículas do solo quando o calcário é adicionado. Ele também é essencial para os micro-organismos para transformação de restos de cultura em matéria orgânica, além de ajudar as bactérias do gênero *Rhizobium* a fixar o nitrogênio atmosférico nas leguminosas, a converter o N-nitrato (N-NO_3^-) em formas necessárias para formação de proteínas e finalmente, o cálcio, juntamente com o potássio e magnésio, ajuda a neutralizar os ácidos orgânicos na planta.

A importância relativa de cada processo depende de fatores como a temperatura do solo, o pH, a umidade, quantidade e tipos de argilominerais, óxidos de ferro e alumínio, os conteúdos de carbono e nitrogênio. Por isso as transformações de enxofre no solo são controladas por processos bióticos (relacionadas aos processos de mineralização, imobilização, oxido-redução e assimilação de enxofre pela planta) e abióticos (adsorção, dessorção, precipitação e dissolução do enxofre inorgânico (OSÓRIO FILHO, 2006).

Em condições aeróbicas, o ânion SO_4^{2-} é a forma encontrada no solo e principal forma de absorção pelas plantas (NORMAM et al. 2002). Os sintomas iniciais na parte superior da planta para deficiência de enxofre no milho sem clorose, são as folhas mais novas recém formadas com coloração amarelo-pálida ou verde suave. Ao contrário da deficiência de nitrogênio, os sintomas ocorrem nas folhas novas, indicando que os tecidos mais velhos não contribuem para o suprimento de enxofre para os tecidos novos, os quais são dependentes do nutriente absorvido pelas raízes (MALAVOLTA & DANTAS, 1987).

Em trabalho para estudar a translocação e a redistribuição de enxofre pelo transporte acrópeto e basípeto, em plantas de milho e de soja, SILVA et al. (2003) concluíram que a planta do milho retém a maior parte do enxofre absorvido nas próprias raízes, enquanto o enxofre absorvido pelas folhas é translocado para o caule e para as raízes.

A adsorção e a dessorção do enxofre no solo é fortemente dependente do pH. A adsorção de enxofre com baixos teores de argila é pequena. Deste modo, o enxofre é deslocado para camadas mais profundas do solo, por conter mais argila e menos matéria orgânica e menor pH (RHEINHEIMER et al., 2005).

Para Rennenberg, Herschbach & Polle (1996), o enxofre também pode ser perdido sendo que isso acontece principalmente por lixiviação, chegando a 70%.

3.5.3 Micronutrientes

Büll & Cantarella (1993) relataram que o zinco é o micronutriente mais limitante para a produção de milho no Brasil e sua deficiência, juntamente com o boro, é a mais frequente.

O zinco movimenta-se por difusão, sendo que a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH de solo 5,0 e 6,5; acima de 6,0 já se pode encontrar deficiência (RAIJ, 1991), enquanto a maior disponibilidade de boro ocorre na faixa de pH 5,0 a 7,0. Yamada & Lopes (1998) citaram que a imobilidade do boro em plantas de milho é comprovada pela ocorrência de teores mais altos de boro em folhas velhas, quando comparadas a folhas mais jovens. Eles sugerem que a aplicação de boro seja feita no solo, pois se for aplicado via foliar, não será translocado do local de aplicação.

Segundo Fancelli & Dourado Neto (2000), plantas de milho deficientes em boro apresentam espigas pequenas, falhas na granação, folhas avermelhadas no final do ciclo e extremidades das espigas com aspecto de cortiça. Barbosa Filho (1987) mostrou que uma das consequências da deficiência de zinco nas plantas de milho é o encurtamento do internódio, resultando em redução no crescimento.

Na presença de altas concentrações de magnésio, a absorção de zinco é negativamente afetada, o que é agravado na maioria dos solos tropicais, sendo o zinco um fator limitante nesses solos. Essa redução na absorção de zinco, com o incremento na concentração de magnésio, é característica de inibição do tipo não competitiva (MOREIRA et al., 2003).

Um dos procedimentos para minimizar tal efeito é aumentar as quantidades de KCl nas soluções. A presença do Cl na solução aumenta a absorção de Zn pelo efeito do íon acompanhante, além do efeito inibitório existente entre o Mg e o K (MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA, 1997).

Cobre e zinco podem ser transportados como resultado da complexação com ligantes orgânicos dissolvidos em solução, que podem ter origem no solo ou de compostos adicionados ao solo. Estes compostos orgânicos podem aumentar muito a transferência de metais pesados por escoamento superficial e percolação no solo (GIROTTI et al., 2007).

Em trabalho para avaliar níveis tóxicos dos metais cobre e zinco em tecidos do feijoeiro Marsola, Miyazawa & Pavan (2005) verificaram que mesmo com a adição de 5,0 mmol kg⁻¹ de cobre no solo, este não ultrapassou o limite normal na folha, que está entre 10 e 20 mg kg⁻¹. A baixa absorção do cobre pela planta é atribuída a alta afinidade do metal com a matéria orgânica do tecido da raiz, sendo que os autores relataram que o teor de cobre na raiz foi três vezes superior.

Em processos fisiológicos como fotossíntese, respiração, distribuição de carboidratos, redução e fixação de nitrogênio e metabolismo de proteínas, o cobre desempenha papel importante. Controla relações de água na planta e está envolvido nos mecanismos de resistência às doenças (MENGEL & KIRKBY, 1987).

O aumento do pH do solo reduz a disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco. A deficiência de cobre ocorre com maior intensidade em solos orgânicos, pela formação de complexos estáveis (LEITE et al., 2003; KIRKBY & RÖMHELD, 2007).

Quanto ao zinco, é o micronutriente mais limitante à produção do milho e apresenta maiores deficiências nos solos brasileiros (GALRÃO, 1994; PEREIRA, ERNANI & SANGOI, 2007).

Para Pereira, Ernani & Sangoi (2007), o maior crescimento de plantas de milho, promovido pela aplicação de doses elevadas de N, resulta em diluição de Zn na planta, provocando sua deficiência e necessidade de seu uso na adubação .

Elementos como o cobre possuem alta capacidade de formar complexos com a matéria orgânica dissolvida (medida através do carbono orgânico dissolvido) (BENGTSSON et al., 2006). Cobre e zinco movimentam-se através do solo, complexados por compostos orgânicos e com altos teores de carbono orgânico dissolvido. O transporte de cobre, organicamente complexado, é importante dentro de uma faixa de pH com valores menores que 4 (ZHANG et al. 2003; McLAREN et al., 2004).

Segundo Abreu, Lopes & Santos (2007), o aumento do pH pode diminuir a presença de cobre e zinco na solução do solo e nos pontos de troca catiônica. Borges & Coutinho (2004) aplicaram bio sólidos ao solo e verificaram que, com o aumento de pH do solo, ocorreu a redistribuição do cobre e do zinco na fração trocável para a fração ligada a matéria orgânica do solo ou óxidos, transformando-se em menos disponíveis para às plantas.

O zinco pode ser fortemente adsorvido pelos colóides do solo, diminuindo perdas por lixiviação e dificultando a absorção pelas plantas, levando a deficiência em alguns casos (LOPES, 1999).

Kirkby & Römheld (2007) informaram que o cobre desempenha papel fundamental em processos como fotossíntese, respiração, desintoxicação de radicais superóxido e lignificação, levando a redução de enzimas quando há deficiência de cobre. Isso leva a uma diminuição da taxa de fixação de CO₂, diminuindo o teor de amido e de carboidratos solúveis, provocando redução de matéria seca em plantas que sofrem deficiência de cobre durante o crescimento vegetativo.

Rosolem & Franco (2000) afirmaram que a absorção do zinco pode ser influenciada por propriedades e características do solo pH, CTC, matéria orgânica, teor de cátions e ânions solúveis, tipo e teor de argila, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio.

O manganês atua principalmente como parte do sistema enzimático nas plantas, ação direta na fotossíntese, ajudando na síntese da clorofila, acelera a germinação e a maturidade além de aumentar a disponibilidade de fósforo e cálcio (LOPES, 1998). Ainda segundo o mesmo autor, o manganês não é translocado nas plantas, os sintomas de deficiência aparecem nas folhas jovens e ocorrem com maior frequência nos solos orgânicos, solos com pH neutro e alcalino com baixos teores naturais de manganês.

Leite et al. (2003) determinaram níveis críticos foliares de boro, cobre, manganês e zinco no milho, bem como, os seus efeitos sobre algumas características vegetativas, revelando que o teor de manganês nas folhas de milho aumentou conforme o incremento da dose aplicada, assim, que a absorção de manganês está condicionada ao reduzido teor de matéria orgânica no solo e pH; além de que a absorção continua ocorrendo independente do nível de desenvolvimento da planta.

O ferro, na solução do solo ocorre na forma de complexos solúveis orgânicos e inorgânicos e também como íon Fe^{+3} . Assim, se há falta de oxigênio, ocorre ainda Fe^{+2} na solução (BOHNEN, 1995). O ferro é catalisador e ajuda na formação da clorofila, age como carregador de oxigênio e ajuda a formar sistemas respiratórios envolvendo enzimas (LOPES, 1998).

O ferro não é translocado dentro da planta, por isso os sintomas aparecem nas folhas jovens, na parte superior. Sua deficiência é causada por desequilíbrios de metais como o molibdênio, cobre e manganês, ou ainda o excesso de fósforo, pH elevado, altas doses de calcário, baixas temperaturas no solo, baixos níveis de matéria orgânica no solo (LOPES, 1998).

Batista & Batista (1981) verificaram o efeito do equilíbrio pH-cálcio na produção e absorção de manganês, ferro e fósforo, pelo milho, observando que o conteúdo de ferro foi dependente do pH e a maior concentração foi encontrada nas plantas cultivadas em pH 6,8.

Borges et al. (2007) avaliaram a translocação de elementos químicos adicionados ao substrato de cultivo pela incorporação do lodo de curtume, em diferentes doses, e avaliaram os teores de micronutrientes acumulados nas folhas de plantas jovens de milho, encontrando resultados que mostram que o teor de ferro foi maior quando adicionado NPK + zinco e significativamente diferentes dos demais tratamentos que usaram lodo de curtume + NPK.

O molibdênio é necessário para a formação e atividade da enzima redutase do nitrato, é ela quem reduz nitrato a amônio na planta, sendo vital para as leguminosas formarem nódulos para fixação simbiótica de nitrogênio e também é essencial para converter fósforo inorgânico em formas orgânicas na planta (LOPES, 1998).

A disponibilidade do molibdênio é maior à medida que há aumento do pH, o oposto dos demais micronutrientes, sendo mais comum a deficiência em solos ácidos. O excesso

de molibdênio é tóxico e pode afetar animais que se alimentam de pastagens com altos teores e também baixos teores, pois afeta o metabolismo do cobre (LOPES, 1998).

Büll & Cantarella (1993) descreveram que a deficiência desse componente na planta acarreta na redução da concentração de clorofila nas folhas, no decréscimo da fotossíntese e a degradação do metabolismo do nitrogênio, resultando daí o acúmulo de NO_3^- no tecido das plantas e queda na germinação.

3.5.4 Adubação orgânica

Os processos de degradação da matéria orgânica são de natureza bioquímica e envolvem uma série de micro-organismos, como as bactérias e fungos, e se caracterizam por dois processos: a mineralização e a humificação (LUCHESE, FAVERO & LENZI, 2002).

A matéria orgânica age como condicionador do solo mediante sua estrutura complexa e longas cadeias de carbono, agregando partículas minerais. Os maiores teores de matéria orgânica observados em solo estão associados ao aumento na estabilidade dos agregados, armazenamento de água, protegendo os agregados contra ruptura, pois parte da fração orgânica do solo é estável (fração húmica), a qual formará agregados persistentes no solo e capacidade de troca de cátions, com reflexos na produtividade das culturas (DUFRANC et al., 2004).

Segundo Rajj (1991), é crescente o uso de corretivos e fertilizantes em quantidades adequadas para atender critérios racionais, que permitam conciliar bons resultados econômicos com preservação dos recursos naturais e meio ambiente e elevação da produtividade das culturas.

Esses insumos, quando aplicados acima da capacidade suporte do solo, podem liberar íons e compostos tóxicos que poluirão solo e águas subterrâneas. Os íons disponibilizados na solução do solo podem ser adsorvidos ao mesmo, absorvidos pelas plantas ou lixiviados das camadas superficiais do solo (COSTA et al., 1999).

Segundo Melek (2009), os nutrientes de fontes inorgânicas são mais solúveis em água e estão prontamente disponíveis para extração pela planta, enquanto os nutrientes fornecidos pelo dejetos são disponibilizados mais lentamente, o que torna mais complexa a determinação da taxa de aplicação, contribuindo, assim, para a melhor utilização pelas plantas. Proporciona-se com isso, a redução de perdas de nutrientes para águas superficiais e subsuperficiais.

O controle das taxas de nitrogênio aplicadas anualmente é importante para prevenir e minimizar a poluição de águas subterrâneas com nitrato. As formas nítricas, quando aplicadas diretamente na formulação de fertilizantes ou produzidas por nitrificação do amônio, são rapidamente solúveis na solução do solo (FERREIRA et al. 2006). Ainda

segundo os mesmos autores, a alta solubilidade e a fraca interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de umedecimento da água no solo. Para Miranda & Duarte (2002), o nitrato movimenta-se tanto para baixo, sob condições excessivas de umidade, e para cima, por capilaridade, durante estações extremamente secas.

Segundo Lara Cabezas et al. (2000), o N aplicado ao solo apresenta caminhos diferentes: uma parte é absorvida pelas plantas, outra, perdida no sistema solo-planta por processos de lixiviação e imobilização microbiana, e ainda perdas por volatilização da amônia, desnitrificação e escoamento superficial. O restante permanece no solo, geralmente na forma orgânica (DUETE et al., 2008).

Em solos, carregados positivamente, que possuem capacidade de troca aniônica não desprezível, o nitrato pode ser adsorvido, pois a textura do solo e o conteúdo de matéria orgânica têm influência nas perdas por lixiviação. Textura do solo mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto em solos argilosos ocorrem menores perdas (FERREIRA et al., 2006).

Segundo Torres et al. (2005), o manejo de restos culturais (superficiais ou incorporados no solo), resultam em diferentes velocidades de decomposição. A velocidade de decomposição dos resíduos culturais determina o tempo de permanência da cobertura morta na superfície do solo, pois quanto mais rápida for sua decomposição, maior será a velocidade de liberação dos nutrientes. Entretanto, quanto mais altos forem os conteúdos de lignina e a relação C:N nos resíduos, tanto mais lenta será sua decomposição (FLOSS, 2000).

Para Bastos et al. (2005), a importância da matéria orgânica está na formação de agregados e atuação como agente cimentante, pois os agregados são componentes da estrutura do solo e auxiliam na manutenção da porosidade e aeração do solo, crescimento das plantas e população microbiana, infiltração de água e no controle dos processos erosivos.

Assis et al. (2003) relataram a constante de decomposição e a meia vida da palhada de sorgo que sofreu influência significativa da aplicação de nitrogênio, acelerando o processo de decomposição em 21% com relação ao tratamento sem nitrogênio. Com nitrogênio foram necessários 119 dias para ocorrer a decomposição de 50% da palhada e, na ausência 150 dias.

Scherer, Baldissera & Nesi (2007) afirmaram que o maior teor de matéria orgânica resultante da decomposição dos restos vegetais deixados na superfície do solo sob plantio direto pode trazer benefícios biológicos e nutricionais, aumentar a CTC do solo, diminuir efeitos nocivos do alumínio trocável e a energia de ligação de fosfatos aos grupos funcionais dos colóides do solo. Para Sibanda & Young (1986), os ânions de ácidos orgânicos são

capazes de complexar ferro e alumínio, bloqueando os sítios de adsorção de fósforo dos solos, aumentando sua disponibilidade para as plantas.

As substâncias húmicas apresentam como importante propriedade a capacidade de interagir com íons metálicos do solo, tanto nutrientes tóxicos, para formar complexos organometálicos e quelatos de diferentes estabilidades e características estruturais, e controle sob sua disponibilidade para as plantas (MENDONÇA & ROWELL, 1996).

Segundo Silva & Mendonça (2007), a solubilidade do complexo é determinada pela relação substâncias húmicas:metal. Quando a relação é alta, o complexo é solúvel em água, havendo dessa forma liberação de mais íons metálicos por meio da dissolução da fração mineral. Quando a relação substâncias húmicas:metal é baixa, o complexo é insolúvel em água, diminuindo sua disponibilidade para as plantas. Assim, segundo os mesmos autores, complexos organometálicos envolvendo ácidos fúlvicos possuem maior solubilidade e mobilidade no solo do que aqueles envolvendo ácidos húmicos.

A taxa de mineralização do nitrogênio de ácidos húmicos adicionados a diferentes solos reduziu exponencialmente com o incremento no grau de humificação desses compostos. Estimativas do nitrogênio potencialmente mineralizável em Latossolos e Neossolos de Goiás indicam que essa fração representa menos que 2% do nitrogênio total dos solos, sendo maior em solo sob vegetação nativa, seguido por solo sob plantio direto e, finalmente, por solo sob plantio convencional (NGUYEN, OLK & CASSMAN, 2004).

A forma com que o fósforo se liga a matéria orgânica é similar à forma com que é adsorvido pelos oxihidróxidos de ferro e alumínio. As substâncias húmicas afetam sua disponibilidade pelos seguintes mecanismos: bloqueando os sítios de adsorção de P dos hidróxidos de Fe e Al; competindo com os sítios de adsorção da fração mineral pelo P solúvel; deslocando parte do P adsorvido pela fração mineral (ANDRADE et al., 2003).

Andrade et al. (2007) verificaram que a adição de ácidos orgânicos aumentou a disponibilidade de P para plantas de milho, o que resultou em maiores acúmulos de massa seca e P nas plantas. Os autores compararam a contribuição dos ácidos húmicos, ácido acético e ácido cítrico nessas respostas e observaram que a adição de ácidos húmicos propiciou os melhores resultados. O acúmulo de massa seca de ramos e raízes foram maiores quanto maior a dose de ácidos húmicos aplicada.

Para testar as hipóteses de que as alterações promovidas pelos sistemas de manejo com cana-de-açúcar na matéria orgânica resultem em alterações na faixa de friabilidade, compactabilidade e agregação do solo, Silva, Cabeda & Carvalho (2006) avaliaram os efeitos dos sistemas de manejo em área irrigada com vinhaça, área não irrigada e outra sob floresta nativa e verificaram que o teor de carbono orgânico total e a matéria orgânica tiveram menor redução no solo que recebeu vinhaça em comparação aos demais.

Santos et al. (2009) avaliaram o efeito da fertilização com esterco bovino e cama de galinha caipira sobre os componentes de produção do milho, onde os tratamentos com cama de galinha (4 a 8 t ha⁻¹) influenciaram na maior produtividade de espigas e grãos e peso médio em relação à uréia (5%). Também informaram que a adubação cama de frango e esterco bovino pode melhorar substancialmente a produtividade de milho cultivado em sistema de produção familiar.

Dejetos de suínos possuem nutrientes em quantidades desbalanceadas, o que dificulta a utilização de referenciais para a recomendação de doses, mas a utilização de 40 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos proporcionou incremento médio de 22 sacas de milho por hectare, o que equivale a uma aplicação de 40 kg ha⁻¹ de nitrogênio mineral na forma de uréia (CERETTA et al., 2005).

Konzen & Alvarenga (2008) conseguiram produtividade de 5.200 a 7.600 kg ha⁻¹ de milho em plantio convencional, com uso de doses crescentes de dejetos de suínos (45, 90, 135 e 180 m³ ha⁻¹), em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em solo de cerrado e alcançaram produtividades que variaram de 6.400 a 8.400 kg ha⁻¹ com 50 m³ ha⁻¹, em aplicação exclusiva, e as doses de 75 e 100 m³ ha⁻¹ não propiciaram maiores produtividades.

Ainda segundos os mesmos autores, em estudo de perfil de solo de cerrado, com as mesmas dosagens dejetos de suínos (45, 90 e 135 m³ ha⁻¹), durante três anos sucessivos, abrangendo as camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, conseguiu-se mostrar algumas diferenças nas concentrações de fósforo e potássio, magnésio e cálcio, cobre e zinco, sem variação para a matéria orgânica, fósforo, potássio, magnésio e cálcio que apresentaram comportamento similar em todos os tratamentos, porém a concentração do cobre e zinco tendeu ao acúmulo nas camadas mais profundas, trazendo uma preocupação com relação à segurança ambiental.

Após aplicação de dejetos de suínos em solo argiloso, Shen & Shen (2001) observaram diminuição do teor de alumínio e aumento do pH no solo, e também aumento dos teores de fósforo, cálcio e potássio nas folhas de culturas de feijão, o que sugere efeito benéfico do adubo orgânico na diminuição do alumínio do solo com melhoria da nutrição mineral.

Simonete et al. (2003) avaliaram os efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo na produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes em plantas de milho, verificando que a produção de matéria seca e o acúmulo de nutrientes aumentaram com a aplicação de lodo de esgoto e adição de K, com efeito da interação entre doses de lodo e complementação com K.

Oliveira et al. (2004) avaliaram o efeito de aplicação de quatro lâminas de água e de água residuária de suinocultura na extração de nutrientes pela cultura do milho para

silagem, aplicando-se água, água residuária bruta e água residuária peneirada. Concluiu-se que os conteúdos dos nutrientes nas plantas do milho foram estatisticamente iguais nos tratamentos com águas residuárias e superiores à testemunha.

Ceretta & Mattias (2003), em experimento com Alissolo Crômico órtico típico, com aplicações de esterco líquido de suínos, em intervalos de 45 a 60 dias nas doses de 0, 20, 40 m³ ha⁻¹, observaram aumento considerável do teor de fósforo disponível no solo ao longo do tempo. Hodgkinson et al. (2002) verificaram aumentos de 16, 26, 33 e 50% em todas as formas de fósforo até a profundidade de 1 m de um solo Gleycol Húmico de textura silte argilosa com aplicação de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹.

Embora o fósforo possua baixa mobilidade no solo, uma diminuição da capacidade de adsorção do solo, após adição de dejetos em taxas maiores do que a necessidade de fósforo nutricional pelas plantas, aumenta o potencial de lixiviação do fósforo solúvel (HOUNTIN et al., 2000).

Cerca de dois terços do fósforo presente no esterco líquido de suínos está na forma insolúvel em água, constituindo estruturas orgânicas, as quais propiciam efeito residual ao esterco observado por Barcellos (1992) e Ceretta et al., (2003). Aplicações frequentes de esterco podem causar acúmulo de P no solo (Pratt, 1979) e a presença de P nas camadas superficiais é indesejável, pois favorece as perdas por escoamento superficial, causando processos de eutrofização da água (CERETTA et al., 2003).

A aplicação sucessiva de dejetos de suínos sobre solos durante longo tempo (quatro anos) pode produzir, além dos efeitos benéficos, efeitos adversos sobre as propriedades, como mineralização do carbono orgânico – devido à oxidação microbiana elevada. Em comparação com fertilizante mineral e controle, os solos tratados com dejetos de suínos foram caracterizados por maiores biomassas microbianas e atividades enzimáticas, menores teores de carbono orgânico total e quociente metabólico e maiores valores de pH e condutividade elétrica, teores de fósforo e potássio disponíveis, atribuídos aos elevados teores de CaCO₃ e sais solúveis nos dejetos de suínos (PLAZA et al., 2004).

Por isso é imperativa a definição e a adoção de critérios que garantam a segurança do uso agrícola do resíduo e assegurem uma relação sustentável e duradoura entre o manejo de dejetos empregado, suinocultores e agricultores (SOUZA et al., 2003).

As quantidades e as frequências com que os dejetos animais podem ser aplicados ao solo variam com o tipo de solo, natureza e composição dos resíduos, condições climáticas e espécie cultivada (BARROS et al., 2005). De acordo com Matos (2004), essa dose do resíduo é determinada com base no nutriente de maior concentração, que geralmente é o nitrogênio.

3.6 Resíduos de suinocultura e impacto ambiental

3.6.1 Características dos dejetos de suínos

A projeção do rebanho suíno no Brasil pode chegar a aproximadamente 50 milhões de animais, é o quarto plantel do mundo e também o maior produtor regional da América Latina, sendo que os sistemas confinados constituem a base da expansão suinícola (ANUALPEC, 2008).

A criação de suínos, bovinos e aves, tem sido uma alternativa economicamente expressiva nas propriedades do sul do Brasil. Estima-se que em 2009, no Estado do Paraná, o plantel de suínos será de aproximadamente 4,3 milhões de cabeças, representando 13,5% do rebanho nacional, sendo distribuído entre 135 mil produtores, conforme Associação Paranaense de Suinocultores (APS, *online*, 2009).

Para Pandolfo et al. (2008), o aumento do rebanho e a concentração da atividade ao longo dos anos tem levado a um acréscimo do volume de dejetos e de sua aplicação no solo como fertilizante, muitas vezes em quantidades elevadas.

A localização correta de uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental, como é a criação de suínos, possibilita a adequação dos dejetos por meio de armazenamento, tratamento ou da disposição final, sem custo excessivo ao produtor rural. Por isso Diesel, Miranda & Perdomo (2002) recomendaram que a implantação fosse próxima às lavouras, para que estas recebam os dejetos tratados, podendo ser usados como biofertilizantes ou adubos orgânicos.

A aplicação de grandes quantidades de dejetos de suínos no solo faz com que ocorra uma sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção de nutrientes dos dejetos, fazendo com que alguns desses atinjam águas subterrâneas ou superficiais pela lixiviação, acarretando problemas de contaminação (DANIEL, 2005). Aplicações frequentes no solo resultam no acúmulo de alguns elementos potencialmente poluidores, transmissão de patógenos, como bactérias fecais e os protozoários no solo e na água, eutrofização das águas superficiais e contaminação do lençol freático por nitrato, entre outros (PANDOLFO et al., 2008).

Também Basso (2003), Ceretta et al. (2005), Basso et al. (2005) e Berwanger (2006) afirmaram que a disposição de dejetos líquidos de suínos, sucessivamente ao longo dos anos nas mesmas áreas, pode causar sérios problemas com contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo. Outro problema é a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de metais pesados como zinco e cobre que os dejetos líquidos de suínos possuem (HSU & LO, 2000; MATTIAS, 2006; GIROTTO et al., 2007).

Segundo Nogueira & Silva (2006), quando há a incorporação de dejetos de suínos, ocorre uma estimulação da atividade microbiana e as exigências de oxigênio por esses microrganismos superam a taxa de difusão do oxigênio atmosférico, tornando o ambiente anaeróbico. Diante disso, a degradação da matéria orgânica não se completa, provocando redução no pH do solo e produção de gases malcheirosos. Se a taxa de mineralização do material orgânico for reduzida, os nitratos são convertidos em nitrogênio elementar e óxido nitroso pelo processo de desnitrificação.

A aplicação de lâminas de águas residuárias com concentração de sólidos totais superior a 15 mg L^{-1} provoca selamento superficial do solo (CAMPELO, 1999). Águas residuárias de suinocultura podem ser utilizadas em áreas de cultivo agrícola, porém as lâminas devem ser calculadas com base na quantidade de nutrientes e outros sais que serão incorporados ao solo.

O alto grau de diluição é um dos principais problemas do manejo de dejetos, ocasionado, principalmente, por vazamento no sistema hidráulico, desperdício de água nos bebedouros e sistema de limpeza inadequado. Para viabilizar o uso de dejetos como adubo orgânico é necessário reduzir o volume a ser destinado à lavoura e aumentar a concentração de nutrientes (DIESEL, MIRANDA & PERDOMO, 2002).

Ainda segundo os mesmos autores, os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado, principalmente a quantidade de água e nutrientes na composição.

Segundo Dartora, Perdomo & Tumelero (1998), o esterco líquido de suínos contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais.

A resolução CONAMA/375 (Brasil, 2006) prevê valores de carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação via resíduos orgânicos em solos agrícolas em kg ha^{-1} anual para cobre e zinco de 137 e 445 kg ha^{-1} , respectivamente.

As concentrações totais de Cu e Zn nas camadas de solo segundo os limites preconizados pela U.S. EPA (2007) é de 4.300 mg kg^{-1} para o Cu e 7.500 mg kg^{-1} de solo para o Zn, e totais acumulados anualmente de 75 e 140 kg ha^{-1} para Cu e Zn. Enquanto que para a Comunidade Européia é de 140 mg kg^{-1} para o Cu e 300 mg kg^{-1} de solo para o Zn (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995). Por sua vez, no Brasil, os teores críticos estabelecidos como orientadores pela CETESB (2005), para solos agrícolas é de 200 mg kg^{-1} para o Cu e 450 mg kg^{-1} para o Zn.

3.6.2 Água residuária de suinocultura

A constituição química dos dejetos de suínos é muito variável, condicionada à forma de manejo dos dejetos e a quantidade de água incorporada a eles, representando fonte de fertilizante, mas também uma fonte potencial de poluição, especialmente fósforo e nitrogênio (BRANDÃO et al. 2000). Ainda segundo os mesmos autores, parte do nitrogênio encontra-se na forma amoniacal e a maior parte está na forma orgânica, exigindo que ocorra mineralização para ser disponibilizado às plantas,. Porém, para maior aproveitamento, deve-se evitar perdas de $N-NH_3$ por volatilização, e do $N-NO_3^-$ por lixiviação.

As águas residuárias da suinocultura podem apresentar nutrientes em quantidades suficientes para serem aproveitadas na fertirrigação de culturas agrícolas, levando a aumento da produtividade, sendo que aproximadamente dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e quase 100% do potássio, encontram-se na água residuária na forma mineral, ou seja, prontamente assimilável pelas culturas (GOMES FILHO et al., 2001).

Os suínos excretam, na urina e nas fezes, de 40 a 60% do nitrogênio consumido (OLIVEIRA, 2001), e se estima que 72 a 80% do total de cobre ingerido seja eliminado via dejeções, para o zinco a quantidade pode ser ainda maior, chegando a 92-96% do ingerido (BONAZZI, CORTELLINI & PICCININI, 1994).

Em virtude da sua atuação como fornecedor de nutrientes essenciais às plantas e condicionador do solo, promovendo a estabilização da matéria orgânica, o uso agrícola é o que se apresenta como maior potencial para disposição dos dejetos líquidos tratados (DAGA et al., 2007).

Para Oliveira (2001), o nitrogênio excretado pelos suínos corresponde à parte do nitrogênio alimentar que não foi retirada pelo animal na forma de proteína corporal e altos níveis de nitrogênio e fósforo lançados em águas superficiais poderão causar a eutrofização das águas, com a queda na concentração de oxigênio, devido ao rápido crescimento das algas, levando à mortalidade dos peixes.

Segundo Brandjes et al. (1996), os dejetos de suínos contêm elementos químicos que tanto podem promover o desenvolvimento das plantas, quanto causar danos ambientais. Seganfredo (2000) preocupa-se com a quantidade de dejetos que se pode adicionar ao solo e por quanto tempo, sem que haja consequências negativas ao solo como desequilíbrios iônicos, fitotoxicidade às plantas, poluição da atmosfera por volatilização e contaminação das águas de superfície e subsuperfície por lixiviação, de maneira que os sistemas adubados com esses resíduos sejam auto-sustentáveis.

Seganfredo (2004) observou que o uso de dejetos de animais como fertilizante do solo é uma prática milenar e existem inúmeras pesquisas demonstrando tal potencial, da mesma forma que para outros tipos de resíduos orgânicos.

A reciclagem agrícola de dejetos de suínos destaca-se como alternativa tecnológica importante, a qual permite que elementos minerais e a matéria orgânica contidos nos dejetos excretados pelos animais retornem ao solo, servindo aos vegetais como nutrientes, trazendo benefícios às propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos, ao mesmo tempo em que o problema de contaminação de solo e água é minimizado (SCHMIDT FILHO, 2006).

Na Tabela 05 consta a composição média das águas residuárias de suinocultura, com os principais parâmetros agronômicos, segundo alguns autores.

Tabela 05 Características físico-químicas das águas residuárias de suinocultura com importância agronômica medidas em mg L⁻¹*

Parâmetro	OLIVEIRA et al. (2000)	BAUMGARTNER (2003)	FREITAS et al. (2005)	SUSZEK (2005)	BAUMGARTNER et al. (2007)	SMANHOTTO (2008)
pH	7,00	8,13	7,50	8,63	8,00	7,73
N	-	1942,05	-	190,00	147,90	801,67
P	209,00	22,5	60,10	75,00	30,80	92,19
K	448,00	565,00	745,00	200,00	450,00	543,33
Ca	151,00	-	571,00	-	-	50,97
Mg	31,00	-	65,20	-	-	23,77
Cu	14,00	-	1,38	7,79	-	0,20
Zn	64,00	-	16,66	-	-	1,17
Na	165,00	-	106,10	-	315,00	18,20

*Exceção ao pH.

Altos custos de armazenagem e de transporte fazem com que em muitas propriedades rurais os dejetos sejam aplicados continuamente nos mesmos locais e em frequências e quantidades excessivas em relação à capacidade de absorção das plantas (SEGANFREDO, 2000).

As vantagens da utilização de dejetos de suínos na agricultura são sempre ressaltadas pela uniformização da temperatura, aumento do poder tampão, intensificação das atividades microbianas e enzimáticas dos solos (KIEHL, 1985; VIEIRA, 1997). Também a elevação dos teores de nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio do solo, maior capacidade de retenção de água e melhora da condutividade hidráulica, aumento na porosidade e na redução da densidade do solo (DRUMOND, 2003); alterações das propriedades biológicas do solo e aumento do teor de matéria seca em pastagens (KONZEN, 2002); alteração nas condições físicas do solo com aumento na dispersão do solo em sistema de plantio convencional (CASTRO FILHO et al. 2000); alteração da predominância de grupos morfológicos, peso de nódulos e números de isolados de rizóbios

de soja, quando comparados ao fertilizante NPK (RUMJANEK, XAVIER & SEGANFREDO, 2004), são destacados pela maioria dos pesquisadores.

Scherer, Baldissera & Nesi (2007) avaliaram o efeito do esterco de suínos sobre as características químicas de um latossolo sob sistema plantio direto, observando que o efeito foi restrito às camadas superficiais, com aumentos significativos nos teores de fósforo até a profundidade de 10 cm, mesmo assim, não houve migração do nutriente para as camadas inferiores do perfil. Também os mesmos autores constataram que os atributos do solo como acidez do solo, cátions básicos, CTC, e teor de matéria orgânica não sofreram efeitos da aplicação do esterco de suínos.

Peixoto & Marochi (1996) observaram sinergia entre aplicação de dejetos de suínos, sistema de plantio direto e população de minhocas, com aumentos significativos na taxa de infiltração de água, estabilidade de agregados e disponibilidade de nutrientes que melhoraram a produtividade das culturas. Há relatos de impactos negativos e positivos causados pelo uso dos dejetos suínos como fertilizante. Apesar de controvérsias e pesquisas terem demonstrado vários riscos ambientais, ainda persiste o fato que esses resíduos causariam problemas ambientais em caso de excesso nas aplicações e frequência das mesmas.

Para avaliar produtividade do milho e soja adubados com dejetos de suínos e doses de NPK, Menezes et al. (2002) demonstraram que, no segundo ano de aplicação, a produtividade do milho e soja adubados com dejetos foi menor do que aquela obtida com fertilizante NPK. Em relação ao estado nutricional das plantas, como no caso do milho, o acúmulo de cobre e zinco no solo provenientes dos dejetos de suínos causou aumento no cobre e zinco no milho e decréscimos na produção de matéria seca das plantas, fato que se repetiu em dois cultivos sucessivos (SEGANFREDO & BARIONI JUNIOR, 2002).

Em trabalho para avaliar o efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio, e nitratos na superfície e subsuperfície do solo Seganfredo (1998) observou desequilíbrio químico num solo da região sul do Brasil adubado com dejetos de suínos durante três anos, ultrapassando o limite de 10 mg L^{-1} para o máximo tolerável (BRASIL, 2005) para os teores magnésio, cobre, zinco, fósforo e de nitratos na camada de 40 a 60 cm.

Menezes et al. (2002) avaliaram a viabilidade econômica dos resíduos orgânicos na produção de grãos de milho e soja e provável impacto ambiental pela utilização de resíduos de suínos e aves, observando-se desequilíbrios químicos para fósforo, nitrato, cobre e zinco.

Em estudo para avaliar o efeito de esterco bovino e esterco líquido de suínos nas características do solo, crescimento, produtividade e composição do milho, EVANS et al. (1977) aplicaram uma dosagem de 636 t ha^{-1} de esterco líquido por dois anos sucessivos,

monitorados por mais dois anos e observaram que a produção média de grãos foi de 7,10 t ha⁻¹, enquanto que para os tratamentos fertilizados com adubação mineral este valor foi 6,88 t ha⁻¹.

Konzen et al. (1998) avaliaram a utilização do esterco líquido de suínos na adubação de milho, aplicando diferentes dosagens, sendo que observaram que mesmo em dosagens diferentes de 45, 90, 135 e 180 m³ ha⁻¹ o esterco supriu a necessidade de nitrogênio da cultura para produções entre 7.000 a 8.000 kg ha⁻¹ e baixo efeito residual.

Segundo Durigon et al. (2000), à medida que ocorre aumento na dose de dejetos aplicado, principalmente de 40 para 80 m³ ha⁻¹, observa-se uma diminuição na eficiência de absorção pelas plantas. Por isso, doses acima de 40 m³ ha⁻¹, além de serem menos eficientes sob o ponto de vista nutricional, podem representar risco de contaminação às águas superficiais e de subsuperfície pela infiltração de nutrientes no perfil do solo estudado.

Leite (2005) utilizando dejetos líquidos de suínos em cana-de-açúcar, observou que a dosagem de 40 m³ ha⁻¹ foi equivalente à adubação química, porém as dosagens de 80, 120, 160 e 200 m³ ha⁻¹ apresentaram produtividades 76 a 96% superiores a testemunha.

O efeito da aplicação dos dejetos líquidos de suínos em sistema de plantio direto foi avaliado por Franchi (2001), ao aplicar as doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos sobre os resíduos culturais de aveia, ervilhaca e do consórcio entre aveia e ervilhaca, revelando-se que isso resultou em aumentos significativos na produtividade de grãos de milho, sendo estes proporcionais às doses aplicadas.

Franchi (2001) avaliou a variação temporal nas quantidades de nitrogênio mineral no solo durante o ciclo do milho com o uso de dejetos líquidos de suínos e observou que a presença de resíduos culturais de aveia na superfície do solo diminui as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e favoreceu a imobilização de nitrogênio.

Além do nitrogênio, os dejetos apresentam teores de macro e micronutrientes, sob o ponto de vista de nutrição de plantas, o importante não é o teor de nutrientes totais dos dejetos, mas sim, os nutrientes disponíveis no momento e na quantidade exigida pela cultura (SHERER et al., 1984).

Scherer & Baldissera (1994) alertaram que a possibilidade de alteração no pH do solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos é mínima, principalmente tratando-se de solos altamente tamponados, mesmo que os teores de alumínio possam ser diminuídos pelo incremento de compostos orgânicos de baixo peso molecular.

Chateaubriand (1988) avaliou quatro doses de águas residuárias diluídas 0, 50, 150 e 200 m³ ha⁻¹ aplicadas na cultura do milho, observando que para as dosagens de 50 e 200 m³ ha⁻¹ no solo, houve aumento nas concentrações de fósforo, potássio e enxofre disponíveis nas profundidades de 0 a 20 cm, na época de floração do milho, porém as

concentrações de nitrogênio total, cálcio e também os valores de pH foram pouco influenciados.

Siqueira et al. (1987) informaram que aplicações contínuas de altas doses de dejetos podem aumentar a concentração de sais no solo, principalmente sódio, potássio e bicarbonatos, tornando-se prejudiciais ao desenvolvimento das plantas.

Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. Em águas continentais, os íons cálcio, magnésio, potássio, sódio, nitratos, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos são diretamente responsáveis pelos valores da condutividade, não determinando especificamente, quais íons estão presentes em determinada amostra, mas podem contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais (PELES, 2007). Para o autor a presença de carbonatos e bicarbonatos ainda fornece valores de acidez ou alcalinidade da amostra. Águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9, refletindo o tipo de solo onde a água percorre. O pH tem influência ainda na transformação da amônia (NH_3) para a forma amoniacal (NH_4^+), em ambientes com baixo pH essa conversão é favorecida.

Segundo Melgar, Camozzi & Figueroa (1999), o processo de mineralização do nitrogênio, que converte formas orgânicas de N às formas inorgânicas, ocorre à medida que os micro-organismos do solo decompõem a matéria orgânica. Esse processo se inicia com a transformação do N-orgânico em N-NH_2 (aminização), seguida da amonificação (transformação do N-NH_2 em N-NH_3). A amônia formada (N-NH_3), após combinar-se com a água, fornece o íon amônio (N-NH_4^+) que é uma forma passível de ser absorvida pelas plantas. A maior parte do íon amônio em condições favoráveis ao crescimento das plantas é rapidamente convertido a nitrato (N-NO_3^-) por ação de bactérias nitrificantes, chamado de nitrificação. Tal processo – devido a liberação de íons H^+ – promove a acidificação do solo.

Guarçoni & Mendonça (2003) avaliaram o efeito da adição de composto orgânico na capacidade tampão de pH do solo e verificaram incremento no valor de pH. Caires et al. (2004), também observaram o mesmo efeito em resposta à aplicação de gesso e calagem em solo cultivado com milho. Dal Bosco et al. (2008) e Smanhotto (2008) notaram incremento no valor de pH quando avaliaram a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja e água residuária de suinocultura em solo com soja em lisímetros.

Ceolato (2007), em aplicações de lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um argissolo, verificou aumento no valor do pH e, segundo o autor esse aumento é devido a calagem aplicada no lodo.

L'Herroux et al. (1997) verificaram incremento no valor de pH de 5,9 para 7,0 após quatro anos de aplicações de dejetos líquidos de suínos, justificando esse aumento devido as altas concentrações de íons Ca^{+2} , Mg^{+2} e CO_3^{-2} presentes nos dejetos.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de água residuária de suinocultura nas características químicas de um solo com espécies forrageiras e verificaram que a CTC diminuiu no final do ciclo, porém Brito, Vendrame & Brito (2005) avaliaram as alterações nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférico, com aplicação de diferentes resíduos orgânicos, destacando que o esterco de ovinos promoveu maiores aumentos na matéria orgânica e CTC do solo.

Testa, Teixeira & Mielniczuk (1992) atribuíram o aumento da CTC do solo devido à elevação do teor de MO, permitindo maior retenção de cátions liberados pela biomassa das culturas e redução da lixiviação.

Scherer, Baldissera & Nesi (2007) avaliaram o efeito do esterco de suínos sobre as características químicas de um latossolo sob sistema plantio direto, em dois experimentos com doses de 0, 40, 115 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, verificando que os atributos CTC, pH e matéria orgânica não foram significativamente afetados pelas doses de esterco.

Freitas et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e águas residuárias de suinocultura, bruta e peneirada, sobre a produção da cultura do milho para silagem. Nessa experiência, observaram que os valores de pH no solo permaneceram inalterados. Os níveis de fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio, cobre, zinco no solo aumentaram, contudo a concentração de ferro praticamente não foi alterada, mas a concentração de nitrato excedeu aos padrões de potabilidade de 10 mg L⁻¹ no final do ciclo da cultura, indicando grande risco de contaminação de águas subterrâneas decorrentes de plantios subsequentes. Deve-se atentar para o risco de salinização e alteração na capacidade de infiltração de água no solo, relacionada ao aumento da razão de adsorção de sódio.

Freitas et al. (2005) avaliaram o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e águas residuárias de suinocultura bruta e peneirada, nas propriedades químicas do solo e na produtividade da cultura do milho, concluindo que a aplicação de águas residuárias tornou o solo salino nas maiores lâminas, mas sem problemas de sodificação, que as maiores produtividades foram obtidas nos tratamentos com águas residuárias e que o peneiramento da água residuária não afetou as propriedades químicas do solo nem a produtividade da cultura.

Os problemas no solo associados ao uso de águas residuárias estão relacionados à salinidade, sodicidade, ao excesso de nutrientes, aos bicarbonatos e a variação do pH. A presença de sais no solo reduz a disponibilidade de água para as plantas e pode tornar os solos inadequados ao cultivo (AYERS & WESTCOT, 1994).

Para Verdade (1951) e Thomas (1960), em solos com predominância de cargas negativas, o íon nitrato movimenta-se mais rapidamente no solo que o volume de água percolada, mesmo em solo ricos em ferro, alumínio que apresentam cargas negativas ou

positivas pequenas, características dos latossolos, e em virtude de chuvas pesadas e ininterruptas, o nitrato é removido dos horizontes superficiais, podendo atingir camadas, com movimento menor que o da água percolada, ou até atingir o lençol freático. Sendo necessários, para isso, a presença do nitrogênio mineral na solução do solo e o movimento da água no perfil do solo (Nielsen, Biggar, & Wierenga, 1982). A descida é favorecida pela baixa energia de absorção do ânion com as partículas do solo (Ceretta et al. 2003), tornando-o móvel e seu movimento ligado ao fluxo de água, ao contrário do amônio (NH_4^+) que pode ser adsorvido no complexo de troca do solo (OWENS, EDWARDS & VAN KEUREN, 1994).

3.6.3 Análise de riscos e impacto ambiental

De acordo com Konzen & Alvarenga (2005), o esterco de suínos é constituído pelas fezes dos animais que, normalmente, apresentam-se na forma pastosa ou sólida, enquanto os dejetos são constituídos de fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório.

O impacto ambiental do uso de fontes de nutrientes aplicados em períodos de médio e longo prazo pode ser avaliado utilizando-se de atributos integrados que levam em conta efeitos danosos ou benéficos da utilização dos dejetos como fonte de nutriente às plantas quando aplicados em diferentes sistemas de manejo do solo (PANDOLFO et al., 2008).

Como causas da demora na percepção da dimensão dos efeitos adversos da utilização de dejetos animais como fertilizante, Seganfredo (1999) destacou as seguintes: criações em larga escala, resultando em grandes acúmulos de dejetos, são relativamente recentes (Testa et al. 1996), a lacuna de tempo entre o início do uso de dejetos como fertilizante e a manifestação dos seus efeitos adversos e a percepção da dimensão do problema, ou seja, o impacto ambiental, foi aumentando paulatinamente e só lhe foi dada importância no momento em que se perceberam consequências negativas para a saúde pública e a economia (Seganfredo, 1999), juntando-se ao aumento da escala de produção, restrições topográficas no sul do Brasil (Testa et al. 1996). Além disso, os altos custos de armazenagem e de transporte fazem com que em muitas propriedades rurais os dejetos sejam aplicados continuamente nos mesmos locais e em frequências e quantidades excessivas em relação à capacidade de absorção das plantas (SEGANFREDO, 2000; SEGANFREDO, 2001).

A análise de riscos da poluição ambiental, quando se usa dejetos de suínos como adubo no solo, está na quantidade usada nas lavouras. Tal medida foi calculada com base

na quantidade de nitrogênio, no caso do milho, necessária para produzir 150 sacas por hectare, baseada no nitrogênio quantificado nos dejetos. Os outros nutrientes foram calculados a partir do quanto de dejetos são aplicados por hectare e quanto de cada um daqueles nutrientes existe nos dejetos. As sobras ou faltas de nutrientes foram calculadas seguindo-se três diferentes critérios: dose de dejetos para fornecer todo o nitrogênio que o milho precisa para produzir 150 sacas por hectare, aplicando tudo numa única vez, e, de preferência, no dia da semeadura; dose de dejetos para fornecer todo o nitrogênio necessário até que a planta cresça 30 a 40 cm, aplicados numa única vez, e, de preferência no dia da semeadura; dose de dejetos calculada com base nos nutrientes que o milho menos precisa (SEGANFREDO, 2000).

Costa et al. (2009) quantificaram os efeitos isolados e conjuntos da irrigação com água residuária e de doses de biossólidos no crescimento do milho, sendo que, após o cultivo da mamona, obtiveram aos 20 DAS área foliar que variou entre 107 a 193 cm², aos 62 DAS área entre 5.820 a 8.270 cm², 91 DAS área entre 6.932 a 9.248 cm² e aos 120 DAS 7.202 a 8.026 cm² e verificaram que todas as variáveis de crescimento do milho foram superiores para os tratamentos que receberam água residuária.

Para Bordin et al. (2005), a degradação biológica dos resíduos produz gases tóxicos, já que a degradação de fibras vegetais e de proteínas provoca a formação de compostos voláteis, cuja exposição constante a níveis elevados, pode reduzir o desempenho zootécnico dos suínos e incapacitar precocemente os tratadores para o trabalho. Sob condições aeróbias o gás carbônico (CO₂) é o principal gás produzido (30%), mas em processo anaeróbios predomina o gás metano (CH₄), 60 a 70%.

Conforme Cesarino (2006), os gases, vapores e poeiras gerados pela suinocultura comprometem o conforto e a saúde de homens e animais, corroem equipamentos e edificações. Além disso, os elevados níveis de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, sais e bactérias contidos nos dejetos, constituem risco ao meio ambiente e à saúde da população, sendo a capacidade poluidora de suínos superior a das outras espécies, a exemplo da humana, pois, enquanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g dia⁻¹, a humana é de 45 a 75 g dia⁻¹ (PERDOMO, LIMA & NONES, 2001).

Dessa forma, estima-se que um suíno vivo, na faixa de 16 a 100 kg de peso vivo, produza diariamente de 4,9 a 8,5% do seu peso corporal em urina e fezes (DARTORA, PERDOMO & TUMELERO, 1998).

Para Gonçalves et al. (2006), a composição química e física dos dejetos está associada ao sistema de manejo adotado e aos aspectos nutricionais e apresentam grande variações na concentração, dependendo da diluição e dos sistema de armazenamento.

Dartora, Perdomo & Tumelero (1998) ressaltaram que os dejetos apresentam elevadas concentrações de sólidos em suspensão e macronutrientes, gerando, em média, de 7 a 8 L animal⁻¹ dia⁻¹. Isso equivale de 10 a 12 vezes o volume gerado pelo ser humano e quatro vezes mais concentrado, dependendo da fase de produção.

Seganfredo (1998), Menezes et al. (2002) e Seganfredo (2007), já observaram desequilíbrio químico num solo da Região Sul adubado com dejetos suínos durante três anos com excedentes para magnésio, cobre, zinco, fósforo e nitrato na camada de 40 a 60 cm. Também foram observados desequilíbrios na Região Central do Brasil e em levantamentos de campo em várias regiões do Sul do Brasil com excedentes para P, N-NO₃⁻, Cu e Zn (SEGANFREDO, 2002; MIRANDA, BONÊZ & PALHARES, 2006).

Para King, Burns & Westerman (1990), Sharpley & Halvorson (1994) e Ceretta et al. (2003), a problemática do fósforo é devido as doses de dejetos serem baseadas no teor de N, e como a demanda de N se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, a aplicação contínua de dejetos na mesma área elevará os teores de fósforo no solo, diminuindo a capacidade de sorção do solo e agravando as transferências de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo. O maior problema relacionado ao excesso de fósforo é pertinente a eutrofização de águas superficiais pelo transporte de fósforo do solo para as águas subsuperficiais, proporcionando condições nutricionais favoráveis ao crescimento de algas (eutrofização), micro-organismos e plantas aquáticas superiores (NOVAIS & SMYTH, 1999).

Com crescimento exagerado ocorre a morte das algas que se desenvolvem na superfície dos lagos, trazendo como consequência o desenvolvimento de organismos aeróbios para a decomposição de algas, transformando o meio para anaeróbio. Como a degradação do material orgânico não acontece completamente, acumulam-se produtos metabólicos intermediários como metano, etileno, ácido butírico, que poderão ser tóxicos para outros organismos. Também com a eutrofização ocorre a diminuição da claridade da água, produção de espumas, morte de peixes, aumento de pH, liberação de gás NH₃ e CH₄, que comprometem a potabilidade da água e sua qualidade para outros usos (SHARPLEY & MENZEL, 1987; DANIEL, SHARPLEY & LEMUNYON 1998; BERWANGER, 2006).

Ceretta et al. (2003) mostraram que o uso sistemático de esterco líquido de suínos representou adição de nutrientes ao solo, principalmente P, Ca e Mg em áreas sob pastagem natural, com aplicações de 0 a 40 m³ ha⁻¹.

Souza et al. (2009) avaliaram a variação da concentração de nitrogênio e fósforo em solos irrigados com água residuária de suinocultura em lisímetros de drenagem cultivados com tomates, verificando incrementos nas concentrações de N e P nas camadas superficiais do solo.

Vieira José et al. (2009) avaliaram a aplicação de efluente de abatedouro bovino (150, 450, 900 e 1.350 m³ ha⁻¹) no solo e no milho, verificando que na camada superficial

(0-20 cm) houve uma redução de fósforo do solo inicial para todos os tratamentos, atingindo redução percentual de 62%.

Diesel, Miranda & Perdomo (2002) observando essa combinação de fatores, informaram que isso tem provocado grande demanda junto aos técnicos, no sentido de viabilizar soluções tecnológicas adequadas ao manejo e à disposição dos dejetos de suínos, que sejam, ao mesmo tempo, compatíveis com as condições econômicas dos produtores, que atendam às exigências legais e que possam ser de fácil operacionalização.

Medeiros et al. (2005) afirmaram que para adequar-se a esta nova política, para minimizar os efeitos negativos das atividades impactantes no processo de tratamento por disposição no solo, utiliza-se o sistema solo-planta para a degradação, assimilação e imobilização dos constituintes da água residuária e dos produtos de sua transformação no meio.

Aplicar sucessivamente dejetos líquidos de suínos ao longo dos anos nas mesmas áreas pode causar sérios problemas com contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo (L'HERROUX et al. 1997; BERWANGER, 2006; BERWANGER, CERETTA, & SANTOS, 2008). Também existe a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de metais pesados como Cu e Zn, que são excretados pelos suínos e a seguir aplicados no solo (MATTIAS, 2006).

De acordo com Brandjes et al. (1996), os dejetos de suínos são constituídos por elementos que tanto promovem o desenvolvimento das plantas, quanto causam danos ambientais. Daí a importância de se avaliar a quantidade de dejetos que se poderia adicionar ao solo e por quanto tempo, sem que haja consequências negativas ao solo como desequilíbrio iônico, fitotoxicidade às plantas, poluição da atmosfera por volatilização e contaminação das águas superficiais e subsuperficiais por lixiviação, de maneira que os sistemas adubados com esses resíduos se tornem autossustentáveis (SEGANFREDO, 2000).

3.7 Condutividade elétrica (CE), potencial de sódio trocável (PST) e razão de adsorção de sódio (RAS)

A água de irrigação em geral contém sais solúveis em níveis variados, que se acumulam à medida que esta é aplicada no solo na ausência de lixiviação ou com drenagem insuficiente para sua eliminação e na presença de evapotranspiração excessiva, produzindo acúmulo de sais na zona radicular em concentrações prejudiciais às plantas (BERNSTEIN, 1974; QUEIROZ et al., 1999).

Os sais solúveis do solo são constituídos principalmente dos cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} e dos ânions Cl^- e SO_4^{-2} . O cátion K e os ânions HCO_3^- , CO_3^{-2} e NO_3^- geralmente se

encontram em quantidades menores (RICHARDS, 1954). Conforme Meurer (2000), os solos afetados por sais podem ser classificados como salinos (altas concentrações de sais solúveis), sódicos (altas concentrações de sódio trocável) e salino-sódicos (altas concentrações de sais e de sódio trocável).

A salinidade e sodicidade do solo normalmente são expressas pela condutividade elétrica (CE), porcentagem de sódio trocável (PST) e pH (RENGASAMY & OLSSON, 1991).

Um solo é considerado salino quando sua condutividade elétrica (CE) é superior a 4 dS m^{-1} , (ISSS, ISRIC, FAO, 1998), e uma porcentagem de sódio trocável (PST) inferior a 15% e pH inferior a 8,5. Porém EMBRAPA (1997) considerou como salino valores de condutividade elétrica superiores a 2 dS m^{-1} . Classifica-se como sódico ou alcalino quando sua condutividade elétrica (CE) é inferior a 4 dS m^{-1} e apresenta uma porcentagem de sódio trocável (PST) superior ou igual a 15% e pH superior a 8,5 (RICHARDS, 1954) ou uma porcentagem superior a 50% de sódio a mais de magnésio trocável (ISSS, ISRIC, FAO, 1998). É considerado salino-sódico quando sua condutividade elétrica (CE) é superior a 4 dS m^{-1} , porcentagem de sódio trocável (PST) superior a 15% e pH inferior a 8,5. Solos não sódicos e não salinos apresentam condutividade elétrica (CE) inferior a 4 dS m^{-1} , porcentagem de sódio trocável menor que 15% e pH inferior a 8,5 (RICHARDS, 1954).

Para Ayers & Westcot (1994), a água pode ser classificada quanto à salinidade para uso de acordo com: CE inferior a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ sem restrição; CE igual a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ a 3 dS m^{-1} ligeira a moderada; CE superior a 3 dS m^{-1} severa, quando avaliada conjuntamente com a RAS. Se avaliada isoladamente se apresentar CE entre 0 e 3 dS m^{-1} é considerada como adequada para uso em irrigação.

De acordo com Mass (1984), a cultura do milho suporta até $1,7 \text{ dS m}^{-1}$ no solo e $1,1 \text{ dS m}^{-1}$ na água sem afetar a produtividade.

Em relação a RAS, Ayers & Westcot (1994) propuseram uma classificação conjuntamente a RAS e a CE em que os valores avaliam o problema da infiltração de água no solo provocada pela RAS. Quando a RAS for entre 0 e 3 meq L^{-1} e a CE apresentar valor maior que $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ sem restrição, entre $0,2$ a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ restrição moderada e menor que $0,2 \text{ dS m}^{-1}$ restrição severa. Quando a RAS for entre 3 e 6 meq L^{-1} e a CE apresentar valor maior que $1,2 \text{ dS m}^{-1}$ sem restrição, $0,3$ a $1,2 \text{ dS m}^{-1}$ moderada e menor que $0,3 \text{ dS m}^{-1}$ severa. Essa classificação segue até atingir valores de RAS 20 a 40 meq L^{-1} .

O fenômeno de alcalinização, ou seja, o progressivo aumento de saturação do complexo de troca do solo com o íon sódio, em detrimento dos íons cálcio e magnésio, é uma das consequências das reações de troca que se verificam entre solo e as águas de irrigação de má qualidade ou uso frequente (MARTINS et al., 2001). É geralmente acompanhado por uma elevação de pH para valores superiores a 8,5, o que condicionada à assimilação de vários nutrientes e reduz a fertilidade, mas também provoca a desfloculação

dos colóides do solo, degradando sua estrutura. Isso reduz a permeabilidade ao ar e a água, tornando os solos plásticos quando úmidos, formando crostas com facilidade e adquirindo tenacidade quando secos (ALVIM, 1975).

Valores de pH entre 7,5 e 8,2 o Ca^{+2} pode precipitar no solo na forma de CaCO_3 , com decréscimo do pH e o composto precipitado pode aumentar sua solubilidade. Em valores de pH abaixo de 8,4 há predominância do íon bicarbonato (HCO_3^-), enquanto acima desse valor predomina o íon carbonato (CO_3^{-2}) (BOUWER & CHANEY, 1974).

Quando a água se movimenta, ela arrasta os solutos, sendo que parte deles poderá ser adsorvida em outros locais, outra parte poderá ser absorvida pelas plantas, ou mesmo ser precipitada quando sua concentração excede sua solubilidade, como acontece na superfície do solo durante a evaporação (PREVEDELLO, 1996).

Segundo Bouwer & Chaney (1974), os sais dissolvidos interagem com o solo por meio de troca iônica, dispersão e floculação de argilas. Maiores concentrações de sais na solução do solo podem ocorrer se a quantidade de água residuária adicionada (mais a precipitação) não for muito maior que a evapotranspiração.

O excesso de sais solúveis leva à redução do potencial osmótico da solução do solo, dificultando a absorção de água pela planta, causando desequilíbrio nutricional e afetando o desenvolvimento das culturas (DUTRA et al. 2000; RUIZ et al., 2004).

Quando a salinidade não é muito elevada, e o sódio é o íon predominante, verifica-se toxidez nas plantas, dispersão de argilas e desestruturação dos solos, tornando-os impermeáveis (LEBRON, SUAREZ & YOSHIDA, 2002).

Segundo Ayers & Westcot (1994), a qualidade de água de irrigação varia significativamente conforme o tipo de sais dissolvidos. Os sais concentram-se em quantidades relativamente pequenas, porém significativas e são transportadas pelas águas de irrigação e depositadas no solo, onde se acumulam à medida que a água evapora ou é consumida pelas culturas.

O grau de sodificação do solo depende da relação entre as concentrações de sódio e de íons polivalentes na solução do solo, ocasionando dispersão e expansão. As partículas dispersas movem-se pelo solo, ocupando os espaços porosos (IRVINE & REID, 2001).

De acordo com Feigin, Ravina & Shalhevet (1991), os principais aspectos relacionados à composição dos efluentes que constituem-se em riscos de salinização e sodificação de solos quando utilizados como água na agricultura são: a concentração total de sais na água pode causar aumento da salinidade do solo; as concentrações de certos íons como Cl^- e Na^+ podem causar, direta ou indiretamente, efeitos tóxicos às plantas, incluindo desequilíbrio nutricional; as concentrações de certos íons (Na^+ e HCO_3^-) podem resultar na deterioração da estrutura do solo e conseqüente redução da permeabilidade.

As águas que se destinam à irrigação devem ser avaliadas principalmente sob três aspectos: salinidade, sodicidade e toxicidade de íons. O efeito da salinidade é de natureza osmótica, afetando diretamente o rendimento das culturas. A sodicidade é determinada pela razão de adsorção de sódio (RAS) da água de irrigação e refere-se ao efeito do sódio contido na água que tende a elevar o efeito de porcentagem de sódio trocável no solo (PST), afetando a capacidade de infiltração (PIZARRO, 1985).

A toxicidade refere-se ao efeito de alguns íons sobre as plantas (cloreto, sódio, boro) que, em concentrações elevadas, podem causar danos às culturas, reduzindo produtividade (HOLANDA & AMORIM, 1997).

A razão de adsorção de sódio (RAS) é utilizada na caracterização de solos sódicos e águas para irrigação e é calculada por meio da concentração de cátions em solução. A RAS é um índice que relaciona as concentrações de Na^+ às concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} na água de irrigação, em extratos de saturação e extratos aquosos de solos conforme a Equação 01 (RICHARDS, 1954).

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} \quad (01)$$

em que:

RAS= Razão de adsorção de sódio ($cmol_c L^{-1}$); Adaptado.

Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} = Concentrações de sódio, cálcio e magnésio, respectivamente ($cmol_c L^{-1}$).

Rengasamy & Olsson (1991) descreveram a classificação dos solos quanto a sodicidade sendo classificados como sódicos aqueles que apresentam RAS (%) maior que 13% em $pH \geq 8,5$ e como salino-sódico os com RAS maior que 13% e $pH < 8,5$.

Em solos sódicos, os processos responsáveis pela degradação física são a expansão das argilas em níveis altos e dispersão devido a alteração do percentual de sódio trocável (PST) do solo. A expansão da argila provoca redução da porosidade e as partículas podem ser translocadas no perfil do solo acumulando-se e formando crostas (IRVINE & REID, 2001).

A porcentagem de sódio trocável é calculada pela razão entre o teor de sódio trocável e a capacidade de troca catiônica, conforme a Equação 02 (RICHARDS, 1954).

$$PST(\%) = \left(\frac{Na^+}{CTC} \right) \times 100 \quad (02)$$

em que:

PST = Porcentagem de sódio trocável (%);

Na^+ = Concentração de sódio ($mmol L^{-1}$);

CTC= Capacidade de troca catiônica (Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e $H^+ + Al^{+3}$).

Ayers & Westcot (1994) afirmaram que as plantas extraem a água do solo quando as forças de absorção dos tecidos das raízes são superiores às forças de retenção da água exercida pelo solo. À medida que a água é extraída do solo, as forças que retêm a água restante tornam-se maiores e quando a água do solo é retida com força superior às forças de extração, inicia-se o estado de escassez de água na planta.

Para Silva Filho et al. (2000), D'Almeida et al. (2005), Campos et al. (2009), a salinização do solo está ligada também às características físico-químicas do solo em seu estado natural e das técnicas de manejo a ele aplicado, pois é comum o surgimento da salinidade em áreas irrigadas cujas técnicas de manejo não visam à conservação da capacidade produtiva dos solos, e também onde há uso excessivo de fertilizantes.

O uso de água salina na irrigação em algumas regiões é uma alternativa importante para o incremento da área irrigada e das produções das culturas (FERREIRA NETO et al., 2002). Para Viana et al. (2001), Amorim et al. (2002), Alencar et al. (2003), as águas salinas podem apresentar riscos para a produção agrícola das culturas, pois promovem alterações físico-químicas iniciais do solo. Dias, Gheyi & Duarte (2003), Campos et al. (2009) afirmaram que o excesso de sais reduz a disponibilidade de água para as plantas, causa problemas com efeitos de íons tóxicos específicos sobre a fisiologia vegetal, podendo afetar a produtividade.

A salinização leva ao desequilíbrio nutricional, pois o excesso de sais (sódio e cloro) na solução do solo resulta em distúrbios na absorção de nutrientes, alterando concentrações como cálcio, potássio, magnésio na planta. Isso induz a uma desordem nutricional, acarretando em desenvolvimento abaixo do normal, afetado pelos processos metabólicos da planta (VIANA et al., 2001).

A diminuição dos valores nas relações Na^+/K^+ , $\text{Na}^+/\text{Ca}^{+2}$ e $\text{Na}^+/\text{Mg}^{+2}$, indica diminuição na absorção de sódio em detrimento da absorção de K, Ca e Mg (GARCIA et al., 2007).

A manutenção de baixas relações $\text{Na}^+/\text{Ca}^{+2}$ e $\text{Na}^+/\text{Mg}^{+2}$ é critério importante na caracterização da tolerância das plantas à salinidade, pois uma relação $\text{Na}^+/\text{Ca}^{+2}$ elevada faz com o que o Na desloque o Ca da membrana celular, induzindo a perda da sua integridade, resultando em desequilíbrio na absorção iônica (Marschner, 1995) e em redução na seletividade dos cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} (AZEVEDO NETO & TABOSA, 2000).

Para Gonçalves et al. (2007) e Gloaguen et al. (2009), o aumento nas concentrações de sódio no solo pode estar associado a riscos de alteração na estrutura física do solo, através da dispersão da argila, desestruturação dos agregados, entupimento dos poros, levando a redução da permeabilidade.

Raij (1991) considerou a presença do sódio no solo similar ao do potássio e, nas soluções naturais, ocorre como cátion Na^+ trocável, sendo facilmente removido do solo por

lixiviação. No entanto, solos sódicos ácidos, caracterizados pelo acúmulo de sódio, são encontrados em regiões de alta precipitação anual, onde os cátions básicos como Ca^{+2} e Mg^{+2} são lixiviados e suas concentrações são baixas, também são altamente intemperizados e com CTC geralmente baixa (RENGASAMY & OLSSON, 1991).

CAMPOS et al. (2009) avaliaram o efeito da água salina de irrigação no comportamento de dois solos em Pernambuco, verificando que as características químicas do solo foram afetadas pela salinidade da água de modo similar, com o aumento nos teores de sódio, na razão de adsorção de sódio e na porcentagem de sódio trocável provocados pelos crescentes níveis de salinidade da água de irrigação.

Avaliando a condutividade hidráulica em solos irrigados com águas de diferentes condutividades elétricas e relações de adsorção de sódio, Freire et al. (2003) realizaram ensaios com permeâmetros de coluna vertical e carga constante e verificaram que o incremento da RAS levou à diminuição da condutividade hidráulica.

Smanhotto et al. (2007) verificaram efeitos das taxas de aplicação de água residuária de suinocultura, nas dosagens 0, 112,5, 225, 337,5 e 450 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ por ciclo, ao longo do tempo, quanto à razão de adsorção de sódio no solo e lixiviado em área cultivada com milho, observaram que os valores de RAS para o solo não apresentaram sodicidade e nem salinidade no período, porém para o lixiviado, os valores da RAS foram altos, indicando que com o uso contínuo de taxas de ARS, os valores podem elevar-se ainda mais, e quando maior foi à taxa de aplicação maiores valores de RAS e menores no lixiviado.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização da área do experimento

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola – NEEA, do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – *Campus* de Cascavel, PR, situado no km 95 da BR 467, sentido Cascavel – Toledo. A localização geográfica é 24° 48' de latitude Sul e 53° 26' de longitude Oeste e altitude de 760 m. O clima é subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência à concentração das chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 20° C e a umidade relativa do ar, é em média, de 75% (CAVIGLIONE et al., 2000).

Experimentos com aplicação de água residuária de suinocultura já são conduzidos na área e este foi o sexto ciclo consecutivo, após a implantação dos lisímetros, sendo a sequência de milho/soja/aveia/soja/aveia e minimilho.

No primeiro cultivo, foi realizada a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) na cultura da soja, diretamente no solo, via irrigação por gotejamento, em ambiente protegido. No segundo ciclo, implantou-se lisímetros de drenagem para verificar os efeitos da aplicação de ARS na cultura do milho. Os demais ciclos consistiram na aplicação de ARS e verificação de seus efeitos sobre as culturas de soja e aveia, as quais foram implantadas em sucessão soja/aveia/soja/aveia. A área experimental, submetida ao estudo, apresenta histórico de aplicação de água residuária da suinocultura em anos anteriores, durante seis ciclos de culturas. As taxas totais aplicadas são apresentadas na Tabela 06 e a caracterização da água residuária de suinocultura utilizada nos respectivos experimentos é apresentada na Tabela 07.

A área experimental conta com 24 lisímetros de drenagem instalados, os quais foram construídos sob ambiente protegido até o quinto ciclo. A partir desse ciclo, foi retirada a cobertura dos mesmos. Os lisímetros foram construídos de acordo com Aboukhaled, Alfaro & Smith (1982), em uma área de 15 x 6 m, totalizando 90 m², em caixas de fibra com capacidade de 1 m³. Os mesmos foram distribuídos em esquema de três lisímetros na transversal e oito no sentido longitudinal, espaçados de 0,40 e 0,50 m. Cada lisímetro tem um volume igual a 1 m³, com profundidade de 1,10 m e diâmetro superior de 1,43 m, com área total de 1,60 m², e estavam divididos, em três blocos.

Tabela 06 Taxas totais de aplicação de ARS acumuladas em cada lisímetro proveniente de biodigestor seguido de lagoa ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), acumulado em seis ciclos de culturas, após a implantação dos lisímetros. NEEA, Cascavel – PR, 2008

Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Tratamento	Lisímetro
0,00	*T1	**L4, L9, L21
	T2	L3, L16, L24
725,00	T3	L6, L11, L19
	T4	L1, L14, L17
1337,50	T5	L2, L15, L23
	T6	L7, L12, L20
1950,00	T7	L8, L13, L18
	T8	L5, L10, L22

*T= Tratamento **L= Lisímetro;.

Tabela 07 Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada nos experimentos após a implantação dos lisímetros. NEEA, Cascavel – PR, 2008

Parâmetros	Resultado			
	Experimento 1 (milho)	Experimento 2 e 3*(soja e aveia)	Experimento 4 (soja)	Experimento 5 (aveia)
pH (CaCl_2)	7,70	7,73	7,70	7,80
Condutividade	6,77	4,89	5,43	3,13
DBO	2.406,00	671,04	945,78	1.150,00
DQO	3.048,00	1.444,07	1.322,13	2.450,00
Amônia	1.073,00	556,70	466,45	-
Nitrato	35,00	1,52	2,18	2,56
Nitrito	2,78	2,03	2,25	0,45
NTK	1745,00	801,67	887,00	640,50
Fósforo total	171,00	92,19	108,62	19,33
Potássio	150,00	543,33	462,11	1,45
Magnésio	7,50	23,77	39,12	1,95
Cálcio	34,50	50,97	38,60	5,43
Sódio	93,00	18,20	26,00	-
Cobre	0,06	0,20	0,25	8,50
Zinco	0,38	1,17	0,20	46,50
Sólidos totais	5,95	2.640,00	-	1.210,00
Sólidos fixos	3,10	1.346,67	-	618,00
Sólidos sedimentáveis	1,78	932,00	-	-
Sólidos totais voláteis	2,34	953,67	-	571,00
Turbidez	940,00	459,33	393,00	98,00

Todas as unidade em (mg L^{-1}), exceto para CE (dS m^{-1}) e Turbidez (UNT). *Mesma ARS utilizada.

4.2 Construção dos lisímetros

Quando da instalação dos lisímetros, fez-se corte na área (Figura 01a) com escavação manual, tomando o cuidado para separar o solo em camadas de 0 a 10 cm de altura até a profundidade das caixas de fibra. O mesmo foi separado por camadas de lonas plásticas e identificadas para controlar a devolução quando as caixas fossem enterradas,

com o objetivo de reconstituição das condições iniciais do solo. Para drenagem dos lisímetros, na parte inferior das caixas, foram adaptados tubos de 25 mm de diâmetro e aproximadamente 15 m de comprimento, para a drenagem até o ponto final de coleta do percolado (Figura 01b). No fundo da caixa colocou-se uma proteção para evitar o entupimento do orifício de drenagem e tubulação (Figura 02a) e, a seguir, foram adicionados 0,1 m de brita (Figura 02b), para promoção da drenagem e logo acima desta camada, colocou-se uma manta de poliéster (Bidin), para o solo não se misturar com a brita e facilitar a drenagem do sistema (Figura 03a).

Assim que o sistema foi montado no solo, devolveu-se as camadas de solo na ordem inversa da escavação, com leve compactação e similar para todos os lisímetros (Figura 03b). Após a construção dos lisímetros, manteve-se irrigação diária durante 45 dias, para a completa estabilização do solo (Figura 04a e 04b).



Figura 01 (a) Escavação do solo para implantação dos lisímetros.
Fonte: Prior (2008).



Figura 01 (b) Colocação da tubulação.
Fonte: Prior (2008).



Figura 02 (a) Proteção contra intupimento do orifício de drenagem.
Fonte: Prior (2008).



Figura 02 (b) Camada de brita na caixa.
Fonte: Prior (2008).



Figura 03 (a) Colocação da manta de poliéster.
Fonte: Prior (2008).



Figura 03 (b) Devolução das camadas de solo nas caixas.
Fonte: Prior (2008).



Figura 04 (a) Sistema de irrigação.
Fonte: Prior (2008).



Figura 04 (b) Vista completa da área.
Fonte: Prior (2008).

Ressalta-se que, após a implantação dos lisímetros, fez-se a caracterização química do solo da área e, visto que os resultados apresentaram heterogeneidade em relação à fertilidade, foram estabelecidos blocos, dividindo-se a área de modo a garantir a correção da acidez e adubação química conforme as necessidades dos blocos nas condições iniciais.

4.3 Coleta e análise do solo

Em sucessão ao manejo da aveia, anterior à semeadura do minimilho e aplicação da ARS (início do experimento), foram coletadas amostras de solo em cada lisímetro com auxílio de trado holandês (Lemos & Santos, 1996) nas profundidades de 0-20, 20-40 e

40-60 cm e homogêneas. Os resultados obtidos foram considerados para a caracterização da área e como a primeira coleta de solo. Verificou-se através de coeficiente de variação (CV) que não houve mais necessidade de formar blocos, conforme valores apresentados nas Tabelas 08 e 09.

Tabela 08 Caracterização química do solo nos lisímetros antes da aplicação da água residuária de suinocultura para valores de pH, carbono orgânico (CO), matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N_{total}), fósforo (P), cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe). NEEA, Cascavel – PR, 2008

Tratamento	pH (CaCl ₂)	CO	MO	N _{total}	P	Cu	Zn	Fe
		g dm ⁻³			mg dm ⁻³			
T1	5,50	11,04	18,99	0,95	15,4	12,10	2,02	165,00
	6,90	13,68	23,53	1,18	6,2	9,85	1,15	96,02
	6,10	10,08	17,34	0,87	4,8	10,27	0,80	128,32
T2	6,80	14,28	24,56	1,23	10,7	9,65	2,01	114,82
	5,40	13,02	22,39	1,12	6,40	9,65	0,65	102,30
	6,40	11,34	19,50	0,98	4,60	9,60	0,95	115,30
T3	5,90	13,02	22,39	1,12	3,70	10,25	0,89	119,31
	6,70	13,86	23,84	1,19	3,40	10,45	1,45	112,00
	6,20	13,44	23,12	1,16	3,40	10,4	2,35	115,90
T4	6,10	12,31	21,17	1,06	10,90	9,80	0,95	101,10
	6,70	11,76	20,23	1,01	4,20	10,45	1,45	105,20
	6,30	14,28	24,56	1,23	2,40	9,12	4,50	98,60
T5	7,20	10,61	18,25	0,91	14,70	9,75	0,80	98,80
	6,40	11,76	20,23	1,01	3,50	9,50	2,50	98,50
	6,60	16,80	28,90	1,44	5,10	10,25	0,52	112,20
T6	6,50	15,12	26,01	1,3	5,40	10,79	4,30	95,65
	6,40	12,18	20,95	1,05	6,60	10,54	3,25	135,22
	5,90	13,86	23,84	1,19	5,20	9,60	2,20	82,60
T7	6,70	13,44	23,12	1,16	11,90	8,96	2,39	95,01
	6,40	14,70	25,28	1,26	3,40	10,35	1,95	125,60
	6,30	14,28	24,56	1,23	8,40	10,25	0,90	110,30
T8	6,80	12,31	21,17	1,06	8,80	8,56	1,60	115,42
	6,00	10,92	18,78	0,94	4,10	10,12	1,45	99,80
	6,50	14,70	25,28	1,26	6,10	10,20	1,40	115,30
*CV	6,67	12,58	12,58	12,48	54,97	6,96	60,22	15,17

*CV = coeficiente de variação (%).

Na metade do ciclo, aproximadamente (40 dias após semeadura - DAS) e final do experimento (70 DAS), (100% do ciclo da cultura) Von Pinho et al., (2003), foram realizadas

mais duas coletas de solo, totalizando as 72 amostras de solo nas três etapas (início, meio e final do experimento) na profundidade de 0-60 cm.

Tabela 09 Caracterização química do solo nos lisímetros antes da aplicação da água residuária de suinocultura para valores acidez potencial ($H+A\ell^{+3}$), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), potássio (K^{+1}), sódio (Na^{+1}), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V). NEEA, Cascavel – PR, 2008

Tratamento	$H+A\ell^{+3}$	Ca^{+2}	Mg^{+2}	K^{+1}	Na^{+1}	SB	CTC	RAS	PST	V
	-----cmol _c dm ⁻³ -----						cmol L ⁻¹	-----%-----		
T1	4,61	3,61	1,75	0,45	0,30	9,81	14,42	0,18	38,39	68,03
	2,19	2,19	4,32	0,18	0,10	9,69	11,88	0,06	33,78	81,56
	3,17	4,07	2,58	0,31	0,30	9,96	13,13	0,17	29,62	75,86
T2	2,36	5,63	2,27	0,19	0,20	10,09	12,45	0,10	19,14	81,04
	4,61	4,61	1,43	0,30	0,10	8,34	12,95	0,06	18,26	64,40
	2,94	4,80	2,60	0,24	0,30	9,64	12,58	0,16	18,90	76,63
T3	3,68	3,10	2,62	0,44	0,20	10,16	13,84	0,12	40,65	73,41
	2,36	2,36	2,65	0,19	0,30	7,20	9,56	0,19	26,46	75,31
	3,17	4,18	2,13	0,15	0,20	8,46	11,63	0,11	20,77	72,74
T4	3,42	3,83	2,55	0,14	0,20	7,52	10,94	0,11	10,06	68,74
	2,54	2,54	2,17	0,34	0,10	8,05	10,59	0,07	39,53	76,02
	3,17	4,60	2,45	0,18	0,30	10,23	13,40	0,16	28,85	76,34
T5	1,74	6,73	2,35	0,34	0,20	12,42	14,16	0,09	26,88	87,71
	2,73	2,73	2,10	0,42	0,30	8,28	10,98	0,19	37,59	75,14
	2,54	5,71	3,16	0,32	0,30	12,19	14,73	0,10	25,58	82,76
T6	2,54	5,63	3,69	0,27	0,20	11,59	14,13	0,09	16,49	82,02
	2,73	2,73	2,46	0,22	0,20	8,41	11,14	0,12	36,86	75,49
	3,68	3,87	2,19	0,24	0,30	10,30	13,98	0,17	40,08	73,68
T7	2,30	5,56	2,43	0,47	0,30	12,46	14,76	0,15	37,17	84,42
	2,94	2,97	2,66	0,24	0,20	7,87	10,81	0,12	22,70	72,80
	3,17	4,60	2,60	0,21	0,20	9,41	12,58	0,11	18,90	74,80
T8	2,36	5,46	3,62	0,42	0,20	12,50	14,86	0,09	25,30	84,12
	3,42	3,42	2,14	0,20	0,20	7,76	11,18	0,12	21,79	69,41
	2,73	5,04	2,23	0,37	0,30	10,64	13,37	0,16	28,93	79,58
*CV	23,73	30,11	24,48	35,89	30,03	17,01	12,20	32,64	31,72	7,49

*CV = coeficiente de variação (%); RAS = razão de adsorção de sódio; PST = porcentagem de sódio trocável.

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos individuais identificadas e, então, levadas ao laboratório e submetidas à determinação de pH, cálcio (Ca), Magnésio (Mg), fósforo (P), potássio (K), acidez potencial ($H+A\ell^{+3}$), carbono orgânico (CO), matéria orgânica (MO), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), sódio (Na), e nitrogênio total NTK (N orgânico + amoniacal (NH_4^+ e NH_3)). Esse processo deu-se no Laboratório de Análises - SOLANÁLISE, de acordo com as metodologias de Tedesco et al.

(1995); Raij et al., (2001). Foram determinadas, na ocasião, a razão de adsorção de sódio (RAS) e a Porcentagem de sódio trocável (PST) (RICHARDS, 1954).

Também, anteriormente ao início do experimento, com as mesmas amostras de solo dos lisímetros, foi determinada a granulometria, utilizando-se o Método do densímetro (BOUYOUCOS, 1927). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico típico, com textura muito argilosa (EMBRAPA, 2006), pois apresentou mais de 60% de argila em todas as camadas amostradas, como verificado na Tabela 10 a seguir.

Tabela 10 Análise granulométrica* do solo da área experimental. NEEA, Cascavel – PR, 2008

Profundidade (cm)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
0-20	5,9	14,6	79,5
20-40	6,4	15,8	77,8
40-60	5,6	13,8	80,5

*Método do densímetro (BOUYOUCOS, 1927).

Conforme resultados obtidos na amostra inicial do solo e verificação da não formação de blocos, os tratamentos nas parcelas (lisímetros) foram distribuídos obedecendo a ordem estabelecida por Smanhotto (2008), que sorteou aleatoriamente os blocos no segundo ciclo de culturas na área. Os tratamentos foram distribuídos nas parcelas da área experimental em triplicata, conforme verificado na Figura 05, na sequência.

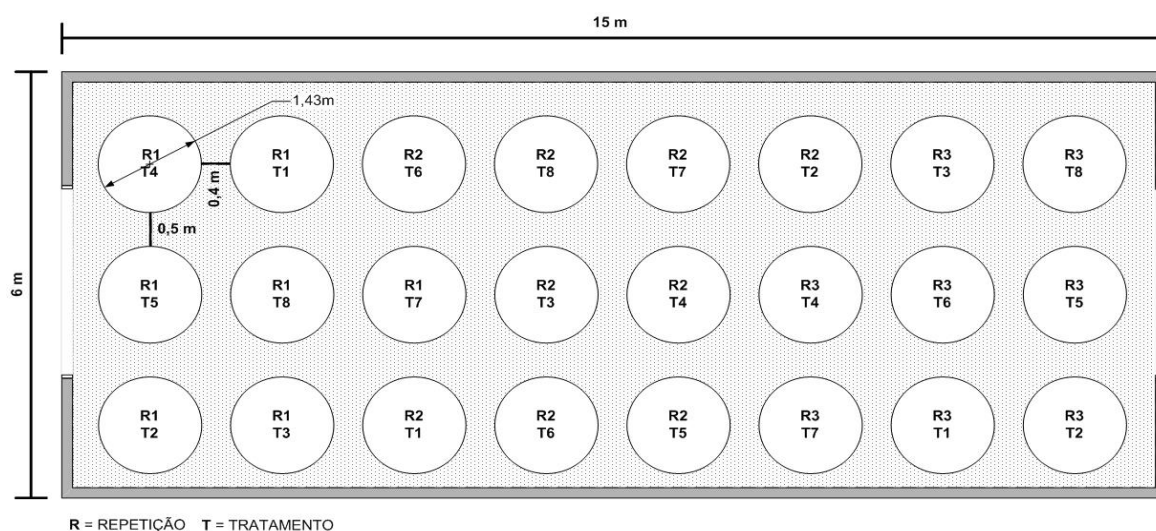


Figura 05 Localização dos tratamentos e repetições na área experimental. NEEA, Cascavel – PR, 2008.

4.4 Instalação do experimento

4.4.1 Aplicação da água residuária de suinocultura

O experimento foi conduzido durante os meses de outubro a dezembro de 2008. A ARS utilizada foi coletada no distrito de Três Bocas, município de Toledo-Paraná em uma propriedade rural que dispõe de um biossistema integrado para tratamento de dejetos e sistema de criação em unidade produtora de leitões (UPL). A ARS coletada foi tratada em biodigestor, seguido de tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, sendo na tubulação de saída desta, o ponto de coleta, como pode ser observado na Figura 06.

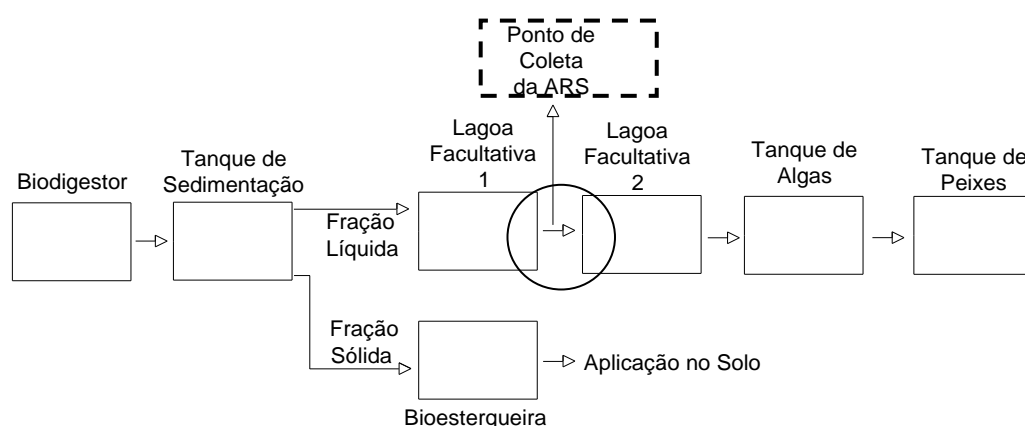


Figura 06 Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biossistema integrado. Toledo – PR, 2008.

Fonte: Dal Bosco (2007).

Antes da aplicação da ARS, foi realizada a coleta na propriedade e sua caracterização, de acordo com a metodologia de American Public Health Association (APHA, AWWA & WEF, 1998), e Silva (1977). Foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez, razão de adsorção de sódio, (RAS), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), potássio (K), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), sódio (Na), e nitrogênio nas formas nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio total NTK (N orgânico + amoniacal (NH_4^+ e NH_3)), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos sedimentáveis (SS).

A aplicação de ARS foi realizada manualmente, com o auxílio de um regador devidamente aferido, em etapa única, quatro dias antes da semeadura do minimilho, tomando-se o cuidado para que o efluente fosse distribuído uniformemente em toda a área do lisímetro. Na Tabela 11 é apresentada a caracterização da ARS.

Tabela 11 Caracterização físico-química da água residuária de suinocultura utilizada no experimento. Toledo – PR, 2008

Parâmetros	Resultado	Determinação
pH (CaCl ₂)	7,92	Potenciometria
Condutividade (µS cm ⁻¹)	2.130,00	Condutivímetro
Turbidez (NTU)	278,00	Turbidimetria
DBO (mg L ⁻¹)	550,00	Espectrofotômetro visível
DQO (mg L ⁻¹)	1.450,00	Espectrofotômetro visível
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	338,80	Micro-Kjeldahl ¹
Nitrato (mg L ⁻¹)	8,00	Espectrofotômetro visível
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,40	Espectrofotômetro visível
Fósforo total (mg L ⁻¹)	21,13	Espectrofotômetro visível
Potássio (mg L ⁻¹)	2,00	EAA ²
Sódio (mg L ⁻¹)	1,00	EAA
Cálcio (mg L ⁻¹)	2,25	EAA
Magnésio (mg L ⁻¹)	0,95	EAA
Cobre (mg L ⁻¹)	12,50	EAA
Zinco (mg L ⁻¹)	76,50	EAA
Ferro (mg L ⁻¹)	75,00	EAA
Manganês (mg L ⁻¹)	16,50	EAA
Sólidos fixos (mg L ⁻¹)	729,00	Gravimetria
Sólidos sedimentáveis (mg L ⁻¹)	6,50	Decantação Cone Imhoff
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	1.481,00	Gravimetria
Sólidos totais voláteis (mg L ⁻¹)	671,00	Gravimetria
RAS ³ (meq L ⁻¹)	0,13	Equação 01 ⁴

¹Bremner & Mulvaney (1965); ²EAA = Espectrofotômetro de absorção atômica; ³RAS = Razão de adsorção de sódio; ⁴Richards (1954).

4.4.2 Implantação da cultura

Após a aplicação da ARS, foi realizada, manualmente – em sistema de plantio direto – a semeadura do minimilho no dia 13 de outubro de 2008, em espaçamento 0,50 m entre linhas e 0,080 m entre plantas, numa profundidade de 0,04 m.

Foi utilizada a variedade de milho (*Zea mays*) BR 106, com sementes oriundas da EMBRAPA Milho e Sorgo, com características de ciclo e porte intermediário de 130 dias e 2,40 m, estatura de inserção da espiga 1,35 m, para minimilho aproximadamente 75 dias, grãos amarelo-ouro com ganhos na uniformidade e empalhamento de espigas e adaptável a todas as regiões do país.

A data da emergência foi considerada quando, aproximadamente, 75% das plântulas emergiram. Isso ocorreu aos sete dias após a semeadura. No estágio de crescimento vegetativo (ii), com três folhas totalmente expandidas (FANCELLI & DOURADO NETO, 2000), efetuou-se desbaste manual para ajustar a população aos valores desejados. Isso ocorreu aos 12 dias após a semeadura (DAS), para densidade de 10 plantas por metro linear. Todos os lisímetros apresentavam estande de aproximadamente 180.000 plantas por hectare.

Tendo em vista as necessidades culturais do minimilho, as quais são baseadas nas necessidades nutricionais do milho, procedeu-se a adubação na dose de 160 kg ha⁻¹ de nitrogênio, sob a forma de uréia e aplicação de água residuária de suinocultura, segundo Vasconcellos et al. (2001) e Coelho et al., (2006). As adubações foram realizadas em duas etapas, aplicando-se 88% da dose recomendada na semeadura e a segunda (12%) imediatamente após o desbaste, a mesma foi antecipada para o estágio de três a quatro folhas desenvolvidas (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998).

Sempre que constatada a necessidade, foram realizados os tratos culturais empregando-se os produtos e dosagens recomendados para a cultura. Na Tabela 12 são apresentadas as datas de aplicação, os produtos e dosagens, bem como a finalidade para a qual foram utilizados. Houve necessidade de capina aos 18 dias após a semeadura e devido ao cultivo ser adensado e simultaneamente acontecer observação de meso e macrofauna do solo, não foi realizada segunda capina, com o cuidado para que as plantas invasoras não competissem com a cultura.

Tabela 12 Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura para o controle da lagarta do cartucho

DAS	Controle	Classificação	Princípio ativo	Dosagem*
18	Lagarta do cartucho	Inseticida	Metomil	0,6
23	Lagarta do cartucho	Inseticida	Metomil	0,6

*As dosagens estão expressas em L ha⁻¹ o que equivale a 129 g ingrediente ativo (1L = 215 g i.a.); DAS = dias após a semeadura.

Os dados de temperatura máxima, média, mínima e precipitação observadas no local durante o ciclo da cultura, são apresentados nas Figuras 07 e 08 respectivamente.

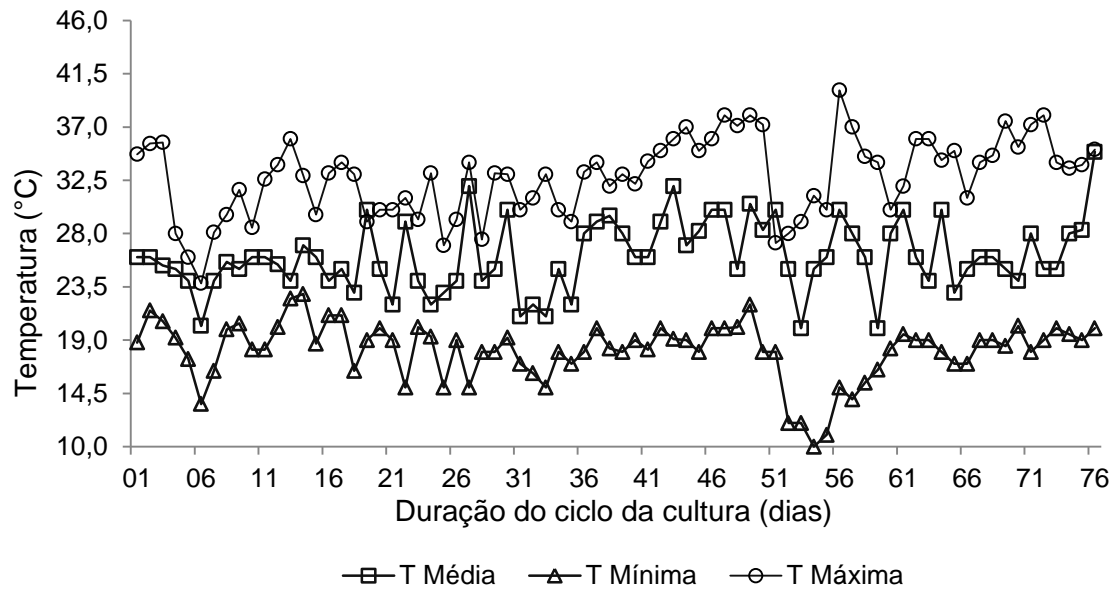


Figura 07 Temperatura máxima ($T_{m\acute{a}x.}$), média ($T_{m\acute{e}d.}$), mínima ($T_{m\acute{i}n.}$) durante o ciclo da cultura do minimilho nos meses outubro novembro e dezembro de 2008. NEEA, Cascavel – PR.

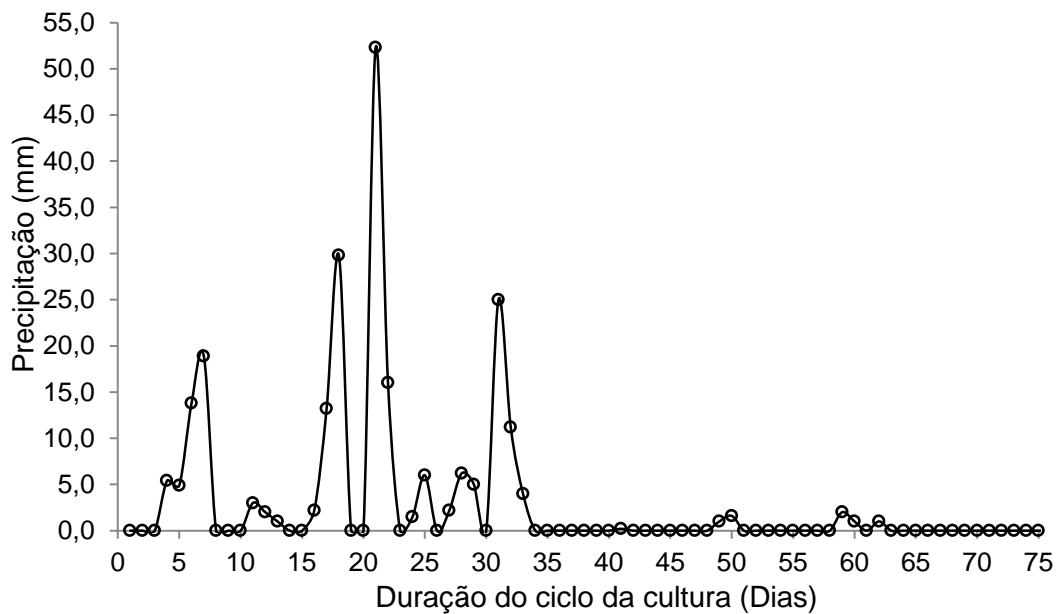


Figura 08 Precipitação em (mm) durante o ciclo da cultura do minimilho nos meses outubro novembro e dezembro de 2008. NEEA, Cascavel – PR.

4.5 Descrição dos tratamentos

Foram utilizadas quatro taxas de aplicação de ARS, as quais foram definidas com base em estudo realizado por Smanhotto (2008), a qual utilizou taxas de 0, 100, 200 e 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de águas residuárias de suinocultura no ciclo, definidas com base na concentração de nitrogênio encontrada na análise físico-química da ARS. Ao longo dos posteriores ciclos de culturas, optou-se por continuar com as taxas que vinham sendo aplicadas na área com a finalidade de formar um histórico da mesma.

Além das taxas de aplicação de ARS, avaliou-se o efeito da adubação química em dois níveis, 0 e 100% do total.

Para manutenção das mesmas doses de ARS, foram calculadas as quantidades de nitrogênio aplicado via adubação química e via ARS. Seguindo esta indicação, 140 kg ha^{-1} N (88%) foram aplicados na semeadura (adubação química e ARS) e 20 kg ha^{-1} N (12%) como adubação química de cobertura, totalizando 160 kg ha^{-1} N.

A adubação química utilizada nos tratamentos foi na forma de uréia [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], resultando na quantidade aplicada de 20 kg ha^{-1} e 0 kg ha^{-1} , ou seja, 15% dos 140 kg ha^{-1} , em dois níveis 0 e 100% da adubação química recomendada para semeadura (AD_1), e restando para serem aplicados, via adubação de cobertura (AD_2), mais 20 kg ha^{-1} N, a qual foi feita somente com uréia no estágio V4 (MAGALHÃES & DURÃES, 2006), também em dois níveis, 0 e 100% do total.

Para completar a dose de 140 kg ha^{-1} na semeadura optou-se por aplicar as quantidades de nitrogênio nas dosagens de 0, 40, 80 e 120 kg ha^{-1} , ou seja, $\text{ARS}_1 = 0$, $\text{ARS}_2 = 40$, $\text{ARS}_3 = 80$, $\text{ARS}_4 = 120 \text{ kg ha}^{-1}$.

O cálculo da lâmina aplicada foi em função da quantidade de nitrogênio encontrada na análise físico-química do efluente ($\text{N disponível no resíduo} = \text{amônia} + \text{nitrato} + \text{nitrito} = 347,20 \text{ mg L}^{-1}$). Dessa forma foi feita a divisão da ARS aplicada em cada lisímetro.

Considerando a quantidade de N aplicada via adubação química (40 kg ha^{-1}), restaram 120 kg ha^{-1} para serem aplicados via ARS, 0, 40, 80 e 120 kg ha^{-1} , respectivamente.

Devido à quantidade de nitrogênio existente na ARS (347,20 mg L^{-1}), 40 kg ha^{-1} equivalem a 115.207,37 L ha^{-1} (115.200 L ha^{-1}) de água residuária de suinocultura.

A área útil do lisímetro é de 1,6 m^2 , para essa quantidade de água residuária aplicada totalizaram, aproximadamente, 0 L ciclo^{-1} ; 18,43 L ciclo^{-1} , 36,86 L ciclo^{-1} e 55,29 L ciclo^{-1}) resultando, respectivamente, em 0; 115,20; 230,40 e 345,60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, correspondendo às lâminas em mm, de 0; 12,00; 23,00 e 34,00 aproximadamente.

Portanto, os tratamentos aplicados às parcelas neste experimento, apresentados na Tabela 13, consistiram em quatro taxas de ARS, associadas ou não com a adubação química, totalizando 24 parcelas experimentais.

Na Tabela 14 é apresentada a quantidade em kg ha^{-1} de nitrogênio total, cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio, sódio e zinco para os oito tratamentos, de acordo com as concentrações encontradas na ARS usada no experimento.

Tabela 13 Especificações de taxas de aplicação de adubação nitrogenada usadas no experimento. NEEA, Cascavel – PR, 2008

T	AD ₁ (kg ha^{-1})	AD ₂ (kg ha^{-1})	ARS (kg ha^{-1})	ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Total N (kg ha^{-1})
T1	0	0	0	0	0
T2	20	20	0	0	40
T3	0	0	40	115,20	40
T4	20	20	40	115,20	80
T5	0	0	80	230,40	80
T6	20	20	80	230,40	120
T7	0	0	120	345,60	120
T8	20	20	120	345,60	160

T = tratamentos; AD₁ e AD₂= adubação química em duas épocas (semeadura e cobertura); ARS = Água residuária de suinocultura.

Tabela 14 Quantidades totais de nitrogênio total (N_{total}), cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio, sódio e zinco de acordo com os tratamentos de água residuária de suinocultura. NEEA, Cascavel – PR, 2008

Parâmetros	Total aplicado (kg ha^{-1}) [*]							
	T1 ^{**}	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
N_{total}	0,0	0,0	40,00	40,00	80,00	80,00	120,00	120,00
Cálcio	0,0	0,0	0,26	0,26	0,52	0,52	0,78	0,78
Cobre	0,0	0,0	1,44	1,44	2,88	2,88	4,32	4,32
Ferro	0,0	0,0	8,64	8,64	17,28	17,28	25,92	25,92
Fósforo	0,0	0,0	2,43	2,43	4,87	4,87	7,30	7,30
Magnésio	0,0	0,0	0,11	0,11	0,22	0,22	0,32	0,32
Manganês,	0,0	0,0	1,90	1,90	3,80	3,80	5,70	5,70
Potássio	0,0	0,0	0,23	0,23	0,46	0,46	0,69	0,69
Sódio	0,0	0,0	0,12	0,12	0,23	0,23	0,34	0,34
Zinco	0,0	0,0	8,81	8,81	17,63	17,63	26,43	26,43

^{*}Total aplicado em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ nos tratamentos, T1 e T2 = $0 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; T3 e T4 = $115,20 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; T5 e T6 = $230,40 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; T7 e T8 = $345,60 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; ^{**}T = Tratamentos.

4.6 Determinações fisiológicas nas plantas

4.6.1 Análise de crescimento

Para inferir sobre a influência dos tratamentos nos processos fisiológicos e sobre o comportamento da cultura, foram avaliadas três plantas por parcela. As medidas realizadas semanalmente, do início do aparecimento da quarta folha desenvolvida (V4) até o final do ciclo da cultura, no caso do minimilho considerado como embonecamento (R1), (MAGALHÃES & DURÃES, 2006), totalizaram sete observações.

A análise de crescimento foi avaliada pela mensuração da estatura da planta (EP), área foliar (AF), número de folhas desenvolvidas por planta (NF P⁻¹), índice de área foliar (IAF) e taxa de crescimento absoluto (TCA).

A estatura das plantas (EP) foi obtida pela distância vertical entre a superfície do solo e a parte mais alta da planta, a qual pode ser uma ramificação ou inflexão de uma folha superior. A medida foi feita utilizando-se de régua plástica graduada em milímetros, de comprimento 1 m, sendo os resultados apresentados em metros (m) (BENINCASA, 2003).

O número de folhas desenvolvidas por planta (NF P⁻¹) foi determinado durante a fase vegetativa, considerada completamente desenvolvida a primeira folha de cima para baixo, com formação visível do colar na inserção da bainha da folha com o colmo (MAGALHÃES & DURÃES, 2006) e os resultados expressos em número de folhas planta⁻¹.

A área foliar (AF) foi obtida, pelo produto do comprimento pela largura máxima da folha, multiplicado pelo fator 0,75 (STICKLER, WEARDEN & PAULI, 1961), determinada individualmente em cada folha, medindo-se desde a emergência da folha do cartucho até o aparecimento da bainha, em m², obtendo-se a AF total da planta.

O índice de área foliar (IAF) foi determinado ao longo do ciclo de desenvolvimento das plantas, pela razão entre a área foliar fotossinteticamente ativa da planta (área foliar total desconsiderando a área das folhas senescidas) e a área superficial do solo ocupado pela planta, em m² m⁻². A senescência foi determinada juntamente com o número de folhas desenvolvidas por planta (NF P⁻¹) e área foliar (AF), em cada folha pela estimativa da parte da folha senescidas, utilizando-se uma escala de 0 a 100%, o que correspondia à folha totalmente verde e senescida, respectivamente. A taxa de crescimento absoluto (TCA), entre duas amostragens, foi determinada conforme Benincasa (2003), por meio da Equação 04.

$$TCA = \frac{A_2 - A_1}{t_2 - t_1} \quad (04)$$

em que:

TCA= Taxa de crescimento absoluto ($m \text{ dia}^{-1}$);

A_2 e A_1 = Estatura entre duas amostragens sucessivas (m);

t_2 e t_1 = Tempo entre duas amostragens sucessivas (dias).

4.6.2 Componentes da produção

Quando os estilos-estigma apresentavam de 1 a 2 cm, ou seja, quando a planta atingiu o estágio R1 (MAGALHÃES & DURÃES, 2006), (embonecamento e polinização) foi realizada a colheita das espiguetas. Uma colheita foi realizada em 29 de dezembro de 2008 (77 DAS) e a outra em 12 de janeiro de 2009 (90 DAS), quando foram colhidas todas as espigas em três plantas por parcela. As espigas foram imediatamente acondicionadas em sacos de papel, identificadas e levadas ao Laboratório de Avaliação de Sementes e Plantas (LASP) da UNIOESTE, obtendo-se, nesta ocasião, os seguintes dados:

- 1) Número de espigas por planta ($NE P^{-1}$), espigas planta⁻¹, com contagem individual;
- 2) Estatura de inserção da primeira espiga (EI), em m, medida a partir do solo com auxílio de régua;
- 3) Comprimento de espigas com palha (CECP), em m;
- 4) Comprimento de espigas sem palha (CESP), em m.

As medidas 3 e 4 foram feitas com auxílio de régua, medindo-se toda a extensão da espiga;

- 5) Diâmetro de espigas com palha (DECP), em m,
- 6) Diâmetro de espigas sem palha (DESP), em m;

As medidas 5 e 6 foram executadas com auxílio de paquímetro digital;

- 7) Massa de espigas com palha (MECP), em g;
- 8) Massa de espigas sem palha (MESP), em g;

Para as medidas 7 e 8 utilizou-se balança de precisão 0,01g;

4.7 Diagnose foliar

Quando do aparecimento da inflorescência feminina, estágio R1 (MAGALHÃES & DURÃES, 2006), fez-se a avaliação por meio da análise do tecido vegetal para diagnosticar problemas nutricionais não identificados visualmente, identificar áreas que apresentaram suprimento não adequado e avaliar se determinado nutriente aplicado foi absorvido pela planta e, ainda, as interações entre nutrientes. Para isso, retirou-se, para fins de análise foliar na cultura do minimilho, a folha localizada oposta e abaixo da primeira espiga, de três plantas por parcela, considerando-se o terço médio, excluindo-se a nervura central conforme

Malavolta, Vitti & Oliveira (1997). Na Figura 09 é mostrado como foi o procedimento de coleta.

Após a coleta, o material foi devidamente acondicionado, identificado e levado ao LASP, onde as folhas foram lavadas e a seguir colocadas em sacos de papel e posteriormente, em estufa com circulação forçada de ar a 65°C, por aproximadamente 48 h ou até massa constante (CARMO et al., 2000).

Quando as folhas atingiram massa constante as mesmas foram moídas, utilizando o Micro Moinho Tipo Willye TE 648, da Tecnal, com facas e peneiras 0,5 e 1 mm de diâmetro, (20-40 mesh), visando assegurar a homogeneidade da amostra para, em seguida, serem determinados os teores de N, P, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn, Fe e K (TEDESCO et al., 1995) no Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM).



Figura 09 Representação da coleta das folhas para análise foliar. NEEA, Cascavel – PR, 2008.

4.8 Coleta e análise do percolado

Sempre que ocorria precipitação, amostras do lixiviado percoladas através dos lisímetros eram coletadas (Figura 10a), quantificadas e acondicionadas em frascos plásticos de 1 L de capacidade (Figura 10b), devidamente lavados e identificados e mantidos à temperatura de 4°C, conforme CETESB (1987). Para compor uma amostra representativa e em seguida ser analisada, eram retirados 0,5 L de líquido a cada 8 L de volume percolado, constituindo uma amostra composta para determinação do pH (método potenciométrico) e condutividade elétrica (CE), (método do condutivímetro), conforme APHA (1998).



Figura 10 (a) Demonstração das coletas.

Figura 10 (b) Frasco com amostra.

Como o experimento estava em ambiente desprotegido, durante o ciclo da cultura houve necessidade de irrigação, tendo em vista um período de 45 dias de estiagem.

As lâminas de irrigação foram estabelecidas conforme Longo, Sampaio & Suszek (2006), os quais estimaram valores de precipitação média em torno de 360 mm para os meses de novembro e dezembro. Como a primeira quinzena de novembro foi chuvosa, optou-se por fazer a primeira irrigação no dia 01 de dezembro, na qual foram aplicados 50 mm; a segunda, no dia 12 de dezembro, com 50 mm e, finalmente, a terceira irrigação no dia 22 de dezembro, com 100 mm. Durante este período ocorreram pequenas precipitações, porém não ultrapassaram 5 mm no total.

Em três momentos distintos do experimento, ou seja, logo após a semeadura, depois aos 33 DAS – aproximadamente metade do ciclo da cultura – e aos 70 DAS – final do ciclo da cultura – coletou-se amostras do percolado para determinação de pH, condutividade elétrica (CE) e teores de nitrogênio (nitrato e NTK), fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, zinco, cobre e ferro, conforme APHA, AWWA & WEF (1998) e TEDESCO et al., (1995).

A seguir, as amostras foram levadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, para serem analisadas. As amostras para avaliação de nitrato e NTK foram encaminhadas para o Laboratório de Análises – SOLANÁLISE. Também na ocasião foram determinados os valores para a razão de adsorção de sódio (RAS).

No final do ciclo da cultura, sete coletas de percolado foram totalizadas, conforme a Tabela 15, com as respectivas datas das coletas do percolado, lâminas de irrigação aplicadas e os parâmetros analisados em cada coleta.

Tabela 15 Relação das coletas do percolado e das lâminas de irrigação. NEEA, Cascavel – PR, 2008

Data da Coleta	Parâmetro
13/10	pH, CE, RAS, N ($\text{NO}_3^- + \text{NTK}$), P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu e Fe
20/10	pH e CE
03/11	pH e Ce
10/11	pH e CE
15/11	pH, CE, RAS, N ($\text{NO}_3^- + \text{NTK}$), P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu e Fe
01/12	Irrigação (50 mm)*
12/12	Irrigação (50 mm)
13/12	pH e CE
22/12	Irrigação (100 mm)
22/12	pH, CE, RAS, N ($\text{NO}_3^- + \text{NTK}$), P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu e Fe

*Lâminas de irrigação, conforme Longo, Sampaio & Suszek (2006).

4.9 Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), em função das condições do solo dos lisímetros serem semelhantes, variando apenas os tratamentos considerados, incluindo o esquema fatorial 4 x 2 (4 doses de ARS e 2 doses de AD) com três repetições, (Storck, Estefanel & Garcia, 1995), totalizando 24 parcelas experimentais, implantadas em lisímetros, constituídas pelas doses de ARS (0, 115,20, 230,40 e 345,60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ou 0, 40, 80 e 120 kg ha^{-1} de N) e níveis de AD (0 e 40 kg ha^{-1}).

No caso dos dados referentes aos atributos químicos do solo, foram analisados, para cada período de coleta – antes da semeadura, metade e final do ciclo – 0, 40 e 70 DAS, respectivamente, na profundidade de 0 a 60 cm, e períodos de coleta para as análises do percolado (0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 DAS), em função dos tratamentos adotados.

Os dados de crescimento, produtividade, macro e micronutrientes da análise foliar foram submetidos à análise de variância para verificação de significância e os dados de crescimento submetidos à análise de regressão.

Com o intuito de avaliar a variabilidade dos dados, realizou-se, inicialmente, a verificação da normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias. Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal dos erros, foram feitas as transformações de acordo com Banzatto & Kronka (1989). Posteriormente, realizou-se a análise de variância (ANOVA) para cada atributo monitorado no solo, no material percolado, no material vegetal e, para os dados de crescimento e produtividade. Para as interações significativas foi utilizado o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para verificação da normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, utilizou-se o software Minitab® 14, e para análise de variância foi usado o software Sisvar® (FERREIRA, 2000).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise da acidez ativa (pH) e acidez potencial no solo ($H^+ + Al^{+3}$)

5.1.1 pH e acidez potencial

Na Tabela 16 é apresentado o resumo da análise de variância, dos valores médios de pH e da acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) ($cmol_c\ dm^{-3}$) do extrato aquoso do solo sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios do pH e da acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) do solo em relação aos períodos observados.

Tabela 16 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura, adubação sobre o pH ($CaCl_2$) e a acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) ($cmol_c\ dm^{-3}$) do extrato aquoso do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Parâmetro	Causas de variação	GL	Valores de F		
			0 DAS	40 DAS	70 DAS
pH	ARS	3	0,55 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,93 ^{ns}
	AD	1	0,23 ^{ns}	0,05 ^{ns}	7,51*
	Interação	3	0,44 ^{ns}	0,20 ^{ns}	1,67 ^{ns}
	CV (%)		7,36	6,66	4,18
	DP		0,42	0,38	0,30
	Média Geral			6,36	6,50
$H^+ + Al^{+3}$	ARS	3	0,84 ^{ns}	0,69 ^{ns}	2,26 ^{ns}
	AD	1	0,26 ^{ns}	0,01 ^{ns}	8,70*
	Interação	3	0,27 ^{ns}	1,16 ^{ns}	2,11 ^{ns}
	CV (%)		25,70	27,72	15,06
	DP		0,70	0,72	0,62
	Média Geral			2,96	2,69

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 16, que para a variação ARS e para a interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%. Para a variação AD, os valores de F não foram significativos, com exceção apenas para o período de 70 DAS. Pelo resultado observado, verifica-se que o pH do extrato aquoso do solo não variou em função do aumento das doses de ARS, apenas houve alteração significativa no

pH em resposta à adubação (AD), o que pode ter ocorrido pois os ânions dos ácidos adicionados são removidos por lixiviação do nitrato ou remoção de ânions orgânicos acumulados no sistema (HELYAR, 2003). Apesar de não significativos nos períodos 0 e 40 DAS, verifica-se acréscimo nos valores médios de 6,36 para 6,50, porém isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Ou ainda, essa diminuição nos valores de pH pode estar associada ao aumento na V% (responsável pela acidez) que substituem as bases K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , ou a produção de ácidos orgânicos provenientes da decomposição da MO (MORAES, 1991).

O coeficiente de variação (CV) para pH do extrato aquoso do solo foi considerado baixo (CV 7,36; 6,66 e 4,18%), indicando alta homogeneidade, pois os valores são respectivamente menores que 10% para os períodos amostrados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Souza et al. (2010) acrescentaram que o pH do solo geralmente indica baixo CV, uma vez que apresenta escala logarítmica, dessa maneira, grandes variações nas concentrações hidrogeniônicas na solução do solo resultam em pequenas variações no valor do pH.

Também, na Tabela 16, verifica-se que a acidez potencial do solo não variou em função do aumento das doses de ARS, apenas houve alteração significativa na acidez potencial do solo em resposta a adubação (AD). Apesar de não significativos nos períodos 0 e 40 DAS, observa-se decréscimo nos valores médios de 2,96 para 2,69 $cmol_c dm^{-3}$, porém isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para a acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) foi considerado alto para 0 e 40 DAS (CV 25,70 e 27,72%), indicando baixa homogeneidade, pois os valores são respectivamente maiores que 20 e menores que 30%, enquanto para o período 70 DAS (CV 15,06%) foi considerado médio (CV $>10<20$), o que indica homogeneidade média dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 17 são apresentados os valores médios para pH do extrato aquoso do solo, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) no período amostrado, 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 17, os valores de pH do extrato aquoso do solo aos 70 DAS foram maiores (6,37) sem adubação química ($0 kg ha^{-1}$), o qual diferiu em 5% de significância da maior dose ($40 kg ha^{-1}$). Isso pode ser justificado porque a fonte de adubação química foi a uréia ($[CO(NH_2)_2]$), um pequeno aumento na dosagem pode ter provocado esse efeito de diminuição no pH.

Os valores de pH, apesar de não significativos para ARS nos períodos amostrados, apresentaram-se como ideal para o solo, que varia entre 5,6 a 6,0 considerados como de baixa acidez e $\geq 6,1$ como acidez moderada (RAIJ, 1991; EMBRAPA, 1999).

Tabela 17 Resultado do teste de comparação de médias do pH do extrato aquoso do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem aos 70 DAS. Cascavel – PR, 2008

70 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	6,26	6,33	6,46	6,43	6,37B
40	6,36	5,83	6,00	6,13	6,08A
Médias (pH)	6,31	6,08	6,23	6,28	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Com relação aos valores médios de pH no extrato aquoso do solo, observou-se os valores 6,36, 6,50 e 6,22 (Tabela 16), considerados abaixo da neutralidade (pH 7,0). Esse fato pode ter facilitado a absorção de fósforo e magnésio pelas plantas.

Vieira José et al. (2009) avaliaram a aplicação de efluente de abatedouro bovino na cultura do milho, verificando que mesmo as maiores doses não promoveram o aumento do pH (900 m³ ha⁻¹ e 1.350 m³ ha⁻¹).

Não se observou, nestes dados, influência direta da água residuária de suinocultura no pH dos solos. Isto também foi observado por Ceretta et al. (2003), Scherer, Baldissera & Nesi (2007), Duarte et al. (2008), Scherer & Nesi (2009), que avaliaram as propriedades químicas do solo sob aplicação de água residuária tratada, esterco de suínos, esterco de aves e suínos e esterco líquido de suínos respectivamente, e estas não foram significativamente afetadas.

Guarçoni & Mendonça (2003) avaliaram o efeito da adição de composto orgânico na capacidade tampão de pH do solo, verificando incremento no valor de pH. Caires et al. (2004), também observaram o mesmo efeito em resposta a aplicação de gesso e calagem em solo cultivado com milho. Dal Bosco et al. (2008) e Smanhotto (2008) notaram incremento no valor de pH, quando avaliaram a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja e água residuária de suinocultura em solo com soja em lisímetros.

Ceolato (2007), em aplicações de lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um argissolo, verificou aumento no valor do pH e, segundo o autor, esse aumento foi devido à calagem aplicada no lodo.

L'Herroux et al. (1997) verificaram incremento no valor de pH de 5,9 para 7,0 após quatro anos de aplicações de dejetos líquidos de suínos, justificando esse aumento devido as altas concentrações de íons Ca⁺², Mg⁺² e CO₃⁻² presentes nos dejetos.

Matias (2006) observou valores médios de pH entre 5,1 e 5,5 nos solos que receberam aplicações de dejetos e para aqueles que não receberam aplicações variou de 4,9 a 5,0.

Kiehl, Mello & Arzollas (1981) observaram reduções nos valores de pH, principalmente a partir do sétimo dia de aplicação de dejetos suínos, pela transformação do N-NH^4 a N-NO_3^- , com conseqüente liberação de H^+ para o meio.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva durante 4 meses de esterco líquido de suínos, nas características químicas do solo, que teve aumento nas soma de bases, CTC e alumínio trocável e decréscimo do pH e da saturação por bases, semelhante a este trabalho, em que também houve decréscimo nos valores médios de pH (Tabela 16).

Na Tabela 18, também são apresentados os valores médios para acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) do solo, nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) no período amostrado 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 18 Resultado do teste de comparação de médias para acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem aos 70 DAS. Cascavel – PR, 2008

70 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	3,15	3,04	2,82	2,67	2,92A
40	2,96	4,17	3,70	3,18	3,50B
Médias ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$)	3,06	3,61	3,26	2,92	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme Tabela 18, os valores para acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) do solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) aos 70 DAS foram menores sem adubação química (0 kg ha⁻¹), o qual diferiu em 5% de significância da maior dose (40 kg ha⁻¹).

Os valores de acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$), apesar de não significativos para ARS nos períodos amostrados, apresentaram-se como médios para o solo, pois as médias variaram de 2,96 a 3,21 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela 16), e são considerados como médios valores de acidez potencial de 2,51 a 5,0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (RAIJ, 1991; EMBRAPA, 1999).

A acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) teve comportamento inverso ao pH nas profundidades amostradas, observando-se acréscimo na acidez potencial com o aumento nas doses de

AD. Resultados obtidos por Iyamuremye, Dick & Baham (1996) e Silva et al. (2008) observaram decréscimo da acidez potencial, trabalhando com esterco animal combinado com adubação mineral e atribuíram o fato à adubação mineral. Porém neste trabalho a adubação mineral provocou acréscimos na acidez potencial.

Herpin et al. (2009) estudaram efeitos químicos da aplicação de águas residuárias de tratamento secundário urbano verificando decréscimos significativos na acidez potencial nos períodos estudados, sendo este um estudo piloto no Brasil em plantações de café durante três anos e sete meses.

Sobre a acidez trocável (Al^{+3}), os valores encontrados foram zero para todas as amostras analisadas, isso deve-se ao valor de pH ($CaCl_2$) ser maior que 5,5, quando o Al^{+3} encontra-se precipitado na forma de hidróxido de alumínio [$Al(OH)_3$], pois o Al^{+3} é a consequência e não a causa da acidez (RAIJ, 1991).

5.2 Análise da matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V%) no solo

5.2.1 Matéria orgânica (MO) e capacidade de troca de cátions (CTC)

Na Tabela 19 é apresentado o resumo da análise de variância, dos valores médios para matéria orgânica (MO) ($g\ dm^{-3}$) e capacidade de troca de cátions (CTC) ($cmol_c\ dm^{-3}$) do solo sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios da matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC) em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 19 que, para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados, para MO e CTC, porém isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para a MO do solo ao 0 DAS foi considerado médio (CV 13,47%), indicando média homogênea, para os períodos 40 e 70 DAS o CV foi classificado como alto e indicou baixa homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Já o coeficiente de variação (CV) para a CTC do solo no período de 40 DAS foi considerado baixo (CV 9,07%), indicando alta homogeneidade dos dados, porém para os períodos de 0 e 70 DAS, o CV (13,58 e 11,27%) foi considerado médio, e apresentaram média homogênea dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Para Helyar (2003), a CTC varia quase linearmente para um dado solo com a mudança de pH, de acordo com a densidade ou a concentração dos sítios de carga dependentes do pH no solo.

Tabela 19 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura, adubação sobre a MO (g dm^{-3}) e (CTC), ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Parâmetro	Causas de variação	GL	Valores de F		
			0 DAS	40 DAS	70 DAS
MO	ARS	3	0,58 ^{ns}	0,28 ^{ns}	0,11 ^{ns}
	AD	1	0,006 ^{ns}	0,47 ^{ns}	0,56 ^{ns}
	Interação	3	0,76 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,20 ^{ns}
	CV (%)		13,47	20,43	22,71
	DP		2,81	3,73	4,04
	Média Geral		22,41	20,85	20,38
CTC	ARS	3	0,92 ^{ns}	0,39 ^{ns}	1,25 ^{ns}
	AD	1	0,40 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,67 ^{ns}
	Interação	3	0,15 ^{ns}	0,97 ^{ns}	0,09 ^{ns}
	CV (%)		13,58	9,07	11,27
	DP		1,27	1,09	1,20
	Média Geral		10,19	12,85	11,25

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Na Tabela 20 são apresentados os valores médios para a matéria orgânica (MO) do solo, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Pela Tabela 20, mesmo não havendo diferenças significativas sob tratamento de água residuária de suinocultura combinada com adubação química, verifica-se que os maiores valores foram observados nos tratamentos 8 e 7 (Tratamento 8 - 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD). De modo geral, verifica-se que os valores médios para MO diminuíram para o período 70 DAS (Tabela 19).

Os valores de MO, apesar de não significativos nos períodos amostrados, apresentaram-se como médios para o solo, pois variaram entre $19,95$ a $24,32 \text{ g dm}^{-3}$ sendo considerados como médios valores para matéria orgânica entre 15 a 25 g dm^{-3} (RAIJ, 1991; EMBRAPA, 1999).

Tabela 20 Valores médios para matéria orgânica (MO) do solo (g dm^{-3}) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR, 2008

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70DAS
0	0	19,95	21,76	21,39
0	40	22,15	21,76	20,12
40 (115,20)*	0	23,11	20,94	22,06
40	40	21,98	20,49	20,12
80 (230,40)*	0	22,46	20,94	19,45
80	40	23,60	18,26	20,27
120 (345,60)*	0	24,32	22,13	21,46
120	40	21,74	20,49	18,18

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989); *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Ceretta et al. (2003) constataram incremento nos teores de MO nas camadas superficiais do solo, com utilização intensiva de esterco de suínos por quatro anos, porém Assmann et al. (2007), em aplicação de esterco líquido de suínos para avaliação dos atributos químicos do solo, não verificaram alteração para MO.

Dal Bosco et al. (2008), em aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja, verificaram alterações na matéria orgânica quando avaliada por profundidade, mas não obtiveram diferenças significativas no final do ciclo. Prior (2008), em aplicação de água residuária de suinocultura no solo cultivado com milho, verificou aumento ao longo do experimento, obtendo maior média aos 95 dias após a semeadura, porém não diferiu dos períodos 70 e 200 dias após a semeadura. Enquanto Smanhotto (2008) observou diferenças significativas em relação ao teor de matéria orgânica nos períodos avaliados de 58 a 118 dias após a semeadura de soja.

Quando comparado com experimentos anteriores, nesta área, correspondendo ao sexto ciclo de aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura, verifica-se que em relação a Prior (2008) e Smanhotto (2008), obteve-se valores muito semelhantes a Prior (2008) e pouco menores em relação a Smanhotto (2008). Prior (2008) obteve médias que variaram entre 20,56 a 23,93 g dm^{-3} para início e final do ciclo, enquanto Smanhotto (2008) obteve médias entre 25,50 a 31,50 g dm^{-3} , e nesta pesquisa obteve-se médias entre 19,95 a 24,32 g dm^{-3} .

Provavelmente, a maior concentração de N e C tenha favorecido a rápida mineralização e conseqüente diminuição dos teores de matéria orgânica do solo submetido aos tratamentos (Feigin et al., 1991). Fato este que pode ser justificado, por Andrade, Oliveira & Cerri (2005), Guedes et al. (2006) e Aita, Giacomini & Hübner (2007), os quais

verificaram que a diminuição no teores de matéria orgânica e carbono orgânico, ocorreu em virtude do efeito ativador do carbono, diminuindo o carbono no solo após a entrada de material orgânico. Para Aita et al. (2007), em solos pobres, a adição de N, através dos dejetos ou fertilizantes, favorece a mineralização do C.

Na Tabela 21 são apresentados os valores médios para a CTC, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 21 Valores médios para CTC ($\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR, 2008

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70DAS
0	0	10,01	12,62	12,16
0	40	10,89	13,62	12,06
40 (115,20)*	0	9,21	13,18	11,29
40	40	9,54	12,65	10,53
80 (230,40)*	0	10,49	13,00	11,07
80	40	10,28	11,84	10,84
120 (345,60)*	0	10,31	12,82	11,31
120	40	10,73	13,08	10,69

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m^3ha^{-1} .

Pela Tabela 21, mesmo não se observando diferenças significativas sob tratamento de água residuária de suinocultura combinada com adubação química, verifica-se que aos 40 DAS houve aumento da CTC em relação ao período inicial, porém, com diminuição dos mesmos para o período de 70 DAS. Também observa-se, nessa tabela, que houve incremento nos valores da CTC em relação ao início do experimento.

Os valores de CTC ($\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$), apesar de não significativos nos períodos amostrados, apresentaram-se como médios para o solo, pois variaram entre 9,21 a 13,62 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$ e são considerados como médios valores de CTC entre 8,61 a 15 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$ (RAIJ, 1991; EMBRAPA, 1999).

Para Bayer & Bertol (1999), a CTC é fortemente alterada pelo pH, e será tanto maior quanto maior for a presença de minerais argila com dominância de cargas dependentes de pH ou MO, sendo que existe relação significativa entre a CTC do solo e frações de matéria orgânica.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de água residuária de suinocultura nas características químicas do solo com espécies forrageiras e verificaram que a CTC diminuiu no final do ciclo em relação aos 40 DAS, o que também ocorreu neste trabalho e pode ser justificado em razão da extração de nutrientes do solo pelas plantas. Porém, Brito, Vendrame & Brito (2005) avaliaram as alterações nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférico, com aplicação de diferentes resíduos orgânicos, destacando que o esterco de ovinos promoveu maiores aumentos na matéria orgânica e CTC do solo.

Testa, Teixeira & Mielniczuk (1992) atribuíram o aumento da CTC no solo devido à elevação do teor de MO, permitindo maior retenção de cátions liberados pela biomassa das culturas e redução da lixiviação.

Scherer, Baldissera & Nesi (2007) avaliaram o efeito do esterco de suínos sobre as características químicas de um latossolo sob sistema plantio direto, em dois experimentos com doses de 0, 40, 115 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, verificando que os atributos CTC, pH e matéria orgânica não foram significativamente afetados pelas doses de esterco.

5.2.2 Saturação por bases (V%)

Na Tabela 22 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de saturação por bases (V%) do solo sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios de saturação por bases (V%) em relação aos períodos observados.

Tabela 22 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a saturação por bases (V%) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,86 ^{ns}	0,62 ^{ns}	1,78 ^{ns}
AD	1	0,03 ^{ns}	0,005 ^{ns}	5,58*
Interação	3	0,37 ^{ns}	1,32 ^{ns}	1,88 ^{ns}
CV (%)		5,41	5,41	4,28
DP		7,15	7,85	7,29
Média Geral		70,53	78,57	70,72

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 22 que para a variação ARS e a interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%. Para a variação AD os valores de F não foram significativos, com exceção apenas ao período de 70 DAS. Pelo resultado observado, verifica-se que a saturação por bases do solo não variou em função do aumento nas doses de ARS, havendo apenas alteração significativa na saturação por bases do solo em resposta a adubação (AD). Nos períodos 0 e 40 DAS houve, também acréscimo nos valores médios, porém, isso não indica a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS X AD.

O coeficiente de variação (CV) para saturação por bases foi considerado baixo para 0, 40 e 70 DAS (CV 5,41, 5,41 e 4,28%), indicando alta homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 23 são apresentados os valores médios para saturação por bases (V%) do solo, nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), no período amostrado de 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 23 Resultado do teste de comparação de médias para saturação por bases do solo (%) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem no período 70 DAS. Cascavel – PR, 2008

70 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	71,34	72,67	74,44	76,06	73,63B
40	74,59	60,00	65,74	70,89	67,80A
Médias (V%)	72,97	66,33	70,09	73,47	

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme apresentado na Tabela 23, os valores para saturação por bases (V%) do solo aos 70 DAS foram maiores sem adubação química (0 kg ha⁻¹). Verificando as médias gerais, a saturação por bases foi sensível à aplicação de ARS e AD, pois observou-se pequeno aumento nas médias em relação ao período inicial (0 DAS), mas não foram significativas a 5% de probabilidade, e aos 40 DAS os valores foram maiores que para o período de 70 DAS, o qual não diferiu em 5% de significância, porém, não houve incremento nos valores de saturação por bases no solo.

Os valores de V (%), apesar de não significativos para ARS nos períodos amostrados, apresentaram-se como médios e altos para o solo, pois variaram entre 70,72 a 78,57% e são considerados como médios valores de saturação por bases entre 51 a 70% e como altos valores entre 71 a 90%, independente da cultura (RAIJ, 1991; EMBRAPA, 1999).

A saturação por bases (V%) é a proporção da CTC ocupada por bases trocáveis (K, Ca, Mg e Na). Baixa porcentagem de saturação do solo por bases significa predominância de H⁺ e Al³⁺ no complexo de troca (DORTZBACH, 2009).

Queiroz et al. (2004) avaliaram a aplicação intensiva de esterco líquido de suínos, pelo método de escoamento superficial, nas características químicas do solo Podzólico Vermelho-Amarelo cultivado com forrageiras, verificando aumento na acidez, soma das bases, CTC e redução na saturação por bases.

Gonçalves & Maciel (2008) observaram aumento na saturação por bases em função do aumento nas dosagens de biossólido, passando de média para alta na classificação, em trabalho para avaliar os efeitos da aplicação do biossólido de suínos nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico.

5.3 Análise para nitrogênio no solo (nitrogênio total e nitrato)

5.3.1 Nitrogênio total – NTK

Na Tabela 24 é apresentado o resumo da análise de variância, dos valores médios para o teor de nitrogênio total (NTK) do solo (g dm⁻³) sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de nitrogênio total em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 24 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%. Pelo resultado observado, verifica-se que os teores de nitrogênio total no solo não variaram em função do aumento nas doses de ARS e AD e que, apesar de não significativos, verifica-se pequeno decréscimo nos valores médios para os períodos observados, porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de nitrogênio total foi considerado alto, para os períodos 40 e 70 DAS (CV 20,35, 22,67%), indicando baixa homogeneidade, enquanto para o período 0 DAS (CV 13,37%) foi considerado médio, o que indica que os dados possuem média homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 24 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrogênio total (g dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,55 ^{ns}	0,27 ^{ns}	0,12 ^{ns}
AD	1	0,005 ^{ns}	0,48 ^{ns}	0,53 ^{ns}
Interação	3	0,79 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,20 ^{ns}
CV (%)		13,37	20,35	22,67
DP		0,14	0,18	0,20
Média Geral		1,12	1,03	1,02

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Na Tabela 25 são apresentados os valores médios para os teores de nitrogênio total no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 25 Valores médios para o nitrogênio total (g dm^{-3}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	1,00	1,08	1,07
0	40	1,11	1,08	1,01
40 (115,20)*	0	1,15	1,04	1,10
40	40	1,10	1,02	1,00
80 (230,40)*	0	1,12	1,05	0,97
80	40	1,18	0,91	1,01
120 (345,60)*	0	1,21	1,10	1,07
120	40	1,08	1,02	0,91

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme apresentado na Tabela 25, os teores de nitrogênio total (NTK) no solo não diferiram entre si a 5% de significância para os períodos observados, porém, verifica-se diminuição dos valores em relação aos 70 DAS. Esses valores podem ser justificados, pois na água residuária de suinocultura o N nitrogênio apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal (NH_4^+ e NH_3), aproximadamente de 40 a 70% do N total (Scherer, Aita & Baldissera, 1996). Dessa maneira, o N está suscetível a várias

transformações, resultando em perdas, principalmente por volatilização da amônia, lixiviação de nitrato, desnitrificação e escoamento superficial (Aita, Giacomini & Hübner, 2007) após sua aplicação via dejetos no solo.

Também no período de avaliação (40 DAS) o milho passou recentemente pelos estádios de desenvolvimento V6 e V8, conhecida como estágio do cartucho, em que o ponto de crescimento e o pendão já são visíveis e o colmo apresenta alongação acelerada, com sistema radicular em pleno funcionamento e crescimento. É nessa fase, pois, que se inicia a época de maior demanda de nitrogênio pela planta (MAGALHÃES & DURÃES, 2006).

Ainda que possam ter ocorrido perdas de nitrato por lixiviação, a baixa quantidade de N aos 40 e 70 DAS estaria aparentemente associada à menor mineralização dos resíduos da cultura anterior e também à imobilização microbiana do fertilizante aplicado em cobertura.

Almeida (2000), não encontrou diferenças significativas em avaliação do N mineral do solo após aplicação de dejetos suínos sobre e com ausência de palha de aveia. A autora indicou baixa intensidade do processo de imobilização de N em plantio direto, pois segundo o mesmo autor, os resíduos culturais na superfície do solo limitaram o contato entre os micro-organismos do solo e a fonte de C, diminuindo a demanda potencial em N pela população microbiana.

Vargas, Selbach e Sá (2005) avaliaram a quantidade de N imobilizado em solo cultivado com milho, em sucessão à aveia em sistema convencional e direto, verificando maior imobilização de N no sistema plantio direto, levando a menor quantidade de N mineral no solo e resultando em menor acúmulo de N na parte aérea do milho. Isso também foi verificado neste trabalho, pois os teores de N nas folhas do minimilho ficaram abaixo dos níveis considerados ideais para a cultura no período de amostragem. Tal fato, principalmente, pode ter favorecido a mineralização do N orgânico não em sincronia com a absorção pela cultura. Corroborando com esses resultados, Silva et al. (2006), avaliaram o uso de N residual pelo milho, observando que a maior parte do N residual das plantas de cobertura não foi aproveitada pelo milho no cultivo subsequente.

Silva et al. (2001) avaliaram características químicas de um Latossolo adubado com uréia, verificando que a aplicação de N resultou em significativo aumento no teor de N total nas camadas de 20 a 40 cm, com teores médios entre 1,38 a 1,18 g kg⁻¹, pouco acima dos registrados neste trabalho e menores que os teores encontrados por Gianello et al. (2000), em que os valores variaram entre 1,40 a 1,36 g kg⁻¹.

Barros et al. (2005) trabalharam em um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, textura argilosa, e obtiveram em solo, sem cobertura vegetal, aumentos significativos nos teores de nitrogênio total do solo após aplicação de 400 kg ha⁻¹ de N na forma de dejetos suínos, diferentemente deste trabalho, o qual aponta que houve decréscimo nos teores de N

total quando comparados com Prior (2008), que verificou valores acima dos encontrados, por trabalhar com resíduos suínos não tratados.

Miyazawa, Barbosa & Parra (2009) verificaram que a concentração de nitrogênio amoniacal no solo variou de 5,6 a 11,2 mg kg⁻¹, e não apresentou relação com as doses de dejetos de suínos aplicadas até a profundidade de 60 cm. Os mesmos autores sugeriram que a pequena quantidade de NH₄⁺ que persiste no solo é a característica intrínseca do mesmo e de micro-organismos presentes. Em condição aeróbica, o N adicionado nas formas orgânicas e/ou amoniacal é rapidamente oxidadas para nitrato. Portanto, os pesquisadores consideraram o monitoramento da concentração de N-NH₄⁺ no perfil do solo como não sendo um indicador adequado para avaliar a lixiviação de N.

5.3.2 Nitrato (NO₃⁻)

Na Tabela 26 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de nitrato (NO₃⁻) do solo (mg kg⁻¹) sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de nitrato em relação aos períodos observados.

Tabela 26 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrato (mg kg⁻¹) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,55 ^{ns}	0,82 ^{ns}	0,64 ^{ns}
AD	1	1,02 ^{ns}	2,23 ^{ns}	1,45 ^{ns}
Interação	3	0,24 ^{ns}	0,64 ^{ns}	0,34 ^{ns}
CV (%)		8,46	14,33	25,16
DP		0,78	1,45	2,49
Média Geral		10,05	10,25	10,53

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 26 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%. Pelo resultado observado, verifica-se que os teores de nitrato no solo não variaram em função do aumento nas doses de ARS e AD e que, apesar de não significativos, verifica-se pequeno acréscimo

nos valores médios, porém isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de nitrato foi considerado baixo para o período de 0 DAS (CV 8,46%); médio para o período de 40 DAS (CV 14,33) e alto para o período de 70 DAS, indicando alta, média e baixa homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000). Coeficientes de variação altos para os teores de nitrato podem ser explicados pela rapidez com que ocorre a passagem do nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) do dejetos para a forma nítrica (NO_3^-) e conseqüente aumento na disponibilidade de N na forma nítrica no solo, nem sempre de forma sincronizada pela necessidade da cultura.

Na Tabela 27 são apresentados os valores médios para os teores de nitrato no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 27 Valores médios para o nitrato (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	10,44	10,36	10,52
0	40	10,23	10,83	10,98
40 (115,20)*	0	10,44	10,59	10,05
40	40	9,70	9,35	13,24
80 (230,40)*	0	10,31	11,69	9,58
80	40	9,80	9,89	10,44
120 (345,60)*	0	9,68	10,33	9,35
120	40	9,73	9,11	10,05

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 27, os teores de nitrato (NO_3^-) no solo para os períodos observados não diferiram em 5% de significância. Permite também inferir que onde houve acréscimos nos teores de nitrato aos 40 DAS, houve diminuição dos mesmos aos 70 DAS e vice-versa. Ou seja, a alta mobilidade do nitrato – favorecido pela baixa energia envolvida na sua adsorção às partículas do solo (Ceretta et al. 2003) e também pela sua mobilidade em água de percolação – pode resultar em perdas deste nutriente.

O teor de nitrato, como indicador para adubação, pode ser interpretado a partir dos seus valores no solo, pois valores acima do nível crítico a resposta à adubação nitrogenada é improvável (Rambo et al., 2008). Rambo et al. (2007) determinaram níveis críticos de

20 mg kg⁻¹, valor do qual não se aproximam os teores médios de nitrato deste trabalho. Isso indica que o nível de nitrato encontra-se próximo da condição de suficiência, pois teores de nitrato mais baixos que o nível crítico podem ter proporcionado a variabilidade necessária para haver boa relação entre esta característica e as doses de N aplicadas.

Também os níveis de nitrato no solo podem ser justificados, considerando que o N amoniacal dos dejetos é rapidamente nitrificado (AITA, GIACOMINI & HÜBNER, 2007), sendo que o nitrato fica no solo no período em que a demanda de N das plantas é pequena, potencializando as perdas de nitrato por lixiviação e, ou desnitrificação.

Outro aspecto a considerar, é que se houver nitrato no solo associado a compostos orgânicos, aumentam as perdas por desnitrificação, já que os dejetos aumentam o teor de N no solo e fornecem carbono, que é fonte de energia às bactérias desnitrificadoras (RAMBO et al., 2008).

Miyazawa, Barbosa & Parra (2009) avaliaram a lixiviação de nitrato e amônio em Latossolo Vermelho distroférico após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suíno, verificando que o acúmulo de nitrato na superfície do solo em plantio direto foi maior que no convencional e verificaram teores entre 28 a 40 mg kg⁻¹.

Smanhotto (2008) verificou teores de nitrato no solo após aplicações de ARS entre 24,67 e 28,37 mg dm⁻³, valores estes acima dos registrados nessa pesquisa, atribuindo-se isso ao efeito residual do nitrogênio orgânico aplicado via ARS e a mineralização do resíduo da cultura anterior. Tal fato aqui não ocorreu, pois a mineralização do N orgânico do solo e das culturas é afetada por diversos fatores, com destaque para os climáticos (temperatura e umidade) e os de solo (pH, textura e mineralogia) (BAYER, 1996), já que pois ocorreram períodos de temperaturas baixas e intensas precipitações.

5.4 Análise para macronutrientes do solo (fósforo, potássio, cálcio, magnésio)

5.4.1 Fósforo (P)

Na Tabela 28 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de fósforo (P) do solo (mg kg⁻¹) sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de fósforo em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 28 que para a variação ARS, AD e para a interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%. Pelo resultado observado, verifica-se que os teores de fósforo no solo não variaram em função do aumento nas doses de ARS e AD e que, apesar de não significativos, verifica-se pequeno

acréscimo nos valores médios para os períodos observados, porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Tabela 28 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de fósforo (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,96 ^{ns}	0,41 ^{ns}	0,24 ^{ns}
AD	1	0,07 ^{ns}	1,84 ^{ns}	2,24 ^{ns}
Interação	3	0,35 ^{ns}	4,88 ^{ns}	0,82 ^{ns}
CV (%)		24,50	35,38	26,36
DP		3,64	8,83	5,36
Média Geral		6,63	11,44	9,30

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

O coeficiente de variação (CV) para os teores de fósforo foi considerado alto, para o período de 0 DAS (CV 24,50%), indicando baixa homogeneidade, enquanto para os períodos 40 e 70 DAS (CV 35,38 e 30,09%) foram considerados acima (CV > 30%), o que indica que os dados não são homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000). Prior et al. (2009), também encontraram dados de pouca homogeneidade com CV entre 36,97 a 47,92%.

Na Tabela 29 são apresentados os valores médios para os teores de fósforo no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 29, os teores de fósforo no solo apresentaram as maiores concentrações no período referente aos 40 DAS, o qual não diferiu a 5% de significância dos demais (0 e 70 DAS), porém, verifica-se diminuição dos valores em relação aos 70 DAS. Para Scaloppi & Baptistella (1986), o fósforo, após ser aplicado no solo, pode: ser adsorvido pelas partículas do solo; absorvido pelas plantas; percolado pelo perfil do solo ou ainda precipitado.

Os teores de fósforo aumentaram e, a seguir, decresceram no final do ciclo, provocando assim, um aporte de fósforo no solo, em relação ao período inicial. Isto pode ser justificado, pois o fósforo de origem orgânica e de fácil decomposição, o acúmulo se dá, inicialmente na forma orgânica e, em seguida, convertido em inorgânico. Isso ocorre devido à mineralização microbiana, um processo comum quando se usa dejetos animais

(GABOTINI et al. 2008). Deste modo, uma parte do fósforo estaria imediatamente disponível para as plantas logo após a aplicação e outra imobilizada (SCHERER et al., 1984).

Tabela 29 Valores médios para o fósforo (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	8,80	5,94	8,08
0	40	7,23	12,61	8,91
40 (115,20)*	0	3,50	7,02	5,63
40	40	5,83	15,40	11,79
80 (230,40)*	0	7,76	10,23	8,93
80	40	5,73	19,07	9,53
120 (345,60)*	0	7,90	12,44	6,01
120	40	6,33	8,81	15,58

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Para solos argilosos Oliveira (2003) classificou como sendo alto os valores de fósforo (Método Mehlich) entre 4,6 a 11 mg dm^{-3} e muito alto os com valores $\geq 11,1$. Portanto, a classificação deste solo em relação aos teores de fósforo é alta e muito alta, pois verifica-se que os teores variaram entre 3,50 (0 DAS) a 19,07 mg kg^{-1} (70 DAS).

Seganfredo (1998), Menezes et al. (2002) e Seganfredo (2007), já observaram desequilíbrio químico num solo da Região Sul adubado com dejetos suínos durante três anos com excedentes para magnésio, cobre, zinco, fósforo e nitrato na camada de 40 a 60 cm. Também foram observados desequilíbrios na Região Central do Brasil e em levantamentos de campo em várias regiões do Sul do Brasil com excedentes para P, N-NO_3^- , Cu e Zn (SEGANFREDO, 2002; MIRANDA, BONÊZ & PALHARES, 2006).

Ceretta et al. (2003) mostraram que o uso sistemático de esterco líquido de suínos representou adição de nutrientes ao solo, principalmente P, Ca e Mg em áreas sob pastagem natural, com aplicações de 0 a 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Semelhante a este trabalho, em relação aos 40 e 70 DAS, Smanhotto (2008), em aplicação de ARS também verificou decréscimo nos teores encontrados no solo após um período de 118 dias após a semeadura da soja. Scheffer-Basso, Scherer & Ellwanger (2008), para verificar a resposta de pastagem natural, aplicaram chorume suíno nas doses de 0 a 45 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e verificaram aumento nas concentrações de potássio e fósforo no solo e

alertaram para a necessidade de avaliação periódica das características do solo para eventual manejo. No entanto, Duarte et al. (2008) avaliaram efeitos da disposição do efluente doméstico tratado nas características químicas do solo, não constatando alterações significativas de fósforo no solo.

Oliveira (2003) afirmou que solos mais ácidos fazem com que o fósforo reaja com óxidos de ferro e alumínio para formar produtos insolúveis, tornando-o menos disponível para as plantas. Conforme Tabela 16, verifica-se que para menores valores de pH, maiores os valores de fósforo.

Souza et al. (2009) avaliaram a variação da concentração de nitrogênio e fósforo em solos irrigados com água residuária de suinocultura em lisímetros de drenagem cultivados com tomates, verificando incrementos nas concentrações de N e P nas camadas superficiais do solo.

Giroto et al. (2006), ao determinar variações em propriedades químicas no solo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suíno, verificaram que a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos aumentou a concentração de P em todas as profundidades do solo (40-60 cm), sendo mais pronunciado superficialmente. Isso se deve muito às quantidades aplicadas e com a manutenção superficial dos resíduos favorecendo a ciclagem e acúmulo de P nas camadas superficiais, diminuindo a capacidade do solo em adsorver fosfato e aumentando a mobilidade do P em profundidade e uma possível contaminação de águas superficiais.

Vieira José et al. (2009) avaliaram a aplicação de efluente de abatedouro bovino ($150, 450, 900$ e $1.350 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) no solo cultivado com milho, verificando que na camada superficial (0-20 cm) houve redução de fósforo do solo para todos os tratamentos, atingindo redução percentual de 62%.

Berwanger, Ceretta & Santos (2008) avaliaram o risco potencial de contaminação ambiental com o uso de dejetos líquidos de suíno, utilizando doses de 0, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ adicionados à lavoura, verificando que os teores disponíveis na camada de 0 a 2,5 cm aumentaram de 13 para 17 mg kg^{-1} . Para Durigon et al. (2002) e Berwanger, Ceretta & Santos (2008), o incremento na disponibilidade do P será tanto maior quanto menor for a quantidade desse nutriente exportada pelas culturas e menor a capacidade de absorção do solo.

Nesse sentido, os trabalhos realizados por Prior (2008) e Smanhotto (2008), apontam que os teores médios variaram de 13,93 a $17,01 \text{ mg dm}^{-3}$ e 18,12 a $34,50 \text{ mg dm}^{-3}$ respectivamente. Esse mesmo comportamento foi verificado neste trabalho.

Por esses resultados, constata-se que aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura em altas doses, visando ao suprimento das necessidades de N na cultura do minimilho ou mesmo do milho (120 kg ha^{-1} de N), podem, em médio ou longo prazos,

resultar em acúmulo de fósforo na camada de 0-60 cm. Isso ocorre, segundo os resultados obtidos, que o movimento do P para as camadas mais profundas seja lento em solos argilosos (SCHERER & NESI, 2009).

Também há tendência de aplicação dos dejetos de suínos baseada no teor de N dos mesmos, com isso há acúmulo de fósforo no solo aplicado via dejetos. Ceretta et al. (2005) atribuíram isso devido ao desequilíbrio entre as relações N:P do esterco (2:1 a 6:1) e o consumo pelas culturas (7:1 a 11:1), e esse quadro ainda pode ser agravado pelas perdas de N por volatilização dos dejetos, incrementando os teores de P no solo.

5.4.2 Potássio (K)

Na Tabela 30 é apresentado o resumo da análise de variância, dos valores médios para o teor de potássio (K) do solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de potássio em relação aos períodos observados.

Tabela 30 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de potássio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,77 ^{ns}	10,25*	4,33*
AD	1	1,00 ^{ns}	4,60*	3,82 ^{ns}
Interação	3	0,35 ^{ns}	0,71 ^{ns}	0,66 ^{ns}
CV (%)		4,76	4,64	5,96
DP		0,11	0,19	0,19
Média Geral		0,27	0,39	0,32

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 30 que para a variação ARS, os períodos de 40 e 70 DAS foram significativos a 5%, enquanto para AD, apenas o período 40 DAS, já para a interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%. Pelo resultado observado, verifica-se que os teores de potássio no solo variaram em função do aumento das doses de ARS e AD e que, apesar de não significativos para a interação

ARS X AD, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados, porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de potássio foi considerado baixo para os períodos analisados (4,76, 4,64 e 5,96%) respectivamente, indicando alta homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 31 são apresentados os valores médios para os teores de potássio no solo dos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) nos períodos amostrados 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 31 Resultado do teste de comparação de médio para o potássio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

40 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (115,20)*	120 (345,60*)	
0	0,14	0,22	0,37	0,60	0,33A
40	0,27	0,39	0,53	0,58	0,44B
Médias (K)	0,20a	0,30ab	0,45bc	0,59c	
70 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (115,20)*	120 (345,60*)	
0	0,13	0,15	0,29	0,46	0,26
40	0,18	0,42	0,43	0,50	0,38
Médias (K)	0,16a	0,28ab	0,36ab	0,48ab	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Pela Tabela 31 verifica-se, aos 40 DAS, que as maiores doses de ARS e AD resultaram em maiores concentrações de K, diferindo significativamente a 5% dos demais períodos. A menor concentração de potássio foi encontrada para a menor dosagem de ARS e AD e diferiu das demais. As concentrações médias para K, para as doses de 40 e 80 kg ha^{-1} de ARS, foram semelhantes a 5% de significância. Para a adubação química, as médias diferiram significativamente entre si e onde foi aplicada a maior dosagem, obteve-se a maior média.

Não havia previsão de efeito significativo nos teores de K no solo, em função do aumento nas doses de aplicação de ARS, pois a concentração de K nas ARS usada nos tratamentos foi de 2 mg L^{-1} .

Aos 70 DAS, apenas as concentrações médias de K aumentaram à medida que aumentaram as doses de ARS, diferindo significativamente da menor dose.

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como alto valores de potássio (Método Mehlich) $\geq 0,31 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Portanto, a classificação deste solo em relação aos teores é alta, pois variaram de 0,32 a $0,72 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de esterco líquido de suínos, nas características químicas de um solo cultivado com quatro espécies forrageiras e verificaram que houve acúmulo de potássio no solo e este variou em função da gramínea forrageira utilizada. Assmann et al. (2009), verificaram acúmulo de K com aplicação de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de suínos, e ressaltaram ainda que esses acréscimos ocorreram mesmo estando o solo com teores de K em nível próximo ao considerado alto.

De forma semelhante ao que ocorreu nesta pesquisa, houve um acréscimo nos teores de potássio em relação ao período inicial de avaliação, em função da aplicação da ARS, com conseqüente redução no final do ciclo (Tabela 30). Vasconcellos et al. (2001) lembraram que, com 70 a 80 dias após a emergência, a planta do milho já absorveu cerca de 90% da sua necessidade de potássio (importância da manutenção da palhada para reposição), pelo mesmo motivo, Ceretta et al. (2003) lembraram que o ambiente de crescimento das plantas pode ser melhorado com uso de esterco líquido de suínos, pela diminuição na saturação de Al, mas alertaram que em solo sob pastoreio os níveis de K tendem a diminuir.

Os teores médios de K no solo, encontrados aos 40 DAS foram próximos a $0,40 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Rosolem, Nakagawa & Machado (1984) mencionaram que os teores de K acima de $0,11 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ são considerados altos, já Raij et al. (2001) considera altos teores acima de $0,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Entretanto, os resultados mostram que os valores encontram-se entre ambas as concentrações.

Duarte et al. (2008), ao avaliarem efeitos da disposição do efluente doméstico tratado em algumas características químicas do solo, não constataram, porém, alterações significativas nas concentrações de fósforo, potássio e pH do solo cultivado com pimentão.

Em comparação a Prior (2008), os valores médios variaram de 1,34 a $3,70 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, enquanto nesse trabalho, os valores médios foram de 0,14 a $0,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Portanto, para os solos onde foram aplicadas maiores dosagens de ARS houve incremento nas concentrações e acúmulo de potássio no solo.

5.4.3 Cálcio (Ca) e magnésio (Mg)

Na Tabela 32 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para os teores de cálcio e magnésio em relação aos períodos observados.

Tabela 32 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cálcio e magnésio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Parâmetro	Causas de variação	GL	Valores de F		
			0 DAS	40 DAS	70 DAS
Ca	ARS	3	1,03 ^{ns}	0,65 ^{ns}	0,92 ^{ns}
	AD	1	0,50 ^{ns}	0,00 ^{ns}	1,97 ^{ns}
	Interação	3	1,17 ^{ns}	1,11 ^{ns}	0,60 ^{ns}
	CV (%)		30,02	19,53	22,59
	DP		1,25	1,10	1,02
	Média Geral		4,16	5,86	4,56
Mg	ARS	3	0,15 ^{ns}	0,93 ^{ns}	2,65 ^{ns}
	AD	1	0,22 ^{ns}	0,76 ^{ns}	3,94 ^{ns}
	Interação	3	0,60 ^{ns}	2,14 ^{ns}	0,77 ^{ns}
	CV (%)		9,51	6,46	6,71
	DP		0,62	0,61	0,60
	Média Geral		2,54	3,62	2,88

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 32 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD os valores de F não foram significativos a 5% de significância para os fatores analisados, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados, porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de cálcio foi considerado alto em todos os períodos (CV 30,02, 19,53 e 22,59%), respectivamente. Isso indica baixa homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Já o coeficiente de variação (CV) para os teores de magnésio foi considerado baixo para os períodos analisados (9,51, 6,46 e 6,71%) respectivamente, isso indica alta homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 33 são apresentados os valores médios para os teores de cálcio no solo dos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 33 Valores médios para o cálcio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	3,29	5,44	4,93
0	40	5,01	6,75	5,24
40 (115,20)*	0	3,21	6,36	4,74
40	40	3,65	6,12	3,50
80 (230,40)*	0	5,05	5,93	4,77
80	40	4,64	4,76	4,07
120 (345,60)*	0	4,37	5,64	5,01
120	40	5,01	6,10	4,27

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 33, os teores de cálcio no solo apresentaram as maiores concentrações aos 40 DAS, não diferindo a 5% de significância dos demais (0 e 70 DAS), porém, verifica-se pequena diminuição dos valores em relação aos 70 DAS.

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como alto os valores de cálcio $\geq 4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Portanto, a classificação deste solo, em relação aos teores de cálcio, é alta, pois verifica-se que os teores variaram entre 3,21 (0 DAS) a 6,75 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (40 DAS).

Scherer, Baldissera & Nesi (2007) avaliaram o efeito do esterco de suínos sobre as características químicas de um latossolo sob sistema plantio direto e verificaram que os atributos do solo analisados não foram significativamente afetados pelas doses de esterco, mas houve aumento de concentrações de K, Ca e Mg nas camadas superficiais.

Semelhante ao que ocorreu neste trabalho, Cavallet et al. (2006) avaliaram o valor fertilizante de água residuária de uma indústria de enzimas em um solo e verificaram que houve aporte de Ca, mas de modo geral, a concentração de Ca, no final do experimento, manteve-se nos mesmos níveis dos iniciais.

Simonete et al. (2003) avaliaram os efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo, na produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes em plantas de milho, verificando que a aplicação do lodo elevou essas características e diminuiu o pH. Também Ceretta et al (2003) mostraram que o uso sistemático de esterco líquido de suínos representa a adição de grandes quantidades de nutrientes ao solo, elevando, principalmente, os teores de P, Ca e Mg em áreas sob pastagem natural.

Scherer & Nesi (2009) observaram que a adubação orgânica por esterco de aves e suínos proporcionou aumentos nos teores de P, K, Ca, Mg, Zn e Cu, principalmente, nas camadas superficiais em sistema plantio direto.

Em relação ao trabalho realizado por Prior (2008) observa-se que as concentrações de Ca no solo mantiveram-se constantes, com aumento nas mesmas quando da aplicação da ARS, porém, sem incrementos significativos no solo, concordando com este trabalho. Sobre os valores médios, Prior (2008) encontrou médias entre 5,33 a 6,40 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, enquanto nessa pesquisa as médias variaram de 4,16 a 5,86 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

Na Tabela 34 são apresentados os valores médios para os teores de magnésio no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 34 Valores médios para o magnésio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	2,88	3,52	3,41
0	40	2,10	4,20	3,40
40 (115,20)*	0	2,46	4,01	3,11
40	40	2,39	3,36	2,23
80 (230,40)*	0	2,53	3,72	2,91
80	40	2,66	2,88	2,43
120 (345,60)*	0	2,56	3,63	2,93
120	40	2,78	3,63	2,64

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 34, os teores de magnésio no solo, apresentaram as maiores concentrações no período referente aos 40 DAS, contudo não diferiu a 5% de significância dos demais (0 e 70 DAS). Porém, verifica-se diminuição dos valores aos 70 DAS.

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como alto os valores de magnésio $\geq 0,80 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Portanto, a classificação deste solo, em relação aos teores de magnésio, é alta, pois verifica-se que os teores variaram entre 2,10 (0 DAS) a 4,20 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (40 DAS), aos 70 DAS as menores e maiores médias foram 2,23 e 3,41 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

Para o magnésio, é interessante observar que a quantidade de Ca aplicado ao solo via ARS foi aproximadamente o dobro em relação ao Mg.

Discordando dos resultados aqui obtidos, Josan et al. (2005) e Silva (2005) observaram acréscimos de Ca e Mg a longo prazo nas camadas do solo. Chang, Sommerfeldt & Entz (1991), também constataram aumento do teor de Ca e Mg, a profundidades de 30 a 90 cm, indicando grande mobilidade para ambos.

Cavallet et al. (2006) avaliaram o valor fertilizante de água residuária de uma indústria de enzimas em um solo e verificaram que houve aumento de Ca e Mg, mas, diferentemente do Mg, os níveis de Ca proporcionaram aporte no solo quando relacionados com o início do experimento. Moreira et al. (2003) verificaram incremento nas concentrações no segundo ano agrícola, quando da aplicação de esterco líquido de suínos, mostrando, talvez, a necessidade de mineralização e disponibilização desses elementos da fração orgânica, o que pode estar associado com a quantidade aplicada e características do dejetos.

Scheffer-Basso, Scherer & Ellwanger (2008) verificaram aumento nas concentrações de magnésio no solo em aplicação de chorume suíno em pastagens nas doses de 0,15, 30 e 45 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Para Ceretta et al. (2003), os teores de Mg aumentaram com a aplicação do esterco líquido de suínos e foram dependentes das doses aplicadas, enquanto o acréscimo de Mg nas camadas de 2,5 a 20 cm variou de 60 a 160% com a dose de 20 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, os percentuais para 40 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ elevaram-se de 207 a 323% ao final de quatro anos. E, finalmente, Queiroz et al. (2004) verificaram que a concentração de magnésio no solo foi influenciada pelo tempo de aplicação, sendo estatisticamente maior no início do experimento (1,17 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do que no final (1,01 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Os pesquisadores atribuíram esse resultado à extração de Mg pelas plantas, fato que ocorreu, também neste trabalho após a aplicação da ARS, decréscimo nos teores, mas não de forma significativa.

Analisando-se conjuntamente K, Ca e Mg, verifica-se que houve aumento nos teores encontrados quando da aplicação da ARS, porém, preocupações relativas aos acúmulos dos mesmos foram relatadas por King et al. (1985) que advertiram sobre o uso de altas taxas de aplicação de dejetos, em que o Ca e Mg podem ser deslocados dos sítios de

troca pela competição de íons presentes nos dejetos, como Na^+ , K^+ e NH_4^+ e também lixiviados para as camadas mais profundas.

Evans et al. (1977) preocuparam-se com o acúmulo de sais no perfil do solo, com aumento na condutividade elétrica e efeito deletérios ao crescimento das plantas, levando a distúrbios no metabolismo geral, principalmente, com efeito no processo fotossintético, senescência precoce e redução na absorção de nutrientes essenciais e água.

As médias gerais das relações entre Ca:Mg, Ca:K e Mg:K para os períodos analisados foram: 1,63:1, 1,61:1 e 1,58:1; 15,40:1, 15,02:1 e 14,25:1; 9,40:1, 9,28:1 e 9,00:1, respectivamente. Bear & Toth (1948) estabeleceram relações ideais entre Ca:Mg, Ca:K e Mg:K de 6,1:1, 13:1 e 2:1, respectivamente. Para Raji (1991), o aumento da relação Ca:Mg prejudica a absorção de Mg, e relações estreitas entre Ca:Mg dificultam a absorção de K.

Key, Kurtz & Toker (1962) comprovaram que a produtividade da cultura do milho não é afetada por qualquer relação na faixa entre 50:1 e 1:1 entre Ca:Mg, desde que os cátions estejam presentes em quantidades adequadas para as exigências das plantas.

5.5 Análise para micronutrientes do solo (cobre, zinco, ferro e manganês)

5.5.1 Cobre (Cu)

Na Tabela 35 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de cobre (Cu) do solo (mg dm^{-3}), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de cobre em relação aos períodos observados.

Tabela 35 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cobre (mg dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,46 ^{ns}	0,74 ^{ns}	0,74 ^{ns}
AD	1	1,58 ^{ns}	0,51 ^{ns}	1,13 ^{ns}
Interação	3	1,36 ^{ns}	0,62 ^{ns}	2,13 ^{ns}
CV (%)		6,95	8,12	5,92
DP		0,69	0,81	0,62
Média Geral		10,02	10,59	10,04

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 35 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos ao nível de 5% de significância para os fatores analisados e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de cobre no solo foi considerado baixo em todos os períodos (CV 6,95, 8,12 e 5,92%), respectivamente. Isso indica alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 36 são apresentados os valores médios para os teores de cobre (mg dm^{-3}) no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 36 Valores médios para o cobre (mg dm^{-3}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	10,74	10,21	10,33
0	40	9,63	10,47	9,30
40 (115,20)*	0	10,36	10,71	10,26
40	40	9,79	9,92	9,84
80 (230,40)*	0	9,83	11,12	10,45
80	40	10,31	10,45	10,18
120 (345,60)*	0	9,85	10,83	9,63
120	40	9,62	11,02	10,31

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). * Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 36, os teores de cálcio no solo apresentaram as maiores concentrações no período referente aos 40 DAS, não diferindo a 5% de significância dos demais (0 e 70 DAS). Porém, verificou-se pequeno incremento nas concentrações aos 70 DAS em relação ao período inicial para os tratamentos 4, 5 e 8 (Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 5 - 80 kg ha^{-1} e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 8 - 120 kg ha^{-1} e 40 kg ha^{-1} de AD).

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como altos os valores de cobre maiores que $1,7 \text{ mg dm}^{-3}$. Portanto, a classificação deste solo, em relação aos teores de

cobre é alta, pois verifica-se que os teores variaram entre 9,62 (0 DAS) a 11,12 mg dm⁻³ (40 DAS).

As concentrações totais de Cu, nas camadas de solo (Tabela 37), após as seis aplicações em três anos, estão bem abaixo de limites preconizados pela U. S. EPA (2007) de 4.300 mg kg⁻¹, enquanto que para a Comunidade Européia são de 140 mg kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995). Por sua vez, no Brasil, os teores críticos estabelecidos como orientadores pela CETESB (2001), para solos agrícolas são de 200 mg kg⁻¹, importante 1 mg dm⁻³ = 1 mg kg⁻¹.

Já a CONAMA/375 (Brasil, 2006) prevê carga acumulada de Cu e Zn de 137 e 445 kg ha⁻¹. No entanto, os totais aplicados de dejetos suínos foram 3,75 e 22,95 kg ha⁻¹ respectivamente para Cu e Zn.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de esterco líquido de suínos, nas características do solo cultivado com forrageiras e verificaram que o Cu teve sua concentração diminuída com aplicação do esterco, porém Dal Bosco et al. (2008), em avaliação à poluição difusa referente ao cobre e ao zinco no solo quando da aplicação de ARS em solo cultivado com soja – sob condição de chuva simulada – verificaram que as maiores concentrações de cobre ocorreram nas profundidades de 20 a 40 cm, porém sem diferenças significativas a 5%.

Giroto (2007), em aplicação de dejetos líquidos de suínos – nas camadas superficiais de 0 a 10 cm de profundidade, com aplicação de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ – percebeu acúmulo com diferença significativa e tendência de migração do Cu para as camadas mais profundas do solo.

Prior (2008) obteve médias entre 3,73 a 5,31 mg L⁻¹ para os teores de Cu no solo sob aplicação de ARS, observando que o aumento nas doses de ARS não provocaram aumentos nas concentrações de Cu no solo. Em relação a este trabalho, observa-se que houve acúmulo deste metal no solo no decorrer do tempo de avaliação.

Para Lindsay (1972), somente dois fatores afetam a disponibilidade de Cu no solo: pH e matéria orgânica. Quando o pH se eleva em uma unidade, a concentração de Cu⁺² na solução do solo diminui em 100 vezes. Em pH menor que 7,3 predomina a espécie iônica Cu⁺², que é fortemente complexado pela matéria orgânica e apenas concentrações acima de 30 mg dm⁻³, na solução do solo, podem causar fitotoxicidade (Braille & Cavalcanti, 1979); fato que não ocorreu neste trabalho, pois todas as concentrações encontram-se abaixo desse valor.

5.5.2 Zinco (Zn)

Na Tabela 37 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de zinco (Zn) do solo (mg dm^{-3}), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de zinco em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 37 que para a variação ARS, AD e para a interação ARS x AD os valores de F não foram significativos a 5% de significância para os fatores analisados, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Tabela 37 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de zinco (mg dm^{-3}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,98 ^{ns}	1,05 ^{ns}	0,49 ^{ns}
AD	1	1,87 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,59 ^{ns}
Interação	3	1,62 ^{ns}	0,39 ^{ns}	0,58 ^{ns}
CV (%)		17,35	21,52	22,58
DP		1,06	1,76	1,31
Média Geral		1,76	3,11	2,02

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

O coeficiente de variação (CV) para os teores de zinco no solo foi considerado médio para 0 DAS (CV 17,35), indicando alta homogeneidade dos dados, enquanto para 40 e 70 DAS (CV 21,52 e 22,58%), o CV foi considerado alto, indicando baixa homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 38 são apresentados os valores médios para os teores de zinco (mg dm^{-3}) no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD) nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 38, os teores de zinco no solo apresentaram as maiores concentrações no período referente aos 40 DAS, não diferindo a 5% de significância dos

demais (0 e 70 DAS). Porém, verificou-se pequeno incremento nas concentrações aos 70 DAS em relação ao período inicial com exceção para os tratamentos 4 e 2 (Tratamento 4 – 40 kg ha⁻¹ e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ e 40 kg ha⁻¹ de AD).

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como baixos os valores de zinco menores que 3 mg dm⁻³ e médios para os valores entre 3 e 7 mg dm⁻³. Portanto, a classificação deste solo, em relação aos teores de zinco, é predominantemente baixa, pois verifica-se que os teores variaram entre 2,46 a 4,56 mg dm⁻³ (40 DAS) e 1,03 a 2,80 mg dm⁻³ (70 DAS).

As concentrações totais de Zn nas camadas de solo (Tabela 38), após as seis aplicações em três anos, estão bem abaixo da concentração máxima preconizada pela U. S. EPA (2007) de 7.500 mg kg⁻¹ de solo. Enquanto que para a Comunidade Européia são de 300 mg kg⁻¹ solo (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995). No Brasil, os teores críticos estabelecidos como orientadores pela CETESB (2001), para solos agrícolas são de 450 mg kg⁻¹.

Tabela 38 Valores médios para o zinco (mg dm⁻³) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha ⁻¹)	Adubação Química (kg ha ⁻¹)	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	1,32	2,46	1,58
0	40	1,20	2,64	1,03
40 (115,20)*	0	1,56	4,56	1,64
40	40	2,30	3,15	1,91
80 (230,40)*	0	1,27	3,04	2,59
80	40	1,45	3,25	2,75
120 (345,60)*	0	1,74	3,39	2,26
120	40	1,48	3,81	2,80

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Baixos teores de zinco no solo podem ser justificados, uma vez que ele pode ser fixado pela matéria orgânica ou imobilizado, temporariamente, pelos micro-organismos do solo, quando da aplicação de resíduos orgânicos, ainda, a elevada disponibilidade de P pode induzir deficiência de Zn (OLSEN, 1972; MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA, 1997).

Fageria (2000), Carneiro et al. (2008), também informaram que a aplicação de altas doses de fósforo no solo podem contribuir para a escassez de zinco, devido ao antagonismo

entre esses dois nutrientes. Mesmo em pequenas concentrações no solo, o elemento encontrou-se em forma disponível e suficiente para suprir a necessidade das plantas do minimilho, pois os valores encontrados foram considerados como adequados para a cultura.

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de esterco líquido de suínos, nas características do solo cultivado com forrageiras, e verificaram que a aplicação proporcionou acúmulo de P, K, Na e Zn no solo, enquanto Mg e Cu diminuíram e Ca se manteve inalterado.

Giroto (2007), em aplicação de dejetos líquidos de suínos – nas camadas superficiais de 0 a 10 cm – percebeu acúmulo de zinco. Explicou-se o acréscimo nos teores de Cu e Zn, conjuntamente, pelas altas concentrações desses metais presentes nos dejetos. Resultados semelhantes foram observados por L'HERROUX et al. (1997), que após cinco anos com aplicação de dejetos de suínos, encontraram aumentos nos teores de Cu e Zn no solo e movimentação destes no perfil do solo.

Prior (2008) obteve médias entre 0,032 a 0,31 mg L⁻¹ para os teores de Zn no solo sob aplicação de ARS, evidenciando o aumento nas concentrações de zinco com o aumento nas doses de ARS. Em relação a este trabalho, observa-se que houve acúmulo deste metal no solo no decorrer de tempo de avaliação.

5.5.3 Ferro (Fe)

Na Tabela 39 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de ferro (Fe) do solo (mg kg⁻¹), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de ferro em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 39 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%. Pelo resultado observado, verifica-se que os teores de ferro no solo não variaram em função do aumento nas doses de ARS e AD e que, apesar de não significativos, verifica-se pequeno decréscimo nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de ferro foi considerado baixo, indicando alta homogeneidade para os períodos 0, 40 e 70 DAS (CV 7,53, 5,85 e 7,44%), pois os valores apresentaram-se abaixo de 10% (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 39 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de ferro (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,94 ^{ns}	0,16 ^{ns}	0,60 ^{ns}
AD	1	1,56 ^{ns}	0,34 ^{ns}	1,92 ^{ns}
Interação	3	0,44 ^{ns}	2,43 ^{ns}	0,75 ^{ns}
CV (%)		7,53	5,85	7,44
DP		16,80	13,50	15,57
Média Geral		110,76	109,26	104,30

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Na Tabela 40 são apresentados os valores médios para os teores de ferro no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 40 Valores médios para o ferro (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	110,80	120,61	118,33
0	40	129,78	98,45	94,05
40 (115,20)*	0	101,63	115,83	101,05
40	40	115,73	103,40	92,44
80 (230,40)*	0	104,49	106,68	109,98
80	40	103,16	116,64	104,65
120 (345,60)*	0	110,17	100,62	105,28
120	40	110,30	111,82	108,22

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 40 os teores de ferro no solo apresentaram as maiores concentrações no período referente ao 0 DAS, o qual não diferiu a 5% de significância dos demais (40 e 70 DAS). Porém, verifica-se diminuição dos valores médios em relação aos 40 e 70 DAS.

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como altos os valores de ferro maiores que 40 mg dm^{-3} e médios os valores entre 15 e 40 mg dm^{-3} . Portanto, a classificação deste solo em relação aos teores de ferro é alta, pois verifica-se que em todos os períodos avaliados os valores apresentaram-se acima de 40 mg dm^{-3} , com o maior valor aos 40 DAS ($129,78 \text{ mg dm}^{-3}$) e menor valor aos 70 DAS ($92,44 \text{ mg dm}^{-3}$).

Para justificar o excesso de ferro no solo, é possível se atribuir tal fato ao excesso de fósforo, pois este inibe a absorção de ferro, formando complexos insolúveis. Outra possibilidade pode ser o desequilíbrio em relação ao cobre que afeta a sua disponibilidade às plantas. Uma outra causa, ainda, possível pode ser o excesso de Zn presente no solo, pois o teor de Fe tende a se reduzir nas plantas quando ocorre excesso de Zn (RAIJ et al., 1991).

Para Lindsay (1972), mesmo apresentando altas concentrações, alguns motivos podem levar à diminuição dos teores de Fe disponíveis, entre eles o aumento de uma unidade no pH, pode diminuir em 1.000 vezes a concentração do Fe^{+3} , e 100 vezes a concentração do Fe^{+2} , reunindo a isso matéria orgânica e umidade do solo.

Chiba, Mattiazzo & Oliveira (2009) quantificaram a resposta da cana-de-açúcar à substituição da adubação fosfatada mineral pela aplicação de lodo de esgoto, verificando aumento na disponibilidade de cobre, ferro e zinco no solo e das concentrações de Mn e Zn nas folhas da cana-de-açúcar.

Oliveira et al. (2001) verificaram que as concentrações de ferro, manganês e zinco foram observadas nas camadas mais profundas, em trabalho para verificar o efeito de diferentes manejos no comportamento dos teores de cobre, ferro, manganês e zinco. Pigozzo et al. (2008) trabalharam com solo de textura média tratado com lodo de esgoto e verificaram aumentos nos teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo e em plantas de milho com doses de até 80 t ha^{-1} .

5.5.4 Manganês (Mn)

Na Tabela 41 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o teor de manganês (Mn) do solo (mg kg^{-1}), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de manganês em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 41 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados a 5%, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos

observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Tabela 41 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de manganês (mg kg^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,17 ^{ns}	0,107 ^{ns}	0,22 ^{ns}
AD	1	0,33 ^{ns}	0,11 ^{ns}	2,85 ^{ns}
Interação	3	0,54 ^{ns}	1,04 ^{ns}	0,13 ^{ns}
CV (%)		22,01	19,54	26,01
DP		11,59	11,30	11,73
Média Geral		58,72	62,70	48,47

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

O coeficiente de variação (CV) para os teores de manganês foi considerado alto, para o período de 0 e 70 DAS (CV 22,01 e 26,01%), indicando baixa homogeneidade, enquanto para o período 40 DAS (CV 19,54%) foi considerado médio, indicando que os dados possuem homogeneidade média (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 42 são apresentados os valores médios para os teores de manganês no solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 42, os teores de manganês no solo apresentaram as maiores concentrações no período referente aos 40 DAS, o qual não diferiu a 5% de significância dos demais (0 e 70 DAS). Porém, verifica-se diminuição dos valores em relação aos 70 DAS.

Para Bartlett (1988), a disponibilidade de Mn no solo depende, principalmente, do pH, do potencial de oxidorredução, da matéria orgânica, e do equilíbrio com outros cátions, principalmente ferro, cálcio e magnésio. Ferreira et al. (2001) complementaram que a disponibilidade depende ainda da temperatura, umidade, profundidade do perfil do solo, luz solar, temperatura de secagem e armazenamento das amostras.

Para solos argilosos, Oliveira (2003) classificou como altos os valores de manganês maiores que 30 mg dm^{-3} e médios os valores entre 15 e 30 mg dm^{-3} . Portanto, a classificação deste solo, em relação aos teores de manganês, é alta, pois verifica-se que em todos os períodos avaliados os valores apresentaram-se acima de 30 mg dm^{-3} , com o maior valor aos 40 DAS ($70,44 \text{ mg dm}^{-3}$) e menor valor aos 70 DAS ($40,40 \text{ mg dm}^{-3}$).

Tabela 42 Valores médios para o manganês (mg kg^{-1}) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	58,21	54,45	56,31
0	40	65,12	70,54	47,53
40 (115,20)*	0	61,62	65,47	52,83
40	40	51,25	62,36	40,40
80 (230,40)*	0	61,95	64,14	51,90
80	40	54,02	56,75	41,90
120 (345,60)*	0	59,49	63,33	50,22
120	40	58,34	64,49	46,63

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Pigozzo et al. (2008) avaliaram o pH, CTC e os teores disponíveis de Fe, Mn, Cu e Zn, em solo tratado com lodo de esgoto e seu efeito na cultura do milho, observando aumento dos teores dos mesmos os quais foram diretamente proporcionais às doses aplicadas no solo, mas não alcançaram concentrações tóxicas.

Para Borkert (1993), a forma em que o Mn predomina no solo está diretamente relacionada com seu pH, sendo sua disponibilidade aumentada com o decréscimo do pH. Por isso verifica-se que, ao aplicar adubação nitrogenada, aumentou a concentração deste micronutriente no solo, que não foi acompanhada de maior absorção deste pela planta, pois os teores de Mn no minimilho ficaram abaixo dos níveis adequados.

Ou seja, a maior disponibilidade do Mn no solo provavelmente ocorreu pela acidificação da rizosfera e do solo devido à fonte de nitrogênio, pois menores valores de pH resultaram em menores teores de Mn no solo, que aumentou sua disponibilidade e foi absorvido pelas plantas.

5.6 Análise para sódio, razão de adsorção de sódio (RAS) e porcentagem de sódio trocável (PST) – salinidade e sodicidade do solo

5.6.1 Sódio (Na)

Na Tabela 43 é apresentado o resumo da análise de variância, dos valores médios para o teor de sódio (Na) do solo ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de

drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o teor de sódio em relação aos períodos observados.

Tabela 43 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de sódio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	1,54 ^{ns}	0,47 ^{ns}	0,44 ^{ns}
AD	1	0,11 ^{ns}	0,47 ^{ns}	1,54 ^{ns}
Interação	3	0,32 ^{ns}	1,18 ^{ns}	0,37 ^{ns}
CV (%)		10,89	12,58	14,76
DP		0,65	0,83	0,86
Média Geral		2,20	2,79	2,33

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 43 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5% e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de sódio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo nos lisímetros foi considerado médio (CV 10,89, 12,58, 14,76%), indicando homogeneidade média dos dados para os períodos amostrados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 44 são apresentados os valores médios para os teores de sódio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 44, os teores de sódio no solo aos 0, 40 e 70 DAS foram praticamente constantes. O período de 40 DAS apresentou as maiores concentrações, o qual não diferiu a 5% de significância dos demais. Porém, verificou-se pequeno incremento nas concentrações aos 70 DAS em relação ao período inicial, com exceção para os tratamentos 8, 6 e 4 (Tratamento 8 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 6 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD). O que também se verifica é que os tratamentos que receberam adubação química foram os mesmos que apresentaram concentrações de Na menores ao final do ciclo.

Tabela 44 Valores médios para o sódio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	2,00	3,33	2,66
0	40	2,33	2,66	2,66
40 (115,20)*	0	2,00	2,66	2,66
40	40	1,66	2,33	1,66
80 (230,40)*	0	2,33	3,00	2,66
80	40	2,00	3,00	2,00
120 (345,60)*	*0	2,66	2,66	2,33
120	40	2,66	2,66	2,00

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

O comportamento do Na no solo, observado neste trabalho – aumentando em todos os tratamentos aos 40 DAS em relação ao período inicial, com exceção às maiores doses –, pode estar associado tanto às doses de ARS, pois para AD os níveis mantiveram-se constantes no início e final, como também à sua grande mobilidade no solo (GLOAGUEN et al., 2007).

O aumento nas concentrações de Na, em relação ao Ca e Mg, pode acarretar riscos associados à alteração na estrutura física do solo, pela dispersão da argila, desestruturação dos agregados, entupimento dos poros, acarretando em redução da permeabilidade, taxa infiltração e absorção de água pelas plantas (GONÇALVES et al. 2007).

Leal et al. (2009) avaliaram os atributos químicos de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar, sob efeitos de irrigação por 16 meses com efluente de esgoto, e observaram acúmulo de Na trocável ao longo do tempo nos tratamentos irrigados.

Prior (2008) encontrou, para Na, teores médios entre 1,43 a 4,04 mg L^{-1} e verificou, de forma semelhante a este trabalho, que o solo avaliado já apresentava teores de sódio, o que, neste caso, pode estar relacionado com aplicações anteriores de ARS na área.

5.6.2 Razão de adsorção de sódio (RAS)

Na Tabela 45 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) do solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em

lisímetros de drenagem. Para o cálculo da RAS, os valores das concentrações de sódio foram transformadas para $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Para transformar os valores em mmol L^{-1} , basta multiplicar por 10.

Tabela 45 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a razão de adsorção de sódio (RAS) do solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,66 ^{ns}	0,87 ^{ns}	0,20 ^{ns}
AD	1	0,23 ^{ns}	0,45 ^{ns}	0,79 ^{ns}
Interação	3	0,08 ^{ns}	0,51 ^{ns}	0,11 ^{ns}
CV (%)		1,99	2,01	2,23
DP		0,04	0,04	0,04
Média Geral		0,12	0,13	0,12

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 45 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para razão de adsorção de sódio (RAS) do solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) nos lisímetros foi considerado baixo (CV 1,99, 2,01, 2,23%), indicando homogeneidade alta dos dados para os períodos amostrados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 46 são apresentados os valores médios para razão de adsorção de sódio (RAS) do solo nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 46, os valores para RAS no solo nos períodos 0, 40 e 70 DAS sofreram poucas alterações. O período de 40 DAS foi o que apresentou as maiores concentrações, o qual não diferiu a 5% de significância dos demais. Porém, verificou-se pequeno incremento nas concentrações aos 70 DAS em relação ao período inicial, com

exceção para os tratamentos 8, 7 e 4 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 4 – 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). O que se verifica, também, é que não há tendência em relação ao comportamento dos incrementos e aplicação de ARS ou AD.

Tabela 46 Valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) do solo (cmol_c dm⁻³) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha ⁻¹)	Adubação Química (kg ha ⁻¹)	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	0,11	0,16	0,13
0	40	0,12	0,11	0,13
40 (115,20)*	0	0,12	0,11	0,13
40	40	0,13	0,10	0,10
80 (230,40)*	0	0,10	0,14	0,14
80	40	0,11	0,15	0,11
120 (345,60)*	0	0,14	0,12	0,11
120	40	0,13	0,12	0,10

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Pela classificação de Rengasamy & Olsson (1991), para ser classificado como normal, o solo deve apresentar RAS e pH menores que 13% e 8,5. Portanto, segundo essa classificação, o solo apresenta-se como normal e em algumas situações salino/sódico porque apresenta RAS maior que 13% e pH menor que 8,5. Ou seja, o solo não apresentou nem sodicidade nem salinidade nos períodos observados.

Smanhotto et al. (2009) verificaram os efeitos da aplicação de taxas de ARS, quanto à razão de adsorção de sódio no solo e no lixiviado de lisímetros de drenagem, cultivados com soja, encontrando para RAS, para os períodos de 0, 59 e 118 DAS, valores médios de 1,18; 1,17 e 1,16 meq L⁻¹, respectivamente.

Santos et al. (2006) avaliaram o aumento da salinidade de um solo não salino cultivado com mamona, irrigado com águas residuárias e adubado com biossólido, observando que a irrigação com águas residuárias ajudou a tornar o solo de não salino para salino-sódico.

Com o aumento da RAS, diminui a contribuição via matéria orgânica, devido à redução da população microbiana, responsável pela mineralização da MO que libera os nutrientes para a solução do solo (LIMA, 1998).

Costa, Melo & Ferreira (2008) avaliaram alterações na composição química da solução do solo, após irrigação com água salina e sob cobertura morta, verificando que o aumento da concentração salina na água de irrigação ocasionou maior retenção de matéria orgânica e aumento da RAS.

Silva (2007) investigou as alterações química e físico-hídricas do solo em resposta ao manejo com efluente secundário doméstico e com água de abastecimento, verificando que o manejo com água foi mais efetivo no aumento da RAS do solo do que o manejo com efluente e atribuiu o aumento da RAS ao aumento da concentração de Na^+ em relação à de Ca^{+2} e Mg^{+2} . Isso ocorreu também neste trabalho, pois no período e doses nos quais se verificou maiores teores de Na^+ , foram encontrados menores teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} .

Prior (2008) encontrou para RAS valores que variaram entre 0,25 a 0,52 meq L^{-1} , valores pouco maiores aos encontrados neste trabalho. Porém, observa-se diminuição nos valores da RAS em função do aumento das doses de adubação, sem problemas de sodificação.

5.6.3 Porcentagem de sódio trocável (PST)

Na Tabela 47 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para a porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%) em relação aos períodos observados.

Tabela 47 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%) cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
ARS	3	0,58 ^{ns}	0,64 ^{ns}	0,22 ^{ns}
AD	1	0,13 ^{ns}	0,35 ^{ns}	1,09 ^{ns}
Interação	3	0,06 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,19 ^{ns}
CV (%)		13,82	12,09	14,07
DP		0,79	0,70	0,74
Média Geral		2,25	2,18	2,06

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 47 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, e que, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para porcentagem de sódio trocável (PST) do solo nos lisímetros foi considerado médio (CV 13,82 12,09 e 14,07%), indicando homogeneidade média dos dados para os períodos amostrados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 48 são apresentados os valores médios para porcentagem de sódio trocável (PST) do solo nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 40 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 48 Valores médios para porcentagem de sódio trocável (PST) do solo (%) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 40 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha ⁻¹)	Adubação Química (kg ha ⁻¹)	Períodos observados		
		0 DAS	40 DAS	70 DAS
0	0	2,00	2,71	2,24
0	40	2,14	2,04	2,20
40 (115,20)*	0	2,28	1,98	2,32
40	40	2,55	1,81	1,61
80 (230,40)*	0	1,83	2,31	2,45
80	40	2,11	2,52	1,89
120 (345,60)*	0	2,62	2,09	2,01
120	40	2,47	2,03	1,81

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme a Tabela 48, os valores para PST (%) no solo nos períodos 0, 40 e 70 DAS sofreram poucas alterações. O período 70 DAS foi o que apresentou as maiores concentrações, o qual não diferiu em 5% de significância dos demais, verificando-se pequeno incremento nas concentrações aos 70 DAS em relação ao período inicial, com exceção para os tratamentos 8, 7, 6 e 4 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 4 – 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Verifica-se também que não há tendência em relação ao comportamento dos incrementos e a aplicação

de ARS ou AD, apenas que, nas maiores dosagens de ARS ocorreram maiores alterações nos valores e com menores incrementos.

O solo foi considerado não sódico, pois os valores obtidos em todos os tratamentos estão abaixo de 15%. De acordo com Richards (1954), para apresentar essa caracterização o solo deve ter pH menor que 8,5, PST menor que 15% e condutividade elétrica menor que 4 dS m⁻¹. Portanto, o solo não está sujeito a degradações estruturais (RENGASAMY & OLSSON, 1991).

Santos (2004) avaliou o efeito da irrigação com efluente tratado em capim-Tifton 85, observando valores para PST entre 5,56 a 7,42% (camada de 0-10 cm), também abaixo do limite mínimo de 15% como indicador de sodicidade para solo.

Aguiar Neto (2007) avaliou os atributos físicos e químicos dos solos do perímetro irrigado Califórnia, verificando aumento da PST e aumento significativo do pH no solo na profundidade de 0-20 cm, atingindo valores de 5,7 e 9,5%, respectivamente.

Prior (2008) encontrou para PST valores que variaram entre 2,46 a 3,43%, valores pouco maiores aos encontrados neste trabalho. Porém, observa-se decréscimo nos valores de PST em função do aumento das doses de adubação, e sem problemas de sodicidade.

5.7 Análise de pH, condutividade elétrica e razão de adsorção de sódio (RAS) no material percolado

5.7.1 pH

Na Tabela 49 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para o pH do material percolado do solo dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o pH em relação aos períodos observados.

Observa-se na Tabela 49 que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, e que apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para o pH do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 2,29, 1,79, 2,38, 2,28, 3,61, 2,12, 3,70%), indicando homogeneidade alta dos dados, pois os valores são, respectivamente, maiores que 10 e menores que 20% (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 49 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o pH do material percolado do solo dos lisímetros cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F						
		0 DAS	7 DAS	21 DAS	28 DAS	33 DAS	61 DAS	70 DAS
ARS	3	0,89 ^{ns}	1,66 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,53 ^{ns}	1,42 ^{ns}	0,70 ^{ns}	1,20 ^{ns}
AD	1	0,054 ^{ns}	0,003 ^{ns}	0,018 ^{ns}	0,63 ^{ns}	0,81 ^{ns}	1,83 ^{ns}	0,00 ^{ns}
Interação	3	0,39 ^{ns}	2,28 ^{ns}	0,048 ^{ns}	0,17 ^{ns}	1,17 ^{ns}	0,75 ^{ns}	0,08 ^{ns}
CV (%)		2,29	1,79	2,38	2,28	3,61	2,12	3,70
DP		0,34	0,32	0,33	0,33	0,64	0,33	0,55
Média Geral		7,02	7,07	7,00	6,94	7,19	7,17	7,05

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Na Tabela 50 são apresentados os valores médios para o pH do material percolado do solo dos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 50 Valores médios para o pH do material percolado do solo dos lisímetros sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha ⁻¹)	Adubação Química (kg ha ⁻¹)	Períodos observados						
		0 DAS	7 DAS	21 DAS	28 DAS	33 DAS	61 DAS	70 DAS
0	0	7,10	7,12	7,18	7,05	7,19	6,88	6,91
0	40	7,27	7,38	7,08	7,06	7,27	7,43	6,84
40 (115,20)*	0	7,06	7,03	6,85	6,99	7,04	7,33	6,74
40	40	6,77	6,77	6,88	6,70	6,91	7,31	6,94
80 (230,40)*	0	7,09	7,18	7,11	7,08	7,07	6,99	7,44
80	40	7,10	6,85	7,05	6,95	8,12	7,08	7,42
120 (345,60)*	0	6,91	6,94	6,93	6,88	6,98	7,10	7,13
120	40	6,86	7,38	6,97	6,81	6,92	7,24	7,01

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). * Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme a Tabela 50, os maiores valores de pH do material percolado foram atingidos aos 33 e 61 DAS, com médias de 8,12 (Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) e 7,43 (Tratamento 2 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Porém, não

diferiram a 5% de significância dos demais. Os menores valores encontrados atingiram médias de 6,70 nos tratamento 4 (Tratamento 4 – 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) para os períodos 28 DAS e 6,74, no tratamento 3 (Tratamento 3 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD) para 70 DAS.

Verifica-se que os valores de pH variaram nos períodos observados durante o desenvolvimento da cultura do minimilho, porém permaneceram na faixa de 6,70 a 8,12. Constata-se também que – através das médias gerais de pH (Tabela 49) ao longo dos períodos, sendo o valor de pH inicial (7,92) e final (7,05) – ocorreu um pequeno decréscimo no valor, embora houvesse variações mais acentuadas.

Os valores médios de pH no material percolado estão dentro dos limites considerados críticos, estabelecidos como orientadores pela CONAMA/357 (Brasil, 2005) para lançamento de efluentes, que varia entre 5 a 9.

Com relação, ainda, aos valores médios de pH, acrescenta-se que (Tabela 49) os mesmos se enquadram na faixa considerada adequada para água de irrigação, que varia entre 6,5 a 8,4. Portanto, o valor de pH inicial da ARS (7,92) indica que ela está apta para ser usada para este fim (AYERS & WESTCOT, 1994).

O pH, no material percolado, esteve abaixo do pH inicial da ARS (pH 7,92) e, de modo geral, semelhante ao pH inicial do solo (pH entre 5,9 e 7,20). Freitas et al. (2005), Baumgartner et al. (2007) e Smanhotto (2008), também trabalharam com pH de dejetos suínos e ARS com valores 7,50, 8,00 e 7,73, os quais são semelhantes ao utilizado nesta pesquisa.

Corroborando também com os resultados encontrados, pesquisa realizada por Oliveira et al. (1995), que obtiveram os seguintes valores nos efluentes de lagoas de tratamento de efluentes suínos: 7,28; 7,23; 7,77 e 7,80, respectivamente, para lagoas um, dois e três.

Silva et al. (2003), em análise descritiva sobre lagoas de estabilização de efluentes suínos, apontaram valores de pH, que variaram de 6,5 a 8,5. Segundo o mesmo autor, valores de pH iguais a 7,0, em lagoas anaeróbias, favorecem a ação de bactérias anaeróbias sobre o material orgânico.

O decréscimo do pH dos percolados, aos 21 e 28 DAS, pode ter ocorrido devido à degradação mais intensa da matéria orgânica após os 20 dias, provocando a liberação de elétrons que reduziram o oxigênio da água e, com isto, diminuíram a concentração de hidrogênio (BRADY, 1989).

Brito et al. (2007) avaliaram a qualidade do percolado de solos que receberam doses de vinhaça em diferentes tempos de incubação, verificando que a vinhaça aplicada com o maior tempo de incubação no solo elevou o pH do percolado, aproximando-se dos valores da testemunha.

Luchese, Costa & Souza Júnior (2008) avaliaram o impacto da aplicação de altas doses de resíduos orgânicos (biossólido e lodo), de indústria farmoquímica, na contaminação dos mananciais de água, verificando aumento no pH do percolado até a quarta aplicação, num total de dez aplicações.

5.7.2 Condutividade elétrica (CE)

Na Tabela 51 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para a condutividade elétrica (CE) do material percolado ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do solo dos lisímetros, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para condutividade elétrica do material percolado em relação aos períodos observados.

Tabela 51 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do material percolado do solo dos lisímetros cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F						
		0 DAS	7 DAS	21 DAS	28 DAS	33 DAS	61 DAS	70 DAS
ARS	3	0,25 ^{ns}	1,10 ^{ns}	0,97 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,53 ^{ns}	3,069 ^{ns}	1,32 ^{ns}
AD	1	0,021 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,007 ^{ns}	0,15 ^{ns}	4,018 ^{ns}	0,27 ^{ns}
Interação	3	0,32 ^{ns}	1,024 ^{ns}	1,48 ^{ns}	0,34 ^{ns}	0,24 ^{ns}	4,72*	0,31 ^{ns}
CV (%)		30,38	25,81	32,39	26,50	31,52	10,05	28,79
DP		48,21	79,15	77,96	42,85	67,71	30,19	76,83
Média Geral		91,08	157,40	136,90	90,77	116,90	116,90	137,70

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se na Tabela 51 que para a variação ARS, AD e a interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, com exceção para o período 61 DAS na interação ARS x AD, no qual foi significativo, indicando existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para a condutividade elétrica do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 10,05%) para o período 61 DAS, alto (25,81, 26,50, 28,79%) para os períodos 7, 28 e 70 DAS, e muito alto (30,38, 32,89, 31,52%)

para 0, 21 e 33 DAS, indicando homogeneidade alta, média e dados não homogêneos, respectivamente (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 52 são apresentados os valores médios para condutividade elétrica do material percolado do solo dos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 52 Valores médios para condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do material percolado do solo dos lisímetros sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 7, 21, 28, 33, 61 e 70 DAS. Cascavel – PR

61 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	82,56aA	141,30bA	101,90abA	104,66abA	107,68
40	144,66bB	123,53abA	89,96aA	146,36bB	126,13
Médias (CE)	113,61	132,41	95,93	125,51	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). * Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 52, os maiores valores de condutividade elétrica do material percolado para 61 DAS foram 144,66 e 146,36 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (0,14 e 0,46 dS m^{-1}) e os menores resultados para o período foi 82,56 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (0,082 dS m^{-1}).

Verifica-se que os valores médios de condutividade elétrica variaram nos períodos observados durante o desenvolvimento da cultura do minimilho, mas se mantiveram na faixa de 90,77 a 157,40 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabela 51). Também percebe-se que houve decréscimo no valor da condutividade elétrica inicial da ARS (2.130 $\mu\text{S cm}^{-1}$) e final (137,70 $\mu\text{S cm}^{-1}$), 2,13 e 0,137 dS m^{-1} .

De acordo com Ayers & Westcot (1994), para classificação em relação à salinidade, a água foi classificada como sem restrição para uso em irrigação, pois apresentou CE de 0 a 3 dS m^{-1} (2,13 dS m^{-1}). Portanto, o uso da mesma não afeta a absorção de água pelas plantas e, quanto ao uso na cultura do milho, este suporta CE até 1,7 dS m^{-1} no solo e 1,1 dS m^{-1} na água sem que a produtividade seja afetada (MASS, 1984).

Após a adição dos tratamentos aos 0 DAS, a solução percolada apresentou CE em média de 91,08 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e aos 7 DAS obteve-se o maior valor para CE de 157,40 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Isto indica que existiu a passagem de íons para a água coletada, mas é provável que esses íons sejam oriundos dos tratamentos utilizados e não dos íons existentes no solo, pelo fato de terem ocorrido períodos de chuvas intensas nessa época, como pode ser observado na Figura 08. Após este período, experimentou-se decréscimo e, finalmente, novo aumento nos valores de CE (136,90, 90,77 $\mu\text{S cm}^{-1}$ – 21 e 28 DAS) e CE (116,90, 116,90 e 137,70 $\mu\text{S cm}^{-1}$ – 33, 61 e 70 DAS).

Semelhante a este trabalho, Giroto et al. (2007) avaliaram a transferência e formas de Cu e P, em soluções transferidas por escoamento superficial e por percolação no solo, em área com sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos, encontrando condutividade de 191, 401 e 564 $\mu\text{S cm}^{-1}$ com aplicações de 0, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente.

Para vários autores, a condutividade elétrica da água residuária de suinocultura em diversos experimentos foram 5,42 dS m^{-1} (Freitas et al. 2004), 4,89 dS m^{-1} (Dal Bosco et al. 2008), 3,40 dS m^{-1} (Souza et al. 2009) e 0,60 dS m^{-1} (Duarte et al. 2008), em efluente doméstico. Isso indica que a utilização de ARS na irrigação deve ser feita com restrições, pois a maioria dos trabalhos apresentaram valores que representam perigo para as plantas sensíveis a salinidade.

5.7.3 Razão de adsorção de sódio (RAS)

Na Tabela 53 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. No cálculo da RAS, os valores médios das concentrações de sódio, cálcio e magnésio foram convertidos em unidades de meq L^{-1} .

Tabela 53 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}) do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
ARS	3	2,33 ^{ns}	1,86 ^{ns}	3,53 ^{ns}
AD	1	0,72 ^{ns}	1,72 ^{ns}	3,66 ^{ns}
Interação	3	3,70*	0,68 ^{ns}	1,81 ^{ns}
CV (%)		28,40	38,36	42,01
DP		0,019	0,023	0,029
Média Geral		0,055	0,058	0,056

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}) em relação aos períodos observados.

Observa-se, na Tabela 53, que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, com exceção para o período 0 DAS na interação ARS x AD, em qual a interação entre as doses de ARS e de AD foram significativas ao nível de 5%. Nos períodos 33 e 70 DAS, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV), para razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado do solo nos lisímetros, foi considerado alto (CV 28,40%) para o período 0 DAS, indicando homogeneidade baixa dos dados. Já para os períodos amostrados 33 e 70 (CV 38,36 e 42,01%), foi considerado muito alto (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 54 são apresentados os valores médios para razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos período amostrado 0 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 54 Valores médios para razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado (meq L^{-1}), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem, nos períodos 0 DAS. Cascavel – PR

0 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,073aA	0,042aA	0,046aA	0,050aA	0,053
40	0,054abA	0,079bB	0,036aA	0,063abA	0,058
Médias (RAS)	0,063	0,061	0,041	0,056	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 54, os maiores valores para razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado para 0 DAS foram 0,073 e 0,079 meq L^{-1} sendo que os menores resultados para o período foram 0,042 e 0,046 meq L^{-1} .

Os valores médios de razão de adsorção de sódio (RAS) do material percolado nos períodos observados durante o desenvolvimento da cultura do minimilho, mantiveram-se na

faixa de 0,055 a 0,058, e nas médias gerais (Tabela 53) o valor da RAS inicial (0,13 meq L⁻¹) e final (0,056 meq L⁻¹) apresentou decréscimo no valor.

Observou-se que quanto maiores as doses de aplicação dos tratamentos, maiores os valores de RAS encontrados no solo e menores no percolado, mesmo havendo diferença significativa para as elas na primeira observação. Nos demais períodos, 33 e 70 DAS, verificou-se o mesmo comportamento, apenas com decréscimo para o período final.

De acordo com Ayers & Westcot (1994), a sodicidade e salinidade, avaliadas conjuntamente, podem medir a capacidade de infiltração de água no solo. O valor da CE > 0,7 dS m⁻¹ e da RAS entre 0 e 3 meq L⁻¹ indicam que as mesmas não apresentam restrição, fato observado, também neste trabalho, pois a CE e a RAS da ARS inicial apresentaram valores 2,13 dS m⁻¹ e 0,13 meq L⁻¹, portanto, maiores que 0,7 dS m⁻¹ e entre 0 e 3 meq L⁻¹. Assim, para maiores valores de salinidade (CE), necessita-se menores valores de sodicidade (RAS) para aumentar o perigo à restrição, provocando redução nas taxas de infiltração de água e, conseqüentemente, na absorção de água pelas plantas.

Smanhotto et al. (2009) verificaram os efeitos da aplicação de taxas de água residuária da suinocultura (ARS), quanto à razão de adsorção de sódio (RAS) no solo e no lixiviado de lisímetros de drenagem, encontrando valores entre 0,15 a 0,35 meq L⁻¹ nos períodos observados.

Freitas et al. (2005) avaliaram o efeito das ARS sobre as propriedades químicas do solo, verificando que quanto a salinidade e problemas de infiltração do solo houve restrição severa ao uso, de acordo com valores de Ayers & Westcot (1994), pois os mesmos foram 0,87, 1,21 e 1,12 dS m⁻¹ para RAS e 0,20, 5,42 e 5,51 meq L⁻¹.

5.8 Cálcio, magnésio, potássio e cobre no material percolado

5.8.1 Cálcio (Ca) e magnésio (Mg)

Na Tabela 55 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do material percolado (mg L⁻¹) do solo dos lisímetros, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, cultivado com minimilho. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios do cálcio em relação aos períodos observados (0, 33 e 70 DAS).

Observa-se na Tabela 55 que, para o cálcio a variação ARS e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, o que indica a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS X AD. Para a variação AD, os valores de F foram significativos apenas para os períodos 0 e 70 DAS. O cálcio possui

mobilidade lenta no solo e nos tecidos vegetais, o que pode limitar sua disponibilidade para absorção radicular e distribuição entre os órgãos das plantas (BATAGLIA, 1991).

Tabela 55 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cálcio e magnésio (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Parâmetro	Causas de variação	GL	Valores de F		
			0 DAS	33 DAS	70 DAS
Ca	ARS	3	7,48*	20,27*	127,24*
	AD	1	7,24*	3,10 ^{ns}	11,15*
	Interação	3	21,56*	3,96*	9,95*
	CV (%)		8,59	10,71	6,64
	DP		1,89	1,89	2,65
	Média Geral			3,90	3,43
Mg	ARS	3	7,09*	3,72*	5,41*
	AD	1	2,73 ^{ns}	3,31 ^{ns}	1,58 ^{ns}
	Interação	3	10,66*	1,55 ^{ns}	12,01*
	CV (%)		16,15	12,15	18,73
	DP		2,13	2,02	3,61
	Média Geral			3,20	6,24

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se também, na Tabela 55, que para o magnésio a variação ARS, os valores de F foram significativos a 5%. Para a interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados aos 0 e 70 DAS, o que indica existência de dependência entre os fatores, enquanto para a variação AD os valores de F não foram significativos. Silva (1999) atribuiu isso a não mobilidade do magnésio no solo, fator que dificulta a sua absorção pelas plantas.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de cálcio do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 8,59, 10,71 e 6,64%), indicando alta homogeneidade para os períodos amostrados (PIMENTEL GOMES, 2000). No entanto, o coeficiente de variação (CV) para os teores de magnésio do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado médio (CV 16,15, 12,15 e 18,73%), indicando homogeneidade média dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 56 são apresentados os valores médios para os teores de cálcio do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de

ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 56 Resultado do teste de comparação de médias dos teores de cálcio (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 33 e 70 DAS. Cascavel – PR

0 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	2,53aA	2,92aA	1,94aA	6,51bB	3,48A
40	3,91aA	2,90aA	6,90bB	3,55aA	4,32B
Médias (Ca)	3,22ab	2,91a	4,42bc	5,03c	
33 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	2,81aA	6,03bA	1,54aA	2,10aA	3,12
40	3,31abA	5,33bA	1,47aA	4,88bB	3,75
Médias (Ca)	3,06ab	5,68c	1,51a	3,49b	
70 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	1,75aA	1,43aA	9,04bB	2,25aA	3,62B
40	1,60aA	1,98aA	5,48bA	1,56aA	2,66A
Médias (Ca)	1,68a	1,71a	7,26a	1,91b	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 56, os maiores valores observados para os teores de cálcio do material percolado no solo, para o período 0 DAS, foram encontrados nos tratamentos 7 e 6 (Tratamento 7 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 6 - 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD), para 33 DAS nos tratamentos 4 e 3 (Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 3 - 40 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD). Já para 70 DAS isso ocorreu nos tratamentos 6 e 5 (Tratamento 6 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 5 - 80 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD).

Verifica-se também, que na maior dosagem de ARS não houve incremento na concentração dos teores de cálcio e estas diferiram a 5% de significância em todas dosagens de ARS e AD para o período 0 DAS. No período de 33 DAS houve incremento nas concentrações em relação à maior dosagem de ARS. Porém, diferiram estatisticamente

a 5% de significância para aplicações crescentes de ARS, enquanto que para o período de 70 DAS houve diferença significativa apenas para a dosagem de 80 kg ha⁻¹ e todas de AD.

Há que se considerar também a quantidade de cálcio aplicado via ARS, conforme Tabela 14, pois para as mesmas foram aplicadas 0, 40, 80 e 123 mg, respectivamente, em cada lisímetro, equivalente a 0, 0,26, 0,52 e 0,77 kg ha⁻¹, uma parte foi absorvida pela planta, outra permaneceu no solo e uma terceira seguiu com a água. Atribui-se as concentrações no material percolado às aplicações de ARS, pois as concentrações no solo não sofreram incremento, permanecendo constantes.

Também o cátion Ca⁺² pode ser carregado com o nitrato, já que ele é um ânion que não se movimenta sozinho e o cálcio se encontra em maiores concentrações no solo que o magnésio e potássio (MUZILLI, 1983).

Oliveira et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e de águas residuárias de suinocultura na extração de nutrientes do milho para silagem, verificando que, para todo o cálcio aplicado via irrigação, houve percolação, evidenciando mobilidade deste nutriente no solo nesta condição.

Vieira José et al. (2009) avaliaram o efeito da aplicação em doses de água residuária de abatedouro bovino em Latossolo Vermelho distrófico e no desenvolvimento do milho, observando um aumento nas concentrações de cálcio no percolado em 40% para o 16° DAS e diminuição nas concentrações para 40 a 82° DAS.

Tal fato também ocorreu com a experiência feita neste trabalho, pois aos 70 DAS houve redução nas concentrações de cálcio no material percolado, possivelmente devido à absorção pela cultura do milho, estágio de desenvolvimento da planta e, ainda, com mecanismos que determinam o movimento de Ca e de Mg no solo, pois como a planta não completa seu ciclo, o efeito das interações entre Ca e Mg obtidas resultarão em outras conclusões em relação ao movimento destes cátions, já que a presença de um pode prejudicar os processos de adsorção e absorção do outro (MALAVOLTA & DANTAS, 1987).

Na Tabela 57 são apresentados os valores médios para os teores de magnésio do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 57, os maiores valores observados para os teores de magnésio do material percolado do solo para o período 0 DAS foi encontrado no tratamento 3 (Tratamento 3 – 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD); para 33 DAS nos tratamento 6 (Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) e para 70 DAS nos tratamentos 8 e 2 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Verifica-se, também, que nos tratamentos 4 e 1 (Tratamento 4 - 40 kg ha⁻¹

de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 1 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD) foram encontrados os menores valores para os períodos 0 e 70 DAS.

Tabela 57 Resultado do teste de comparação de médias dos teores de magnésio (mg L⁻¹) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR

0 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,32aA	5,15bB	4,99bA	3,22bA	3,67
40	2,89abB	0,53aA	4,13bA	3,37abA	2,73
Médias (Mg)	1,60a	2,84ab	4,56b	3,79ab	
33 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	2,84	6,55	6,74	6,50	5,66
40	5,90	6,59	7,58	7,22	6,82
Médias (Mg)	4,37a	6,57a	7,16a	6,86a	
70 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,52aA	5,44bcB	7,61cA	5,81bcA	4,84
40	8,71cB	0,88aA	5,52bcA	8,49cA	5,90
Médias (Mg)	4,61ab	3,16a	6,56ab	7,15b	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). * Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Mesmo que em algumas observações ocorreram decréscimo nas concentrações, quando se compara as médias de 0 e 33 DAS, verifica-se que aos 70 DAS houve incremento nas concentrações, porém elas diferiram estatisticamente a 5% de significância apenas para aplicações crescentes de ARS.

A quantidade de magnésio aplicado via ARS, conforme Tabela 14, para as mesmas foram aplicadas 0, 17,10, 34,20 e 52,25 mg, respectivamente, em cada lisímetro, equivalente a 0, 0,11, 0,22 e 0,32 kg ha⁻¹. Dessa quantidade, uma parte foi absorvida pelas plantas, outra permaneceu no solo e uma terceira seguiu com a água. Atribui-se as concentrações de magnésio no material percolado às aplicações de ARS, pois as concentrações no solo não sofreram incremento, permanecendo constantes.

O mesmo comportamento observado para o íon cálcio foi observado para o íon magnésio, o qual aumentou a concentração no período de 0 a 33 DAS, e decresceu aos 70

DAS. Semelhante a este estudo, Vieira José et al. (2009), também verificaram comportamentos semelhantes entre Ca e Mg, com decréscimos nas concentrações, utilizando água de efluente de abatedouro bovino no 16º DAS.

Este comportamento pode ter ocorrido, segundo Grove (1986), devido ao excesso de íons H^+ e ânions NO_3^- na solução do solo, acarretando em lixiviação de bases, na forma de sais de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ . A adição de esterco de animais no solo tem proporcionado maior movimentação de cátions em profundidade (KINGERY et al. 1994).

Apesar de Ca e Mg terem comportamento diferente em relação à absorção pelas plantas – já que o Ca é absorvido com maior intensidade no início do desenvolvimento e a absorção de Mg ocorre lentamente e contínua durante todo o ciclo da planta (MALAVOLTA, 2006) –, é de se esperar que as concentrações tenham decréscimos semelhantes quando comparadas no final.

Ernani et al. (2007) avaliaram a mobilidade de K em solos, de acordo com o método de aplicação e dose de KCl , verificando um aumento na percolação de Ca e Mg, a qual ocorreu devido ao deslocamento das cargas elétricas negativas pelo K aplicado em decorrência da elevação de sua atividade na solução. Isso sugere que o máximo influxo de Mg é dependente, não apenas dos níveis de Ca na solução do solo, mas também da presença de cátions como K^+ e NH_4^+ .

5.8.2 Potássio (K)

Na Tabela 58 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de potássio (K) do material percolado ($mg L^{-1}$) do solo dos lisímetros, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem cultivado com minimilho. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios dos teores de potássio em relação aos períodos observados (0, 33 e 70 DAS).

Observa-se na Tabela 58, que para a variação ARS, AD e interação ARS X AD, os valores de F não foram significativos a 5%, para os fatores analisados. Apesar de não significativos, verifica-se pequeno decréscimo nos valores médios para os períodos observados, porém isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

A disponibilidade de K às plantas depende muito de sua difusão no solo (Oliveira et al. 2004), uma vez que a quantidade que chega até as raízes, por fluxo de massa, é menor que a taxa de absorção. A difusão de um íon no solo depende de atributos inerentes a cada solo, como teor de água, tamanho dos poros, concentração iônica da solução do solo e pH (ERNANI et al., 2007).

Tabela 58 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de potássio (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
ARS	3	1,30 ^{ns}	0,72 ^{ns}	0,53 ^{ns}
AD	1	2,91 ^{ns}	3,19 ^{ns}	2,57 ^{ns}
Interação	3	0,54 ^{ns}	1,52 ^{ns}	1,18 ^{ns}
CV (%)		16,21	9,59	14,67
DP		1,34	0,70	0,99
Média Geral		2,79	2,66	2,30

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

O coeficiente de variação (CV) para os teores de potássio do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 9,59%) para o período 33 DAS, indicando homogeneidade alta dos dados e, para os períodos 0 e 70 DAS (CV 16,21 e 14,67%), foi considerado médio (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 59 são apresentados os valores médios para os teores de potássio do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 59 Valores médios para os teores de potássio (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, nos períodos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha^{-1})	Adubação Química (kg ha^{-1})	Períodos observados		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
0	0	2,06	2,25	1,80
0	40	2,65	3,29	3,38
40 (115,20)*	0	2,33	3,13	2,09
40	40	2,20	2,71	2,10
80 (230,40)*	0	2,74	2,42	1,92
80	40	4,43	2,70	3,13
120 (345,60)*	0	2,20	1,89	2,12
120	40	3,74	2,88	1,87

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Conforme Tabela 59, os maiores valores observados para os teores de potássio do material percolado do solo foram 3,74 e 4,43 mg L⁻¹, ambos obtidos no período 0 DAS. Porém, nos tratamentos 8 e 6 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), verifica-se, também, que os menores valores foram encontrados no período 70 DAS nos tratamentos 8 e 1 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 1 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Mesmo sem haver diferença significativa entre os tratamentos nos períodos observados, atribui-se os maiores níveis de K encontrados no percolado às doses crescentes de ARS aplicadas. Apesar de se ter verificado decréscimo na maioria das concentrações, o que era esperado, em outras houve acréscimo; quando comparadas com o período de 70 DAS, porém ser diferenças significativas.

A quantidade de potássio aplicado via ARS, conforme Tabela 14, para as dosagens foram 0, 36, 72 e 110 mg, respectivamente, em cada lisímetro, o que equivale a 0, 0,23, 0,46 e 0,69 kg ha⁻¹. A quantidade de potássio absorvida pelas plantas foi considerada abaixo dos níveis adequados e os teores encontrados no solo foram considerados altos. Houve, ainda incremento nas concentrações do solo, enquanto que o potássio no material percolado foi diminuindo com o decorrer dos períodos amostrados. Isso pode ter ocorrido, pois a lixiviação de K em profundidade no solo é proporcional à chuva aplicada (Rosolem, Calonego & Foloni, 2005). Entretanto, neste período houve pouca precipitação. Também pode-se considerar que a liberação de ácidos orgânicos pela palha da superfície do solo altera a ordem de lixiviação de cátions no solo e permite acúmulo de K em sistemas com semeadura direta com maior lixiviação de cátions divalentes ou trivalentes (FRANCHINI et al. 1999; ROSOLEM et al., 2006).

As concentrações de potássio ao longo das três coletas experimentaram maiores decréscimos nos tratamentos que receberam as maiores doses de ARS combinadas com AD. Semelhante a este trabalho, Vieira José et al. (2009) também verificaram reduções nas concentrações de potássio ao longo das amostragens para as maiores doses de água residuária de abatedouro bovino.

Ernani et al. (2007) verificaram lixiviação de K pequena, sendo que as maiores perdas ocorreram nas primeiras percolações, atingindo aproximadamente 55 mg L⁻¹, com média de 5,5 mg L⁻¹ por percolação, independente do solo, Cambissolo ou Nitossolo.

5.8.3 Cobre (Cu)

Na Tabela 60 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de cobre (Cu) do material percolado (mg L⁻¹) do solo dos lisímetros, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em

lisímetros de drenagem cultivado com minimilho. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios dos teores de cobre em relação aos períodos observados (0, 33 e 70 DAS).

Tabela 60 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de cobre (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
ARS	3	2,41 ^{ns}	0,57 ^{ns}	0,45 ^{ns}
AD	1	3,17 ^{ns}	0,26 ^{ns}	7,09 ^{ns}
Interação	3	0,40 ^{ns}	0,32 ^{ns}	1,19 ^{ns}
CV (%)		0,27	0,16	0,10
DP		0,005	0,0029	0,0021
Média Geral		0,015	0,0049	0,0028

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 60, que para a variação ARS, AD e interação ARS X AD, os valores de F não foram significativos ao nível de 5% para os fatores analisados e, apesar de não significativos, verifica-se pequena variação nos valores médios para os períodos observados. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Para Silva & Mendonça (2007), dentre os metais considerados pesados, o Cu é um dos menos móveis no solo, devido à sua forte adsorção aos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica, o Cu é retido, principalmente, pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de cobre do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 0,27, 0,16 e 0,10%), para os períodos observados, indicando homogeneidade alta dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 61 são apresentados os valores médios para os teores de cobre do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 61, os maiores valores observados para os teores de cobre do material percolado do solo foram 0,018 e 0,021 mg L^{-1} , obtidos no período 0 DAS, nos tratamentos 4 e 3 (Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 3 – 40

kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Verifica-se, também, que os menores valores 0,0013 e 0,0013 mg L⁻¹ foram encontrados no período 70 DAS nos tratamentos 6 e 2 (Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Mesmo não havendo diferença significativa entre os tratamentos nos períodos observados, atribui-se os maiores níveis de cobre encontrados no percolado, às doses crescentes de ARS aplicadas no solo. Foi observado, ainda, decréscimo nas concentrações (exceção para o período 33, tratamento 3 (Tratamento 3 – 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD) em que a concentração aumentou quando comparadas com o período de 70 DAS, porém, sem diferenças significativas.

Tabela 61 Valores médios para os teores de cobre (mg L⁻¹) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem nos períodos 0, 33 e 70 DAS. Cascavel – PR

Doses de ARS (kg ha ⁻¹)	Adubação Química (kg ha ⁻¹)	Períodos observados		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
0	0	0,014	0,0053	0,0046
0	40	0,009	0,0041	0,0013
40 (115,20)*	0	0,021	0,0044	0,0048
40	40	0,018	0,0037	0,0022
80 (230,40)*	0	0,017	0,0057	0,0044
80	40	0,010	0,0070	0,0013
120 (345,60)*	0	0,016	0,0057	0,0019
120	40	0,015	0,0035	0,0024

Não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. ARS: água residuária de suinocultura; DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Apesar de se perceber maior tendência de transferência de Cu na primeira amostragem realizada após a aplicação da ARS (Tabela 60), a grande variação nos teores de Cu observados no material percolado, principalmente, na terceira amostragem, é um indicativo de transferência por fluxo preferencial no perfil do solo, pela alta afinidade deste elemento aos compostos orgânicos (ASHWORTH & ALLOWAY, 2007). Havia previsão de que os tratamentos que receberam maiores dosagens de ARS apresentassem maiores teores de Cu no material percolado, uma vez que a ARS tinha aporte de cobre.

As concentrações totais de Cu no material percolado estão bem abaixo dos limites considerados críticos estabelecidos como orientadores pela CONAMA/397 (Brasil, 2008), para lançamento de efluentes que é de 1,0 mg L⁻¹ para o Cu, e 5,0 mg L⁻¹ para o Zn.

A quantidade de cobre aplicado via ARS, conforme Tabela 14, para as dosagens foram 0, 225, 450 e 687,50 mg, respectivamente, em cada lisímetro (1,6 m²), o que equivale a 0, 1,44, 2,88 e 4,32 kg ha⁻¹. A quantidade de cobre absorvida pelas plantas foi considerada normal dentro dos níveis adequados e os teores encontrados no solo foram considerados altos. Houve, ainda, incremento nas concentrações do solo, enquanto que o cobre no material percolado foi diminuindo com o decorrer dos períodos amostrados. Isso pode ter ocorrido, devido ao fato da dinâmica do cobre e do zinco sofrem forte influência do pH (ALLOWAY, 1995). Ambientes ácidos determinam maior mobilidade do cobre e do zinco no solo, enquanto que condições de pH acima de seis favorecem sua retenção, em que os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria, pH-dependentes (SODRÉ, LENZI & COSTA, 2001).

As concentrações de Cu obtidas por Barros, Amaral & Lucas Junior (2003) – que trabalharam com aplicação de águas residuárias de suinocultura após a utilização de tratamento integrado, em colunas deformadas de solo –, demonstram concentrações máximas nas soluções percoladas de Cu próxima a 0,06 mg L⁻¹, e diferiram ao obtido no presente trabalho. Difere também deste trabalhos, os valores obtidos por Dal Bosco et al. (2008), que obtiveram, em média, valores de 0,05 mg L⁻¹ em material escoado sob aplicações de águas residuárias de suinocultura.

Em relação às concentrações de Zn, essas não foram encontradas no material percolado, apesar de terem sido aplicadas 0, 1.377, 2.754, 4.207,50 mg em cada lisímetro (1,6 m²), o que equivale a 0, 8,81, 17,63 e 26,43 kg ha⁻¹ nos tratamentos com aplicação de ARS. Isso indica que uma parte de zinco adicionada foi absorvida pelas plantas de minimilho, porém, a outra permaneceu adsorvida ao solo, onde os teores foram considerados predominantemente baixos para o solo, pois considerando-se que a ARS apresentou concentração de zinco de 76,50 mg L⁻¹, e que as concentrações médias verificadas no material percolado foram nulas, pode-se creditar os valores à baixa mobilidade do elemento no solo, não necessitando analisar as concentrações de zinco em profundidades maiores que as superficiais (SECCO, 2003).

5.9 Fósforo, nitrogênio total e nitrato

5.9.1 Fósforo (P)

Na Tabela 62 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de fósforo (P) do material percolado (mg L⁻¹) do solo dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem cultivado com minimilho. É possível verificar os valores de F,

coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios do fósforo em relação aos períodos observados (0, 33 e 70 DAS).

Tabela 62 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de fósforo (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F		
		0 DAS	33 DAS	70 DAS
ARS	3	22,73*	14,76*	0,31 ^{ns}
AD	1	18,27*	30,14*	0,62 ^{ns}
Interação	3	5,90*	3,44*	1,002 ^{ns}
CV (%)		0,16	0,10	0,23
DP		0,0073	0,0042	0,0046
Média Geral		0,023	0,019	0,007

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 62, que para a variação ARS, AD e interação ARS X AD, os valores de F foram significativos ao nível de 5%, para os períodos amostrados 0 e 33 DAS, porém, no período de 70 DAS, os valores de F não foram significativos em nenhuma variação investigada. Isso indica a não-existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS X AD para o período e comportamento inverso aos demais.

O coeficiente de variação (CV) para os teores de fósforo do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado baixo (CV 0,16, 0,10 e 0,23%), para os períodos observados, indicando homogeneidade alta dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 63 são apresentados os valores médios para os teores de fósforo do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 e 70 dias após a semeadura (DAS).

Na Tabela 63, verifica-se, no período 0 e 33 DAS, que as maiores doses de ARS e AD resultaram em maiores concentrações de fósforo no material percolado, as quais diferem significativamente a 5% de probabilidade entre si. As maiores concentrações de fósforo encontradas foram 0,031 e 0,042 mg L^{-1} e as menores concentrações verificadas foram 0,017 e 0,012 mg L^{-1} . As concentrações médias de P para todas as doses de ARS e AD não foram semelhantes a 5% de significância para o período 0 DAS, enquanto que para 33 DAS, houve diferença apenas para as maiores dosagens.

Tabela 63 Resultado do teste de comparação de médias dos teores de fósforo (mg L^{-1}) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 e 33 DAS. Cascavel – PR

0 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,017aA	0,026bA	0,027bA	0,030bA	0,025A
40	0,026abB	0,023aB	0,031bA	0,042cB	0,031B
Médias (P)	0,022a	0,024ab	0,029b	0,036c	
33 DAS					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,012aA	0,017bA	0,018bA	0,020bA	0,017A
40	0,019aB	0,018aA	0,024bB	0,024bB	0,021B
Médias (P)	0,016a	0,017a	0,021b	0,022b	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Em decorrência da baixa mobilidade do fósforo no solo, as concentrações no material percolado foram diminuindo de acordo com os períodos de amostragem, não sendo apresentadas para o período 70 DAS, porque para as doses de ARS, AD e interação ARS x AD não apresentaram diferenças significativas a 5% de probabilidade. Porém, obteve-se como média geral $0,007 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 62), sendo consideradas insignificantes em solos agricultáveis (BASSO, 2003), ou seja, não houve efeito expressivo das doses de ARS sobre as concentrações de fósforo na água percolada.

A quantidade de fósforo aplicado via ARS (Tabela 14), para as dosagens foram 0, 380,30, 760,68, 1.162,15 mg, respectivamente, em cada lisímetro ($1,6 \text{ m}^2$), o que equivale a 0, 2,43, 4,87 e 7,30 kg ha^{-1} . Dessa aplicação, uma grande parte foi absorvida pelas plantas, outra permaneceu no solo e uma pequena parte seguiu com a água, pois há acúmulo de fósforo no solo e também houve incremento no mesmo após os tratamentos com ARS.

No Brasil, a legislação do CONAMA/357 (Brasil, 2005), que estabelece níveis críticos de fósforo total na água é de 0,020 a 0,025; 0,030 a 0,050 e 0,050 a 0,075 mg L^{-1} nas Classes 1, 2 e 3, respectivamente.

Basso et al. (2005), não verificaram efeito nas doses de dejetos sobre as concentrações de fósforo na água percolada, sendo pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos. Tal fato ocorreu também neste trabalho.

Porém Oliveira et al. (2004) verificaram concentrações entre 0,04 a 2,46 mg L⁻¹ em avaliação do efeito de ARS na extração de nutrientes pela cultura do milho.

Vieira José et al. (2009) verificaram que a concentração desse nutriente no material percolado foi de 0,1 mg L⁻¹, na primeira amostragem (16 DAS), e nas amostragens seguintes (48 e 82 DAS) houve aumento nas concentrações. Os autores atribuíram esse aumento às maiores dosagens aplicadas e à capacidade de retenção de fósforo no solo, diferentemente do que ocorreu neste trabalho, pois houve decréscimo nas concentrações no decorrer do tempo.

Berwanger (2006) verificou que a aplicação de dejetos líquidos de suíno, por um período de cinco anos, potencializou as transferências de fósforo por percolação, que ocorreram através de fluxo preferencial (Hooda, Moynagh & Syboda, 1999; Basso et al. 2005). Mesmo assim a transferência de fósforo por percolação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo (BERWANGER, 2006).

5.9.2 Nitrogênio total (NTK) e nitrato (NO₃⁻)

Na Tabela 64 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de nitrogênio total (NTK) e nitrato (NO₃⁻) do material percolado (mg L⁻¹) do solo dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, cultivado com minimilho. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios do nitrogênio em relação aos períodos observados (0, 33 e 70 DAS).

Observa-se, na Tabela 64, que para a variação ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos a 5% de probabilidade apenas para a interação ARS x AD, no período 0 DAS, e para ARS no período 33 DAS, enquanto que nas demais variações, os valores de F não foram significativos para os períodos analisados. Verifica-se pequena variação nos valores médios. Porém, isso não indica existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Também na Tabela 64, observa-se que para a variação ARS e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos a 5% de probabilidade apenas para o período 70 DAS, para a variação AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos ao nível de 5% de significância. Para os demais períodos, 0 e 33 DAS, apesar de ter havido decréscimo nos valores médios, isso não indica a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Tabela 64 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de nitrogênio total e nitrato (mg L^{-1}) do material percolado do solo cultivado com minimilho nos períodos observados

Parâmetro	Causas de variação	GL	Valores de F		
			0 DAS	33 DAS	70 DAS
NTK	ARS	3	1,86 ^{ns}	4,65*	0,36 ^{ns}
	AD	1	0,26 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,19 ^{ns}
	Interação	3	3,04*	1,58 ^{ns}	0,28 ^{ns}
	CV (%)		26,92	11,50	21,53
	DP		3,62	1,85	1,97
	Média Geral		5,67	5,23	4,08
NO_3^-	ARS	3	1,45 ^{ns}	2,17 ^{ns}	8,70*
	AD	1	0,13 ^{ns}	0,13 ^{ns}	2,64 ^{ns}
	Interação	3	1,84 ^{ns}	2,15 ^{ns}	4,04*
	CV (%)		16,64	22,78	22,78
	DP		2,075	1,73	3,65
	Média Geral		4,98	1,98	3,87

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; DAS: Dias após a semeadura; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

O coeficiente de variação (CV) para os teores de nitrogênio total (mg L^{-1}) do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado médio (CV 11,50%), para o período 33 DAS, indicando homogeneidade média dos dados. Para os períodos amostrados 0 e 70 DAS, foram considerados altos (CV 26,92 e 21,53%), indicando baixa homogeneidade dos dados. Já para os teores de nitrato do material percolado do solo dos lisímetros foi considerado médio (CV 16,64, 22,78 e 22,78%), indicando homogeneidade média dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 65 são apresentados os valores médios para os teores de nitrogênio total do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos períodos amostrados 0, 33 dias após a semeadura (DAS).

Conforme Tabela 65, os maiores valores observados para os teores de nitrogênio total do material percolado do solo para o período 0 DAS, foram encontrados no tratamento 7 (Tratamento 7 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD) e para 33 DAS, no tratamento 3 (Tratamento 3 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD). Verifica-se, também, que nos tratamentos 3 e 1 (Tratamento 4 - 40 kg ha^{-1} de ARS e 1 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 1- 0 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD) foram encontrados os menores valores para os períodos 0 DAS e nos tratamentos 7 e 6 para o período 33 DAS.

Tabela 65 Resultado do teste de comparação de médias dos teores de nitrogênio total do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 0 e 33 DAS. Cascavel – PR

0 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	1,70aA	2,83aA	7,05abB	10,06bB	5,41
40	5,41aB	7,93aB	4,66aA	5,68aA	5,92
Médias (NTK)	3,56	5,38	5,85	7,87	
33 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	4,53	7,93	5,13	3,73	5,13
40	5,13	6,53	3,73	5,13	5,33
Médias (NTK)	4,83ab	7,23b	4,43a	4,43a	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Mesmo que em algumas observações houvesse decréscimo nas concentrações, quando se comparam as médias de 0 e 33 DAS, verifica-se que, para a maioria das observações, houve acréscimo nas mesmas. Porém, em relação ao período 70 DAS (não apresentado, pois não houve significância em nenhuma das variáveis em estudo) houve decréscimo nos teores de nitrogênio total.

As concentrações de nitrogênio total percolado no solo, ao longo do ciclo da cultura do minimilho, independente dos tratamentos aplicados, não excederam aos padrões de lançamento preconizados pela CONAMA/397 (Brasil, 2008) para efluentes que é de 20 mg L⁻¹.

A quantidade de nitrogênio total aplicado via ARS (Tabela 14), para as dosagens foram 0, 6249,50, 12.499,20, 19.096,00 mg, respectivamente, em cada lisímetro (1,6 m²), o que equivale a 0, 40, 80 e 120 kg ha⁻¹. Disso, uma grande parte foi absorvida pelas plantas, outra permaneceu no solo e uma pequena parte seguiu com a água, pois há acúmulo de nitrogênio no solo. Também houve incremento no mesmo após os tratamentos com ARS.

Pode-se observar que a concentração de nitrogênio total na água residuária percolada, na primeira observação, reduziu de 338,80 mg L⁻¹ para 5,67 mg L⁻¹, (Tabela 64); na segunda e terceira observação para 5,23 e 4,08 mg L⁻¹, respectivamente.

Comportamento semelhante foi obtido por Vieira José et al. (2009), que observaram redução aos 16 DAS de 328,2 para 0,6 mg L⁻¹, porém, discordando em relação aos demais

períodos, nos quais verificaram aumento nas concentrações e atribuíram o fato à aplicação de maiores lâminas e doses sucessivas em quantidades superiores à capacidade de retenção do solo (Freitas et al. 2004). Fato não verificado neste trabalho, pois a aplicação de ARS aconteceu em dose única antes da semeadura.

Smanhotto et al. (2009) verificaram os efeitos da aplicação de taxas de água residuária da suinocultura (ARS), quanto à concentração de nitrogênio total no solo e na água percolada em lisímetros de drenagem, observando que concentrações de nitrogênio total no lixiviado não foram dependentes da adubação e da ARS aplicada no cultivo da soja e encontraram concentrações médias que variaram de 0,01 a 0,85 mg L⁻¹.

Giroto et al. (2009) avaliaram o efeito de sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos, durante sete anos, sobre as quantidades transferidas de N e P por escoamento superficial e percolação num solo sob sistema plantio direto, verificando que as perdas de N mineral e fósforo, em relação ao total aplicado, foram pequenas e ocorreram predominantemente, por escoamento superficial. Contudo, alertaram que sucessivas aplicações de altas doses de dejetos líquidos de suínos, em solo sob sistema plantio direto, devem ser evitadas, pois ocasionam aumentos significativos nas transferências de N e P por escoamento superficial e percolação, o que poderá causar eutrofização de ambientes aquáticos.

Na Tabela 66 são apresentados os valores médios para os teores de nitrato do material percolado nos lisímetros, sob tratamentos com taxas crescentes de aplicação de ARS e adubação química (AD), nos período amostrado 70 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 66 Resultado do teste de comparação de médias dos teores de nitrato (mg L⁻¹) do material percolado do solo sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem, aos 70 DAS. Cascavel – PR

70 DAS					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	1,00aA	2,50aA	5,36aA	3,30aA	3,01
40	1,23aA	2,13aA	4,50aA	11,06bB	4,73
Médias (NO ₃ ⁻)	1,11a	2,31ab	4,93bc	7,13c	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAS: Dias após a semeadura; Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme Tabela 66, os maiores valores observados para os teores de nitrato do material percolado no solo, para o período 70 DAS, foi encontrado no tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) e que o menor teor foi verificado no tratamento 1 (Tratamento 1 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). É importante relatar que houve aumento nos teores de nitrato em função do aumento das doses de ARS aplicadas. Para os períodos 0 e 33 DAS, não reportados, ambos apresentaram o mesmo comportamento que aos 70 DAS, de aumento nas concentrações com aumento nas doses de ARS, porém, quando se compara os três períodos, há decréscimo nas concentrações aos 33 DAS e conseqüente acréscimo aos 70 DAS.

Como não houve efeito das doses de adubação nos períodos amostrados, estes resultados indicam que as perdas de NO₃⁻ por lixiviação ocorreram devido à aplicação de ARS e não da adubação nitrogenada na forma de uréia. Há de se considerar, então, o parcelamento das doses de dejetos, para melhorar seu potencial fertilizante e diminuir o potencial poluente. A provável falta de sincronia entre a liberação de N dos dejetos e a absorção de N pelo milho, pode ter provocado este efeito.

É também viabilizado o efeito dos resíduos culturais sobre o decréscimo nas quantidades de nitrato, pois, como o solo havia sido cultivado com aveia e a seguir com milho, pode ter aumentado a imobilização de nitrogênio pela biomassa microbiana (AITA & GIACOMINI, 2008).

Este fato também pode ser justificado, pois a planta absorve nitrogênio na forma de nitrato (NO₃⁻) ou íon amônio (NH₄⁺) (Rambo et al., 2004). Portanto, a absorção de NO₃⁻ é um evento inicial importante para acumulação de N na planta de milho e aos 33 DAS é o período em que ocorre grande requerimento de N pela planta (estádio V6 e V8) (MAGALHÃES & DURÃES, 2006).

As concentrações de nitrato no material percolado no solo, ao longo do ciclo da cultura do minimilho, independente dos tratamentos aplicados, não excedeu aos padrões de lançamento preconizados pela CONAMA/397 (Brasil, 2008), que é de 10 mg L⁻¹, para as classes 1, 2 e 3, conforme a classificação das águas doces, exceção à maior dose aplicada – que apresentou concentração 11,06 mg L⁻¹ –, ou seja, altas doses de ARS podem apresentar potencial risco de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

Aita & Giacomini (2008) avaliaram o acúmulo e o deslocamento de NO₃⁻ no solo, após a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto, verificando que a aplicação sobre a palha da aveia estimulou a imobilização microbiana de N, reduzindo o potencial de lixiviação de nitrato e que as quantidades de nitrato e a sua percolação no solo aumentaram após a aplicação de maiores doses de dejetos.

Prior (2008), não encontrou diferenças significativas em relação ao aumento das doses de ARS aplicadas e todas permaneceram bem abaixo dos níveis de concentração

para nitrato em água e a maior média observada foi aos 135 DAS de 0,66 mg L⁻¹. Isso difere dos resultados encontrados neste experimento, já que a menor concentração verificada foi de 1,00 mg L⁻¹ aos 70 DAS.

5.10 Análise agronômica

5.10.1 Relação nutricional e diagnose foliar para macronutrientes

Na Tabela 67 são apresentados os resumos das análises de variâncias para macronutrientes extraídos da folha da cultura do minimilho sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e teor médio para cada macronutriente.

Tabela 67 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de macronutrientes (g kg⁻¹) nas folhas do minimilho

Causas de variação	GL	Valores de F					
		N	P	K	Ca	Mg	S
ARS	3	17,16*	4,12*	4,11*	1,03 ^{ns}	6,09*	2,29 ^{ns}
AD	1	3,54 ^{ns}	0,77 ^{ns}	1,13 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,18 ^{ns}	0,38 ^{ns}
Interação	3	2,91*	3,30*	0,07 ^{ns}	0,06 ^{ns}	1,01 ^{ns}	0,11 ^{ns}
CV (%)		8,20	6,44	19,76	19,11	2,60	11,51
DP		5,30	0,82	2,49	1,16	0,23	1,16
Média Geral		16,23	4,13	11,27	6,76	2,58	3,61

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para K e Ca (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade).

Observa-se, na Tabela 67, que para a variação ARS os valores de F foram significativos para N, P, K e Mg. Já Ca e S não apresentaram diferença significativa. Para a variação AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos nos fatores analisados a 5% de probabilidade, o que indica a não existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD, com exceção para o nitrogênio e fósforo, que apresentaram interação significativa.

O coeficiente de variação (CV) para N, P e Mg foi considerado baixo (CV 8,20; 6,44 e 2,60%), respectivamente, e indicou alta homogeneidade dos dados, pois o valor é menor

que 10%. Enquanto para K, Ca e S, foi considerado como médio (CV 19,76; 19,11 e 11,51%), respectivamente, e indicou homogeneidade média dos dados, pois os valores são maiores que 10 e menores que 20% (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 68 são apresentados os valores médios para macronutrientes extraídos das folhas do minimilho (diagnose foliar), nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação ARS e AD.

Conforme Tabela 68, a adubação com água residuária de suinocultura, de maneira geral, foi considerada eficaz para suprir as exigências nutricionais do minimilho. Isso deve-se ao fato de que um aumento nos níveis de aplicação de ARS proporcionou incrementos (referência a teores acima do recomendado) nos teores de fósforo, cálcio, magnésio e enxofre, sendo que destes, apenas para o magnésio e fósforo foram encontrados valores significativos. Para Malavolta (2006), plantas deficientes em nitrogênio possuem menores teores de nitrogênio e maiores teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre.

O que diferiu apenas deste trabalho que houve teor de potássio insuficiente, contrariando as colocações acima.

Os maiores valores observados para as concentrações de nitrogênio e potássio nas folhas de minimilho adubadas com águas residuárias de suinocultura e adubação química foram encontrados no tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) e tratamento 6 (Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), 13,64 e 25,95 g kg⁻¹ respectivamente, e os menores teores foram verificados no tratamento 1 (Tratamento 1 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD), 10,44 e 8,32 g kg⁻¹ para N e K.

Pode-se observar, conjuntamente, que os teores médios (Tabela 67) de N e K encontram-se abaixo dos teores considerados adequados (27,5 a 32,5 g kg⁻¹ e 17,5 a 22,5 g kg⁻¹, respectivamente) para a cultura do milho (BÜLL, 1993), com exceção para o teor de N no tratamento em que foi aplicada a maior quantidade de água residuária de suinocultura (120 kg ha⁻¹), a qual se apresentou próximo ao recomendado 25,95 g kg⁻¹.

Aratani, Fernandes & Mello (2006) verificaram que o teor de N nas folhas variou linearmente com o incremento da adubação química. Os teores variaram de 26,04 a 34,16 g kg⁻¹, e somente o resultado para 20 kg ha⁻¹ de N em cobertura se apresentou abaixo dos padrões adequados.

Maggio (2006), em estudo para acúmulo de massa seca e extração de macro e micro nutrientes nos órgãos vegetativos (folhas e colmos) e reprodutivos (pendão e espiga) por plantas de milho doce, em diferentes estádios fenológicos, encontrou para N e K 19,05 e 24,65 g kg⁻¹, respectivamente.

Bernardi, Paiva & Monte (2007), em avaliação do efeito da mistura de zeólita à uréia na adubação de cobertura do milho para produção de matéria seca e teores de nitrogênio na folha, encontraram valores máximos entre 29,9 e 34,6 g kg⁻¹.

Tabela 68 Valores médios de macronutrientes (g kg^{-1}) extraídos da folha do minimilho sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Nitrogênio					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	10,44aA	13,41abA	19,25bA	17,08abA	15,04
40	11,66aA	13,70aA	18,33aA	25,95bB	17,41
Médias (N)	11,05a	13,56a	18,79b	21,52b	
Fósforo					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	3,82aA	3,99aA	4,01aA	4,10aA	3,98
40	3,98aA	4,15aA	3,25aA	5,70bB	4,27
Médias (P)	3,90a	4,07ab	3,63a	4,90b	
Potássio					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	8,32	10,21	13,26	11,20	10,75
40	9,70	11,65	13,64	12,16	11,79
Médias (K)	9,01a	10,93ab	13,45b	11,68ab	
Cálcio					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	5,75	6,44	6,97	7,12	6,57
40	6,38	6,91	7,00	7,54	6,96
Médias (Ca)	6,07	6,67	6,98	7,33	
Magnésio					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	2,32	2,45	2,81	2,68	2,56
40	2,35	2,61	2,62	2,80	2,60
Médias (Mg)	2,34a	2,53ab	2,71b	2,74b	
Enxofre					
Adubação (kg ha^{-1})	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha^{-1})				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	2,83	2,99	3,55	4,47	3,46
40	3,03	3,49	4,04	4,50	3,77
Médias (S)	2,93	3,24	3,80	4,49	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para K e Ca (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade); *Total de ARS aplicada em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Prior (2008) avaliou o efeito da água residuária de suinocultura no solo e milho também encontrou valores para N abaixo do nível considerado ideal para o desenvolvimento da cultura, atingindo, em média, $15,02 \text{ g kg}^{-1}$. Para K, o mesmo autor obteve teores médios de $20,80 \text{ g kg}^{-1}$, sendo índices adequados, diferindo deste trabalho, em que se observou níveis de K abaixo dos teores adequados.

Para Silva et al. (2008), a maior parte do N disponível às culturas provém da interação entre a fertilização nitrogenada e a mineralização/imobilização do N dos resíduos de culturas e do N da matéria orgânica do solo. Os baixos teores de nitrogênio apresentados justificam-se, em parte, pelo fato do cultivo do minimilho ter sido feito em sucessão a aveia preta. Para Da Ros & Aita (1996) e Aita, Port & Giacomini (2006), a sucessão de gramíneas (poáceas) resulta em menores rendimentos de massa seca e menor absorção de nitrogênio. Isso pode, também, ter se dado devido ao fato dos resíduos culturais com alta relação C:N, fazendo com que os microrganismos que atuam na decomposição do material orgânico se multipliquem rapidamente, assimilando carbono e produzindo CO_2 e paralelo à decomposição do carbono, eles necessitam assimilar N (SANTI, AMADO & ACOSTA, 2003; PORT, AITA & GIACOMINI, 2003; AITA et al., 2006).

A interação entre nitrogênio e potássio é antagônica, pois o potássio afeta a absorção de nitrato e sua redução nos tecidos vegetais (MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA, 1997). O nitrogênio, em geral, é o nutriente que proporciona maiores acréscimos de produtividade. Entretanto, aplicações elevadas sem aumento correspondente de potássio, podem resultar em relações N:K inadequadas dentro da planta.

Os baixos teores de potássio podem ser justificados pelo efeito antagônico entre K e Ca, e é resultado de competição na solução do solo. Cálcio em baixas concentrações provoca efeito estimulante na absorção de K, porém, ao aumentar a concentração, ocorre o efeito inverso, causando redução na absorção de K pelas plantas. Da mesma forma, altas concentrações de K, reduzem a absorção de Ca (SOARES, et al., 1983).

Na Tabela 68, também se verifica que as maiores concentrações de P, Ca, Mg e S nas folhas de minimilho adubadas com águas residuárias de suinocultura, em combinação com adubação química, foram encontradas no tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD) e apresentaram valores de 5,70, 7,54, 2,80 e $4,50 \text{ g kg}^{-1}$ para P, Ca, Mg e S e as menores concentrações foram verificadas no tratamento 1 (Tratamento 1 – 0 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD), com exceção para o P, que ocorreu no tratamento 6 (Tratamento 6 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD), e apresentaram valores de 3,25, 5,75, 2,32 e $2,83 \text{ g kg}^{-1}$ para P, Ca, Mg e S.

Diferentemente de N e K, os teores médios (Tabela 67) dos nutrientes P, Ca, Mg, e S encontram-se muito acima dos valores adequados (2,5 a 3,5; 2,5 a 4,0; 2,5 a 4,0 e 1,0 a $2,0 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente), para a cultura do milho (BÜLL, 1993).

Ferreira et al. (2001), em avaliação das características agronômicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco, encontraram concentrações máximas dos teores de P, K, Mg e Zn quando a dose de nitrogênio foi de 198 kg ha⁻¹ e que o incremento nas doses de nitrogênio aumentou o teor de enxofre nos grãos e os teores de fósforo e potássio nas folhas.

Maggio (2006) encontrou para P, Ca, Mg e S os seguintes teores de nutrientes 2,68, 2,13 1,23 e 1,25 g kg⁻¹, respectivamente, nas folhas de milho doce.

Para Coelho & França (1995), Vasconcellos, Viana & Ferreira (1998), o nitrogênio é o nutriente absorvido em maior quantidade, seguido por K, P, Ca e Mg, e estas absorções aumentam com o acréscimo da produtividade da cultura.

De maneira geral, verificou-se que o aumento nas doses de água residuária de suinocultura resultou em incremento de enxofre, e estabeleceu relações N:S na planta entre 4 a 7:1, considerada abaixo da relação ideal de 8 a 12:1 (MALAVOLTA, 2006). Isso ser explicado pelo aumento na demanda de aminoácidos contendo enxofre (cisteína, metionina e cistina) quando a síntese de proteínas é acelerada pelo suprimento de nitrogênio à planta (KALMBACHER et al., 2005), proporcionando aumento nas concentrações de S na planta e redução do N.

A relação Ca:Mg foi de aproximadamente 2,5:1, não havendo alterações em função do aumento nos níveis de adubação, sendo praticamente imóvel no floema e translocando-se muito pouco. Os teores de cálcio mantiveram-se constantes com o aumento das doses de nitrogênio.

As concentrações de macronutrientes nas plantas de minimilho seguiram a seguinte ordem decrescente N>K>Ca>P>S>Mg, quando da época de amostragem. Borges (2006), em avaliação à marcha de absorção de nutrientes e acúmulo de matéria seca em milho, apresentou a seguinte ordem decrescente de acúmulo em sua parte aérea N>K>P>Ca>Mg>S. Já Maggio (2006), que trabalhou com extração de nutrientes por plantas de milho doce, encontrou a ordem decrescente de acúmulo K>N>P>Ca>Mg>S. Carmo (2003), avaliou o acúmulo de N, P, K, Ca e Mg no milho cultivado sob fontes de adubação, envolvendo dejetos de líquido de suínos, rocha fosfatada e gesso acrescidos de NPK, verificando o acúmulo médio de nutrientes na ordem decrescente N>K>P>Ca>Mg.

Na Tabela 69 encontram-se as equações e os coeficientes de determinação (R²) encontrados nos estudos de regressão sobre os efeitos da aplicação de ARS nos teores de macronutrientes em folhas de minimilho.

Conforme é observado na Tabela 69, os limites de interpretação dos teores para macronutrientes (BÜLL, 1993), conforme já foi assinalado, somente os teores de N e K estão abaixo dos estabelecidos. O teor de N apresentou comportamento exponencial com tendência crescente, porém, P e K apresentaram comportamento quadrático e coeficiente

de determinação baixo para P, enquanto Ca, Mg e S apresentaram comportamento linear, com tendência crescente e coeficientes de determinação entre 0,78 a 0,88.

Tabela 69 Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de macronutrientes (g kg^{-1}) em folhas de minimilho sob aplicação de ARS. Cascavel – PR

Nutriente	Equações	Coefficiente de determinação (R^2)
N	$y=11,1e^{0,0023ARS}$	0,82
P	$y= 0,00003ARS^2 - 0,0057ARS + 4,02$	0,37
K	$y=-0,0001ARS^2 + 0,038ARS + 8,76$	0,78
Ca	$y= 0,0041ARS + 6,15$	0,79
Mg	$y= 0,0014ARS + 2,37$	0,78
S	$y= 0,052ARS + 2,82$	0,88

A Figura 11 apresenta os teores dos macronutrientes N, P, K, Ca, Mg e S em plantas de minimilho em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD.

É importante ressaltar que os valores para fósforo estão acima dos teores adequados, o que pode estar associado à disponibilidade deste nutriente no início do cultivo, pois foram aplicadas doses de P de 0, 2,11, 4,23 e 6,33 kg ha^{-1} via ARS.

Menezes et al. (2002) avaliaram a viabilidade econômica dos resíduos orgânicos na produção de grãos de milho e soja e provável impacto ambiental pelo uso de resíduos de suínos e aves, observando desequilíbrios químicos para fósforo, nitrato cobre e zinco.

O fósforo e o magnésio apresentam padrão semelhante de distribuição dentro da planta, com provável mobilização para os grãos, seguindo o processo de absorção, pois o Mg funciona como transportador de P dentro da planta e ativador de algumas enzimas do metabolismo de carboidratos (VASCONCELLOS, VIANA & FERREIRA, 1998).

Os teores de magnésio aumentaram com a adubação nitrogenada, variando de 2,32 para 2,92 g kg^{-1} . Para a cultura do milho, são níveis adequados, valores entre 2,5 a 4,0 g kg^{-1} Mg (BÜLL, 1993).

Portanto, verificou-se que os teores de magnésio encontram-se dentro da faixa recomendada, o que pode ser justificado pela competição entre cálcio, magnésio e potássio pelo mesmo sítio de troca, no processo de absorção e resultar em menor acúmulo de um desses elementos. Como consequência disso, temos uma menor produtividade de grãos (MEDEIROS et al., 2008).

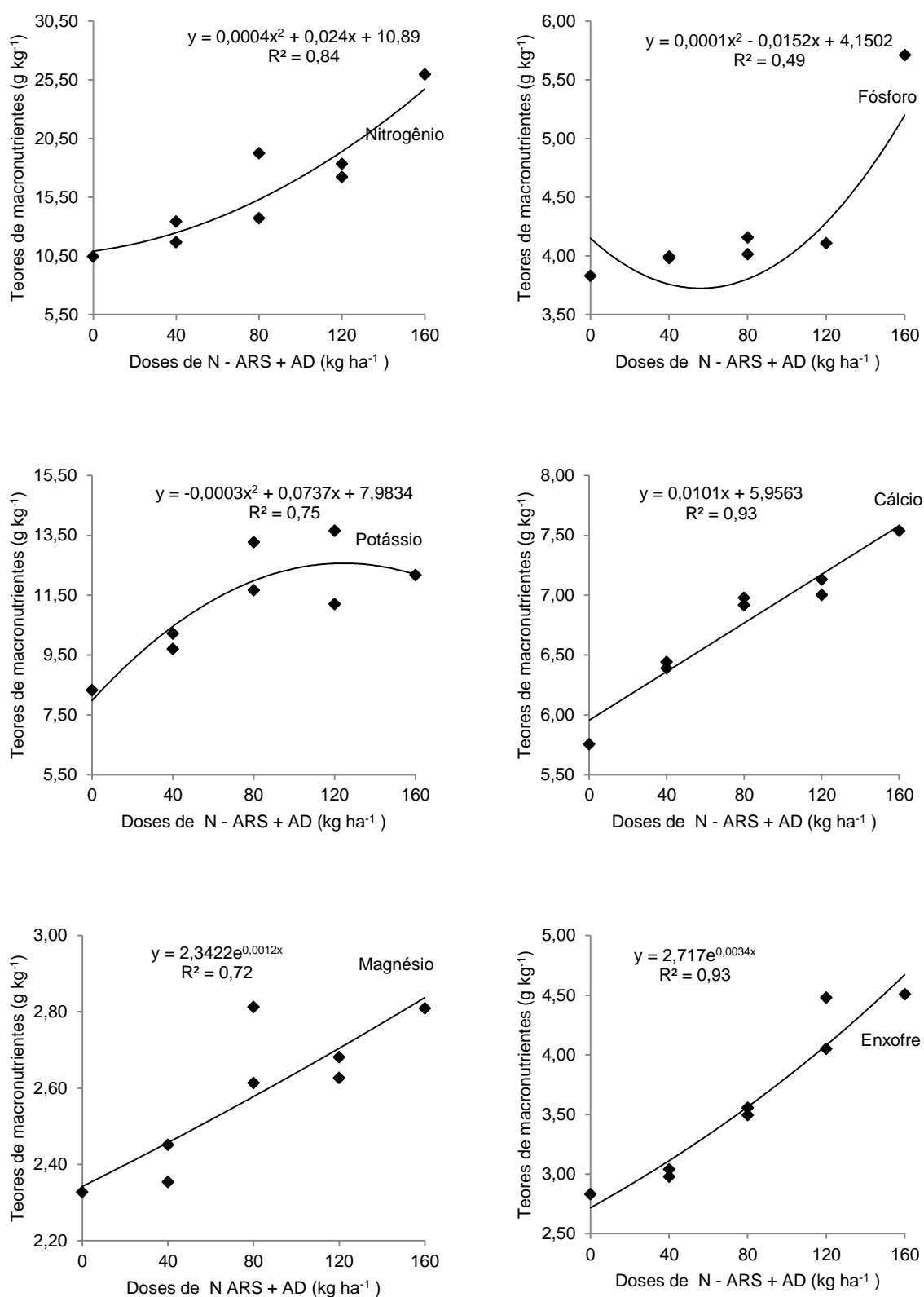


Figura 11 Acúmulo médio de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre pelas folhas do minimilho em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

O que pode ter ocorrido, também, é a maior absorção de magnésio e menor de potássio e cálcio. O magnésio geralmente aumenta o teor de fósforo e o fósforo diminui o efeito depressivo do potássio no teor foliar de magnésio (MALAVOLTA, 2006). Sendo verificado este efeito nesta avaliação, níveis adequados de Mg e altos teores de P.

Malavolta & Dantas (1987) afirmaram que o teor de cálcio relaciona-se com a idade das plantas e que a maior parte delas apresenta variação do teor foliar, diminuindo os valores de N, P e K e aumentando as concentrações de Ca e Mg com a idade das plantas.

Simonete et al. (2003) avaliaram os efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo, e acúmulo de nutrientes em plantas de milho, verificando que o acúmulo de nutrientes aumentou com a aplicação de lodo de esgoto e foi incrementado pela adição de K, com efeito da interação entre doses de lodo e complementação com K.

Oliveira et al. (2004), para avaliação do efeito de aplicação de quatro lâminas de água e de água residuária de suinocultura na extração de nutrientes do milho para silagem, concluíram que os conteúdos dos nutrientes nas plantas do milho foram estatisticamente iguais nos tratamentos com águas residuárias e superiores à testemunha.

Em relação à nutrição, as densidades mais elevadas dão maiores respostas à adubação, mas nem sempre maior adubação requer maior número de plantas por metro quadrado; maior densidade proporciona melhores respostas a doses altas de nitrogênio; menor espaçamento conduz a menor perda de nitrogênio na cobertura a lanço ou fertirrigação; solos pobres, não adubados, aumentam a produtividade com menores espaçamentos (RESENDE, ALBUQUERQUE & COUTO, 2003).

5.10.2 Relação nutricional e diagnose foliar para micronutrientes e sódio

Na Tabela 70 são apresentados os resumos da análise de variância para micronutrientes e sódio extraídos da folha da cultura do minimilho sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e teor médio para cada micronutriente e sódio.

Observa-se, na Tabela 70, que para a variação ARS os valores de F foram significativos apenas para Mn e Fe, e não apresentaram diferença significativa para Cu, Zn e Na. Para a variação AD e interação ARS x AD, os valores de F não foram significativos para nenhum dos fatores analisados a 5% de probabilidade, o que demonstra a não-dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Tabela 70 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre os teores de micronutrientes e sódio (mg kg^{-1}) nas folhas do minimilho

Causas de variação	GL	Valores de F				
		Cu	Zn	Mn	Fe	Na
ARS	3	0,78 ^{ns}	0,49 ^{ns}	8,10*	3,22*	1,91 ^{ns}
AD	1	0,009 ^{ns}	0,18 ^{ns}	3,91 ^{ns}	0,44 ^{ns}	1,33 ^{ns}
Interação	3	0,96 ^{ns}	0,05 ^{ns}	2,07 ^{ns}	1,95 ^{ns}	0,17 ^{ns}
CV (%)		14,25	21,27	21,68	30,97	14,88
DP		2,33	15,12	18,82	5,94	0,80
Média Geral		8,11	37,91	18,50	51,54	1,51

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para Mn e Fe (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade).

O coeficiente de variação (CV) para Cu e Na foi considerado como médio ($CV > 10$ e $< 20\%$), pois apresentaram os valores (CV 2,33 e 0,80%) indicando homogeneidade média dos dados; Enquanto para Zn e Mn (CV entre 20 e 30%), com valores (15,12, 18,82%), foi considerado alto, indicando baixa homogeneidade dos dados e para o Fe (CV 30,97%) foi considerado acima ($CV > 30\%$). Assim, os dados não apresentaram homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 71 são apresentados os valores médios para micronutrientes e sódio extraídos das folhas do minimilho (diagnose foliar), nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e combinada com adubação química.

Na Tabela 71, verifica-se que as maiores concentrações nas folhas de minimilho adubadas com águas residuárias de suinocultura, em combinação com adubação química, foram encontradas no tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD) e apresentaram valores de 9,33, 44,29 e $68,57 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cu, Zn e Fe. No tratamento 2 (Tratamento 2 – 0 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD) para Mn e no tratamento 3 (Tratamento 3 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD) para Na, que apresentaram concentrações de 22,96 e $2,55 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. As menores concentrações foram verificadas no tratamento 4 (Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD), para Cu, no tratamento 5 (Tratamento 5 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD), para Zn e no tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD), para Mn, Fe e Na, que apresentaram concentrações de 5,91, 30,72, 8,49, 32,70 e $1,15 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente para Cu, Zn, Mn, Fe e Na.

As concentrações de micronutrientes nas plantas de minimilho seguiram a seguinte ordem decrescente $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu}$, quando da época de amostragem. Esta mesma ordem

decrecente foi apresentada por Maggio (2006), em experimento para manejo nutricional de milho doce.

Pode-se observar, conjuntamente, que os teores médios (Tabela 70) de Cu e Zn encontram-se dentro dos teores considerados adequados (6 a 20 mg kg⁻¹ e 20 a 70 mg kg⁻¹, respectivamente) para a cultura do milho (BÜLL, 1993).

Tabela 71 Valores médios de micronutrientes e sódio (mg kg⁻¹) extraídos da folha do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Cobre					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	7,63	8,81	6,99	9,28	8,18
40	8,73	5,91	8,18	9,33	8,04
Médias (Cu)	8,18	7,36	7,59	9,31	
Zinco					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	32,90	37,36	30,72	44,26	36,31
40	34,02	40,93	38,80	44,29	39,51
Médias (Zn)	33,46	39,14	34,76	44,28	
Manganês					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	21,10	22,08	21,56	15,75	20,12
40	22,96	21,78	14,30	8,49	16,88
Médias (Mn)	22,03b	21,93b	17,93ab	12,12a	
Ferro					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	48,69	44,67	36,89	67,23	49,37
40	32,70	48,40	65,18	68,57	53,71
Médias (Fe)	40,69a	46,54ab	51,03ab	67,90b	
Sódio					
Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	1,60	2,55	1,52	1,15	1,70
40	1,27	1,72	1,25	1,15	1,32
Médias (Na)	1,44	2,14	1,38	1,09	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para Mn e Fe (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Os teores de Zn nas folhas de minimilho aumentaram com as doses de ARS aplicadas, apesar desse aumento não ser significativo, exceto para a dose de 80 kg ha⁻¹. Tal fato sugere que uma fração do Zn contido na ARS torna-se disponível para a planta de milho, de forma que o aumento na dose do resíduo causa aumento no teor disponível no solo e sua absorção pela planta.

Diversos autores relataram incrementos nos teores de Zn em partes de plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduos, dentre eles destaca-se: Martins et al. (2003), em avaliação do efeito do lodo de esgoto, em única dose e de forma parcelada de aplicação na produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho; Nogueira et al. (2008), com aplicações durante nove anos consecutivos com doses acumuladas de 45, 90 e 127 t ha⁻¹ de lodo de esgoto.

Leite et al. (2003), em estudo realizado em casa de vegetação, usando um Neossolo Quartzarênico distrófico, para determinar o efeito de doses crescentes e níveis críticos foliares de B, Cu, Mn e Zn no milho sobre variáveis de absorção e produção da cultura, obtiveram valores mínimo e máximo para Zn de 34,49 e 359,67 mg kg⁻¹, diferentemente apenas para os valores máximos aos encontrados nesta avaliação.

O zinco é um micronutriente de mobilidade intermediária no floema e sua maior ou menor translocação depende de sua disponibilidade na parte vegetativa, pois, quando em maiores concentrações, apresenta-se complexado a compostos orgânicos de baixo peso molecular (MARSCHNER, 1995).

Resultados semelhantes foram encontrados por Leite et al. (2003), os teores foliares para Cu variaram de 0,84 a 8,83 mg kg⁻¹, sendo afetados, significativamente, pelas doses de nutriente aplicadas no solo.

Os baixos valores encontrados, mesmo estando na faixa considerada adequada, podem ser justificados, pois um alto suprimento de N diminui a disponibilidade de Cu dentro das plantas (KIRKBY & RÖMHELD, 2007).

Martins et al. (2003) verificaram que as concentrações de Fe e Mn reduziram, mas não alteraram as concentrações de Cu nas folhas de milho, em solo tratado com lodo de esgoto.

Também, pode-se observar, conjuntamente, que os teores médios (Tabela 70) de Mn e Fe encontram-se dentro dos teores considerados adequados (20 a 150 mg kg⁻¹ e 20 a 250 mg kg⁻¹, respectivamente) para a cultura do milho (BÜLL, 1993).

Uma observação importante faz-se em relação aos teores de Mn: que onde se utilizaram maiores dosagens de ARS, em combinação com AD (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), foram obtidos os menores teores do nutriente. Este fato pode ser explicado, pois o Mn compete pelo mesmo sítio que o Fe, verificando-se que onde houve

aumento nos teores de Fe, ocorreu diminuição nos teores de Mn, portanto, eles apresentam inibição competitiva e o Mn não é translocado nas plantas (LOPES, 1998).

Ferreira et al. (2001), em avaliação das características agronômicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco, encontraram respostas positivas à aplicação de N em relação aos teores de Ca, Mg e Zn e a interação N x Mo apresentou efeito sobre o teor de Fe.

Na Tabela 72 encontram-se as equações e os coeficientes de determinação (R^2) obtidas nos estudos de regressão sobre os efeitos da aplicação de ARS no teor de micronutrientes e sódio em folhas de minimilho.

Tabela 72 Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de micronutrientes e sódio (mg kg^{-1}) em folhas de minimilho sob aplicação de ARS. Cascavel – PR

Nutriente	Equações	Coefficiente de determinação (R^2)
Cu	$y=0,0001\text{ARS}^2 - 0,015\text{ARS} + 8,20$	0,44
Zn	$y= 0,0001\text{ARS}^2 - 0,0018\text{ARS} + 34,63$	0,48
Fe	$y=0,0002\text{ARS}^2 + 0,022\text{ARS} + 39,69$	0,58
Mn	$y= -0,0001\text{ARS}^2 + 0,0091\text{ARS} + 22,13$	0,70
Na	$y= 1,75e^{-0,001\text{ARS}}$	0,26

Segundo os limites de interpretação dos teores para micronutrientes, conforme já foi observado, os teores de micronutrientes estão adequados aos estabelecidos (BÜLL, 1993). O teor de Na apresentou comportamento exponencial com tendência decrescente, porém Cu, Zn, Fe e Mn apresentaram comportamento quadrático e coeficientes de determinação baixos, indicando baixa relação entre as variáveis.

Na Figura 12 são apresentados os teores dos micronutrientes: Cu, Zn, Fe e Mn e também para Na em plantas de minimilho em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD.

Pela Figura 12 pode-se observar que o aumento nas doses de ARS afetou os teores de manganês nas folhas do minimilho, pois o aumento nas mesmas provocou redução para teores abaixo do considerado adequado para a cultura.

O limite inferior discrepante foi $5,25 \text{ mg kg}^{-1}$, revelando a ocorrência de condições desfavoráveis à absorção de Mn, como alto teor de matéria orgânica e de pH. Desse modo percebe-se que a absorção desse nutriente é um processo determinado, em maior grau, pela sua própria atividade ou disponibilidade na zona de absorção (LEITE et al., 2003).

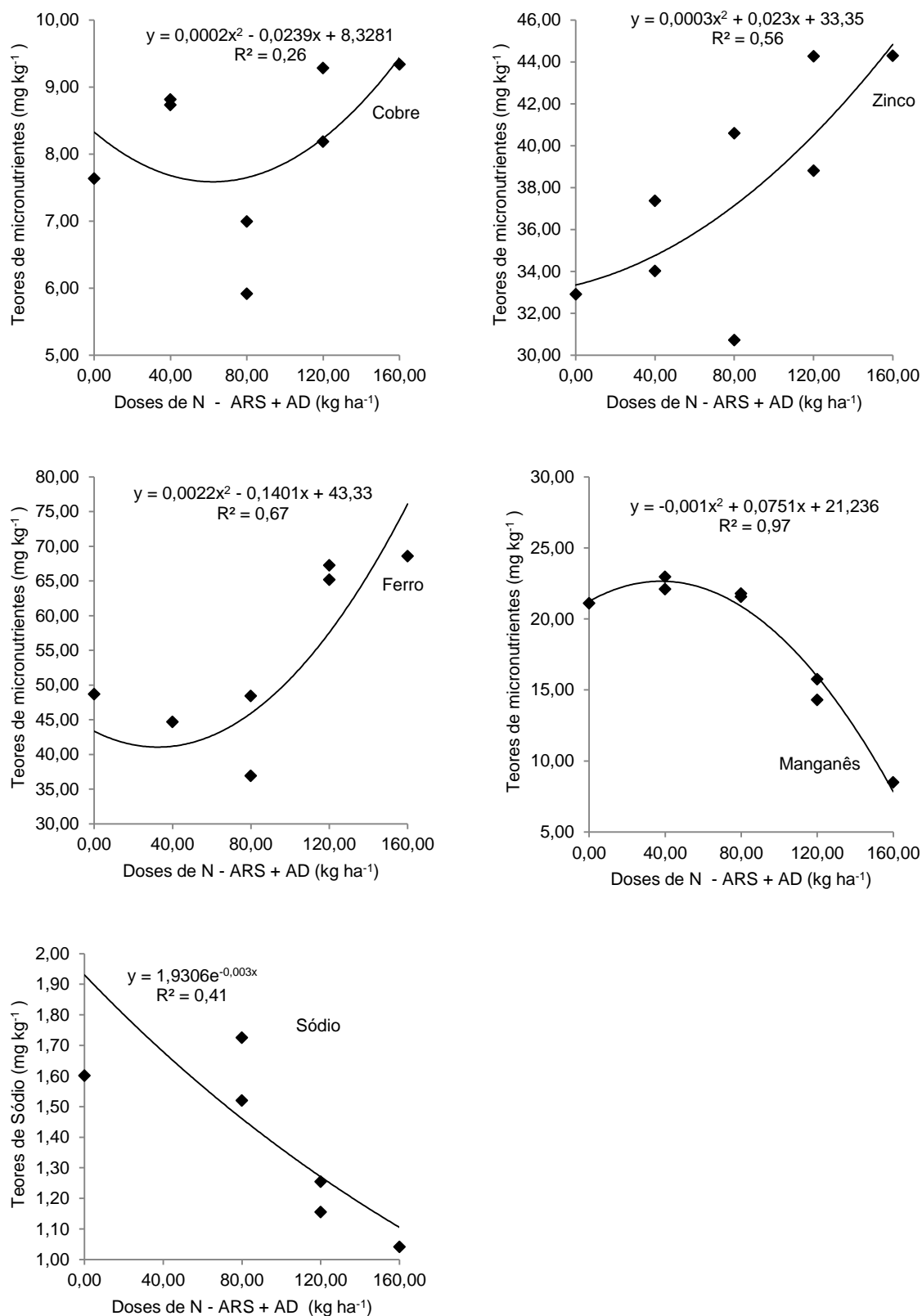


Figura 12 Acúmulo médio de cobre, zinco, ferro, manganês e sódio pelas folhas do minimilho em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

O teor de Fe foi maior que os demais teores analisados. Isso sugere pouca redução de nitrito e sulfito, de tal modo que o nitrato e sulfato estão frequentemente presentes em baixos níveis em plantas supridas com Fe (KIRKBY & RÖMHELD, 2007).

Os teores de Cu e Zn mostraram relação quadrática crescente em função das doses de ARS aplicadas. Isso pode estar relacionado à maior absorção e translocação dos micronutrientes devido à adubação nitrogenada, a qual pode causar a acidificação da rizosfera, provocada pela nitrificação ou absorção do íon amônio (FERREIRA, et al., 2001).

A acidificação do solo aumenta a disponibilidade dos micronutrientes Cu, Mn, Fe e Zn (KIRKBY & RÖMHELD, 2007), o que diferiu deste trabalho, apenas em relação aos teores de Mn, pois Cu, Zn e Fe aumentaram suas concentrações.

Apesar de verificar que as doses crescentes de ARS não influenciaram significativamente nos teores de sódio nas plantas do minimilho, houve diminuição nos teores, o que demonstrou não ter havido substituição de K por Na em função osmótica, pois o aumento na absorção de Na foi menor do que a absorção de K (Marschner, 1995; Ramos, Lopes & Benlloch, 2004), já que a maioria das espécies que utiliza as rotas C_4 de fixação de carbono requerem íons sódio para a primeira carboxilação nas rotas C_4 (MARSCHNER, FU & RENGEL 2003).

Diferentemente dos resultados observados, Willadino et al. (1994), Azevedo Neto & Tabosa (2000), Azevedo Neto et al. (2004), verificaram aumento nos teores de sódio nas folhas de milho cultivados em ambientes salinos. Neste trabalho houve diminuição dos mesmos, fato justificado por não apresentar salinidade no solo.

Dependentemente das doses de ARS aplicadas, as relações Na^+/K^+ , Na^+/Ca^{+2} e Na^+/Mg^{+2} mostraram-se decrescentes à medida em que se aumentou as doses de ARS. Todavia, esta diminuição não foi pronunciada para a dose de 40 kg ha^{-1} de ARS, na qual houve aumento nessa relação para ambos os nutrientes.

Em todas as doses aplicadas, a relação Na^+/K^+ nas folhas do minimilho foi considerada eficiente para o metabolismo em plantas não-halófitas, não excedendo o valor de 0,6 (GEENWAY & MUNNS, 1980).

A diminuição dos valores nas relações Na^+/K^+ , Na^+/Ca^{+2} e Na^+/Mg^{+2} nas folhas do minimilho indicam diminuição na absorção de sódio em detrimento da absorção de K, Ca e Mg (GARCIA et al., 2007).

A manutenção de baixas relações Na^+/Ca^{+2} e Na^+/Mg^{+2} é critério importante na caracterização da tolerância das plantas à salinidade, pois uma relação Na^+/Ca^{+2} elevada faz com o que o Na desloque o Ca da membrana celular, induzindo a perda da sua integridade. Isso resulta em desequilíbrio na absorção iônica (Marschner, 2000), e redução na seletividade dos cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} (AZEVEDO NETO & TABOSA, 2000).

5.11 Análise de crescimento

5.11.1 Estatura das plantas

Na Tabela 73 são apresentados os resumos das análises de variâncias para a variável estatura das plantas (EP) do minimilho (m), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a estatura da planta (EP), em relação aos períodos observados.

Tabela 73 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre estatura da planta (EP) do minimilho (m) nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F						
		19 DAS	30 DAS	42 DAS	54 DAS	62 DAS	70 DAS	75 DAS
ARS	3	4,56*	4,53*	15,76*	24,34*	32,57*	38,16*	33,78*
AD	1	4,69*	8,64*	15,04*	21,63*	0,61*	29,61*	27,61*
Interação	3	0,31 ^{ns}	3,45*	1,59 ^{ns}	0,13 ^{ns}	1,49 ^{ns}	2,18 ^{ns}	3,07 ^{ns}
CV (%)		10,92	15,54	16,42	14,90	14,19	15,27	15,33
DP		0,03	0,07	0,14	0,19	0,22	0,30	0,30
Média Geral		0,26	0,41	0,64	0,88	0,96	1,13	1,16

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DAS: Dias após a semeadura; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 73, que para as variações ARS e AD os valores de F foram significativos e para a interação ARS x AD não houve significância ao nível de 5%, indicando a inexistência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD. Esse resultado, com exceção aos 30 DAS, em qual o valor de F foi significativo, demonstrando que houve dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

Os coeficientes de variação (CV) para a estatura da planta (EP) foram considerados médios (CV 10,92, 15,54, 16,42, 14,90, 14,19, 15,27 e 15,33%), uma vez que foram inferiores a 20 e superiores a 10%, representando homogeneidade média dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Conforme pode ser observado na Tabela 73, a estatura da planta (EP) sofreu influência da aplicação de doses crescentes de N, apesar de haver indícios da dependência entre as dosagens de ARS e AD, não houve diferença significativa, com exceção aos 30 DAS, momento em que ocorreu interação significativa entre as variáveis. Tal fato pode ser

justificado, pois neste período, compreendido entre 20 e 40 DAS, a planta inicia crescimento contínuo, com acumulação de nutrientes (CARLESSO et al., 2003).

Dessa maneira, doses crescentes de N proporcionaram aumento na estatura da planta para os períodos observados.

Na primeira avaliação, aos 19 DAS, a cultura se encontrava no estágio V4 (Fancelli & Dourado Neto, 2000) e se observou diferenças significativas apenas em relação ao Tratamento 1 (Tratamento 1 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Provavelmente, no estágio inicial da cultura, a eficiência de absorção de nutrientes é menor, já que as plantas apresentam sistema radicular pouco desenvolvido. Aos 30 DAS houve diferenças, devido ao fato de que, entre o estágio anterior e o estágio V6, é alta a exigência de nutrientes pelas plantas de milho, bem como é elevada a taxa de crescimento vegetativo da planta (RITCHIE, HANWAY & BENSON, 2003).

Aos 42 DAS (estádio V9), o aumento nas doses de adubação interferiram significativamente, período em que as maiores doses de adubação podem ter resultado em maior quantidade de nutrientes disponível às plantas, resultando em maior crescimento. Aos 54 DAS (estádio V12), ocorreu o crescimento do colmo, tanto em diâmetro como em comprimento, bem como a aceleração da formação do pendão (CASTRO & KLUGE, 1999).

Dos 60 DAS aos 75 DAS, a planta do milho teve desenvolvimento maior, momento em que se proporcionou maior incremento na adubação. Como, nesse período, a planta deixa a fase vegetativa e entra na reprodutiva, o crescimento se estabiliza, havendo acréscimo significativo na estatura de plantas, pois para as doses testadas, não houve diferença quando se usou até 80 kg ha⁻¹ de ARS + AD.

Almeida et al. (2005) obtiveram estaturas de planta de minimilho que variaram de 1,53 a 1,91 m para a menor e maior medida. A média tomada no último período foi 1,16 m (Tabela 73). O que pode ter ocorrido neste trabalho é que, durante esse período, houve pouca ou nenhuma precipitação e a temperatura média ficou em torno dos 30 °C

Para Castro e Kluge (1999), as plantas respondem melhor à temperaturas diurnas ao redor de 25 °C, e noturna ao redor de 19 °C, durante a fase vegetativa.

Na Figura 13 são apresentados os valores da estatura das plantas do minimilho em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD para os períodos de 19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 dias após a semeadura.

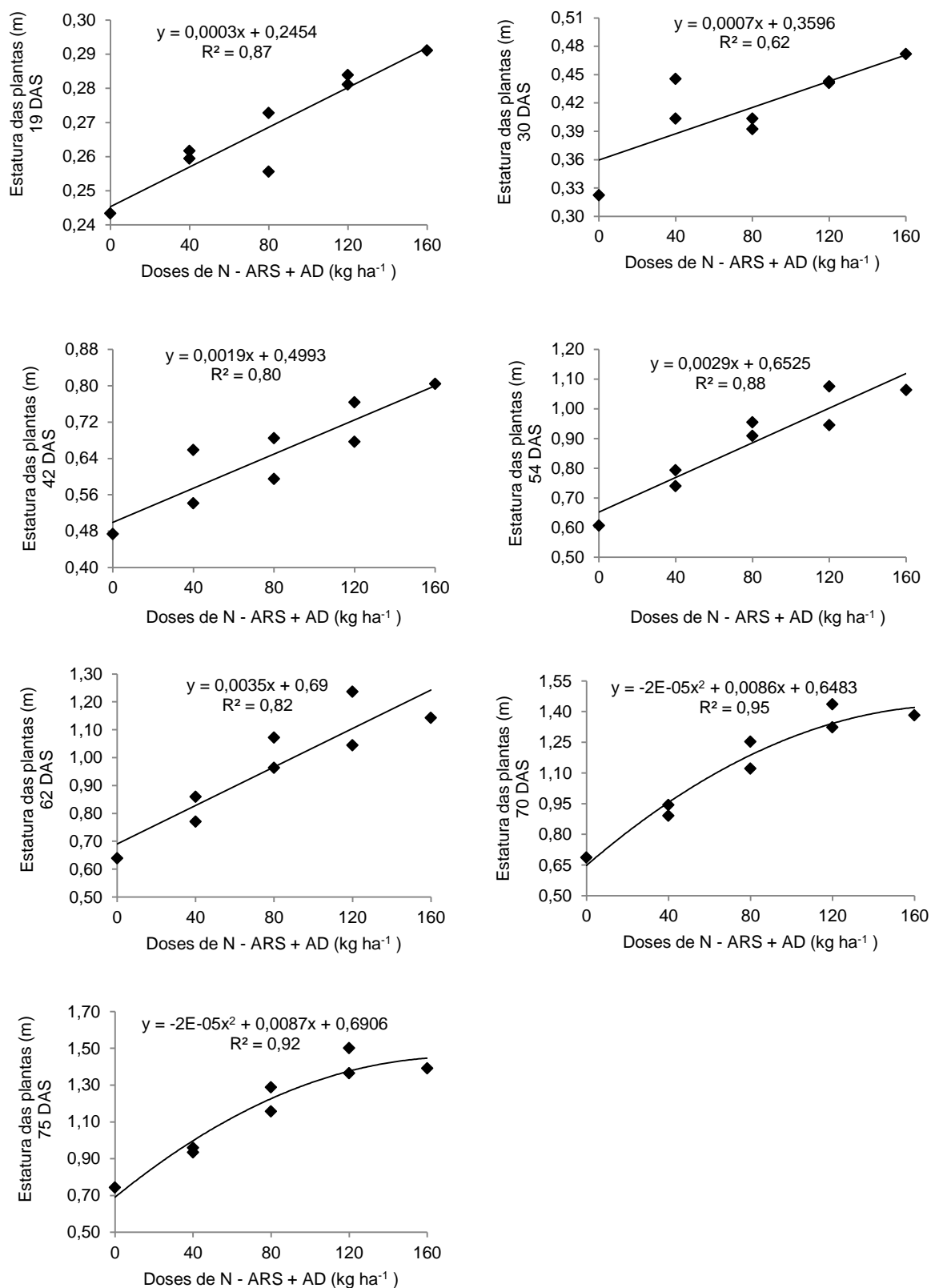


Figura 13 Estatura das plantas (EP) do minimilho (m), nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

A estatura das plantas para 19, 30, 42, 54 e 62 DAS apresentou comportamento linear com tendência crescente, e coeficientes de determinação (R^2) menores que 0,82. Porém, para 70 e 75 DAS a estatura das plantas apresentaram comportamento quadrático e coeficientes de determinação (R^2) altos, 0,95 e 0,92, indicando boa relação entre as variáveis.

O resultado da análise de regressão para a variável estatura da planta (EP) aos 19, 30, 42, 70 e 75 DAS a dose de N de 160 kg ha⁻¹ (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), proporcionou maiores médias 0,29, 0,47, 0,80 m, 1,43 e 1,50 m.

Porém, para 54 e 60 DAS o tratamento 6 (Tratamento 6 – 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) foi o que apresentou as maiores médias, 1,07 e 1,23 m, o que demonstra que elas atingiram um valor máximo e a partir desse nível começam a reduzir.

Silva, Oliveira e Silva (2003) informaram que, até determinadas doses de N, a planta continua a crescer, depois que tais doses são atingidas, fatores como o autossombreamento e sombreamento mútuo entre plantas contribuem para a redução do crescimento destas.

Cesarino (2006), em milho fertirrigado com dejetos de suínos, encontrou as maiores médias para estatura de plantas nos tratamentos com adubação de cobertura, variando de 1,98 a 2,10 m para 150 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e adubação química respectivamente. Atribui-se nesse caso, o efeito da adubação sobre a característica estudada; diferentemente deste trabalho, no qual atribui-se as maiores estaturas para a aplicação de ARS.

Já Alvarez (2004), em estudo com três híbridos de milho, encontrou estatura de plantas entre 2,20 a 2,28m. Villela (2001), em avaliação de nove cultivares de milho e duas épocas de semeadura, também observou estatura de planta em média de 2,20 m.

Araújo et al. (2008) avaliaram as alterações químicas no solo e o crescimento de plantas de milho em um Argissolo Vermelho Amarelo distroférico, em dois cultivos sucessivos, após a aplicação de lodo de curtume e fostato natural, aos 60 dias obtiveram alturas de plantas que variaram de 0,6 a 1,30 m.

A estatura de planta considerada ótima para facilitar a colheita do minimilho varia de 2 a 2,5 m (KUMAR & SINGH, 1999). Portanto, as medidas observadas neste trabalho estão abaixo das consideradas ótimas para minimilho, mas dentro dos padrões recomendados pelo produtor de semente (EMBRAPA), que indicam estatura em torno de 1,80 a 2,0 m.

Segundo Souza & Fernandes (2006), o N é um dos nutrientes minerais requeridos em maior quantidade e o que mais limita o crescimento da planta. Observa-se que a grande diferença entre as plantas de maior estatura pode indicar que estejam melhor nutridas, com maior disponibilidade de N, que as plantas de porte menor.

Silveira (2003) encontrou altura de plantas de 1,16 a 1,44 m, em que as maiores estaturas foram para as maiores doses de N aplicadas em conjunto com lâminas de irrigação. Já para Rodrigues, Silva & Mori (2004), a altura dos híbridos variou de 1,86 a 2,28 m, com média de 2,02 m.

Schwantes et al. (2007) registraram valores para a estatura da planta entre 1,39 e 2,54 m, em avaliação de híbridos com espaçamento reduzido. Para Farinelli, Penariol & Bordin (2003), genótipos com baixos valores para altura de plantas e espigas possuem grande potencial para cultivo adensados, o que pode ter ocorrido neste trabalho.

Meneghetti et al. (2008) analisaram o crescimento do minimilho sob diferentes lâminas de irrigação e encontraram estaturas médias de plantas de 1,23 e 1,39 m, resultados semelhantes aos dados obtidos neste trabalho.

5.11.2 Área foliar

Na Tabela 74 são apresentados os resumos das análises de variâncias para a variável área foliar (AF) do minimilho (m²), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a área foliar (AF), em relação aos períodos observados.

Tabela 74 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a área foliar (AF) do minimilho (m²) nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F						
		19 DAS	30 DAS	42 DAS	54 DAS	62 DAS	70 DAS	75 DAS
ARS	3	7,33*	6,28*	5,43*	14,46*	8,35*	18,01*	23,39*
AD	1	16,75*	3,83 ^{ns}	2,77*	12,77*	6,25*	7,95*	10,67*
Interação	3	3,48*	2,07 ^{ns}	0,74 ^{ns}	1,55 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,84 ^{ns}	0,083 ^{ns}
CV (%)		28,77	0,37	0,69	1,15	1,36	2,36	2,60
DP		0,003	0,008	0,015	0,032	0,034	0,07	0,08
Média Geral		0,009	0,023	0,03	0,05	0,06	0,11	0,15

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DAS: Dias após a semeadura; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para 19 DAS (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade).

Observa-se, na Tabela 74, que para as variações ARS e AD, os valores de F foram significativos ao nível de 5%, com exceção para 30 DAS, que não foi significativo para AD, enquanto para a interação ARS x AD o que se vê é que não houve interação significativa,

indicando a inexistência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD, com exceção aos 19 DAS, em que os valores de F foram significativos, o que demonstra que houve dependência entre os efeitos dos fatores estudados.

Os coeficientes de variação (CV) para a área foliar (AF) foram considerados baixos (CV < 10%), com valores (0,37, 0,69, 1,15, 1,36, 2,36 e 2,60%), com exceção para 19 DAS (CV 28,77%), que foi considerado alto (CV entre 20 e 30%), representando homogeneidade alta e baixa dos dados, respectivamente (PIMENTEL GOMES, 2000).

Conforme a Tabela 74, a área foliar (AF) sofreu interação significativa apenas para 19 DAS entre as doses crescentes de ARS e AD, não seguindo o mesmo padrão de dependência para os demais períodos observados.

Dos 30 aos 54 DAS, verificou-se aumento acelerado na área foliar. Para Magalhães & Durães (2006), a planta atinge cerca de 85 a 90% da área foliar e observa-se o início do desenvolvimento das raízes adventícias após os 30 DAS.

A partir dos 60 até os 75 DAS, as plantas do minimilho experimentaram o máximo de crescimento e área foliar. Para Ritchie, Hanway & Benson (2003), após esse período inicia-se um decréscimo provocado pela senescência das folhas mais velhas e também pelo final da fase vegetativa e início da fase reprodutiva. Tal fato não foi observado para o minimilho, pois nesse período é que se dá o início da floração e emissão das espiguetas e está próxima a colheita.

Os valores para área foliar no início do estágio de desenvolvimento vegetativo foram 0,0051 a 0,013 m² (19 DAS) e, na floração de 0,037 a 0,22 m² (75 DAS), semelhantes aos valores encontrados por Meneghetti et al. (2008), analisando o crescimento do minimilho sob lâminas de irrigação, que obtiveram área foliar final entre 0,16 e 0,19 m².

A variável área foliar representa a área fotossinteticamente ativa ao longo do ciclo da cultura, na qual é possível observar a superioridade das plantas adubadas com maiores dosagens de ARS e AD em relação às demais plantas no mesmo período, promovendo incrementos significativos em todos os períodos estudados, com ligeiro declínio no final do ciclo.

Costa et al. (2009) quantificaram os efeitos isolados e conjuntos da irrigação com água residuária e de doses de bio sólidos no crescimento do milho, obtendo aos 20 DAS, área foliar que variou entre 107 a 193 cm² e, aos 62 DAS, área entre 5.820 a 8.270 cm². Os pesquisadores verificaram, também, que todas as variáveis de crescimento do milho foram superiores para os tratamentos que receberam água residuária.

Na Figura 14 é apresentada a área foliar do minimilho em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD, para os períodos de 19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 dias após a semeadura.

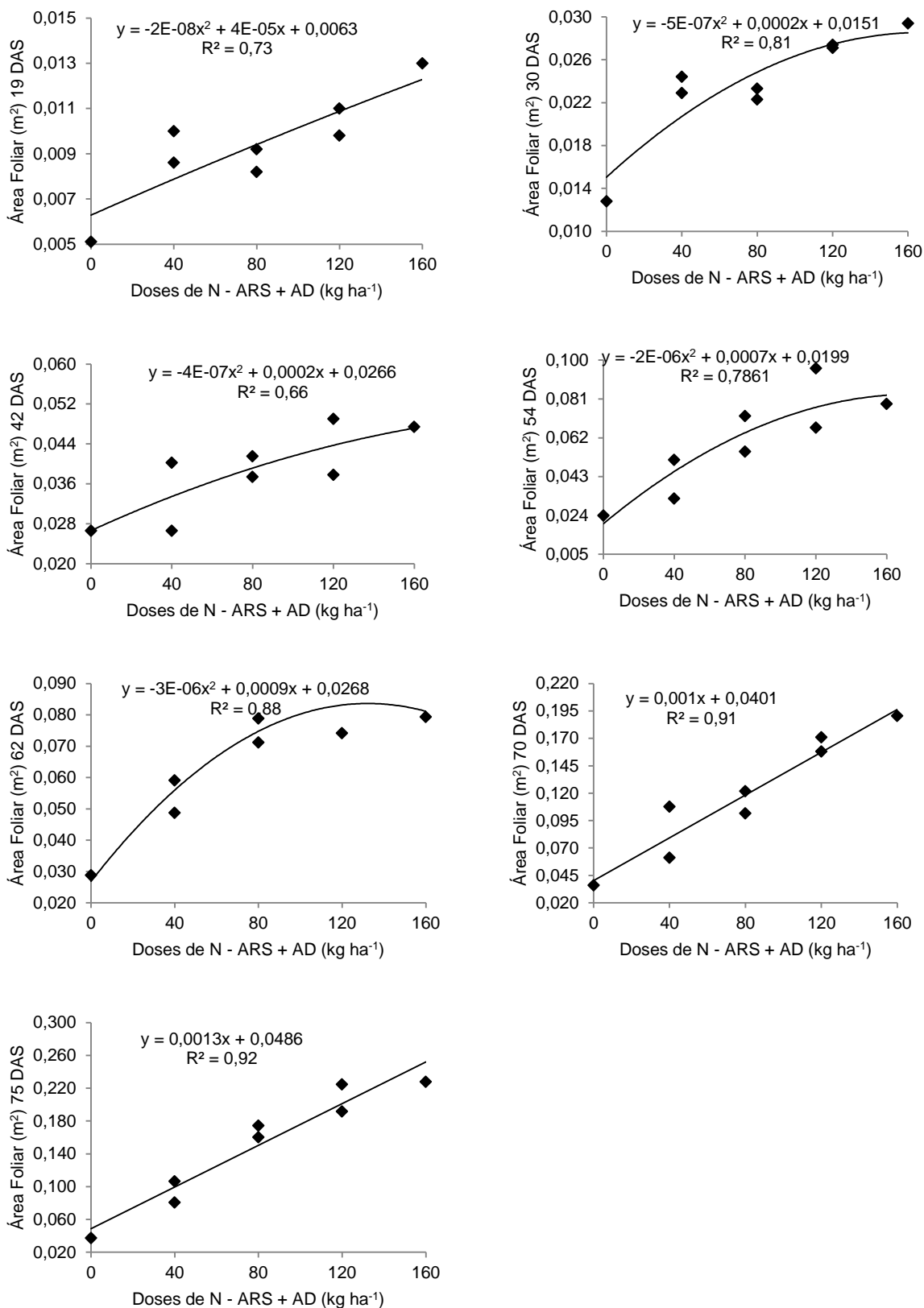


Figura 14 Área foliar (AF) do minimilho (m²), nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função a aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

A área foliar das plantas de minimilho para 19, 30, 42, 54 e 62 DAS apresentou comportamento quadrático, com tendência crescente e coeficientes de determinação (R^2) que variaram entre 0,66 a 0,88. Porém, para 70 e 75 DAS, apresentaram comportamento quadrático e coeficientes de determinação (R^2) altos, 0,91 e 0,92, indicando boa relação entre as variáveis.

As mesmas doses que proporcionaram maiores estaturas, com exceção para 42 e 54 DAS, também proporcionaram maiores áreas foliares e pelo resultado da análise de regressão para a área foliar (AF) aos 19, 30, 54, 70 e 75 DAS, a dose de N de 160 kg ha⁻¹ (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), proporcionou maiores médias para área foliar 0,013, 0,029, 0,096, 0,19 e 0,22 m². Porém, para 42, 62 DAS, o tratamento 6 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) proporcionou as maiores médias, 0,049 e 0,095 m².

5.11.3 Índice de área foliar

Na Tabela 75 são apresentados os resumos da análise de variância para a variável índice de área foliar (IAF) do minimilho (m² m⁻²), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para o índice de área foliar (IAF), em relação aos períodos observados.

Tabela 75 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o índice de área foliar (IAF) do minimilho (m² m⁻²) nos períodos observados

Causas de variação	GL	Valores de F						
		19 DAS	30 DAS	42 DAS	54 DAS	62 DAS	70 DAS	75 DAS
ARS	3	13,67*	1,17*	7,11*	17,70*	9,4*	22,75*	30,94*
AD	1	13,57*	3,49 ^{ns}	0,84 ^{ns}	11,71*	6,61*	9,37*	13,26*
Interação	3	3,51*	2,36 ^{ns}	0,72 ^{ns}	1,06 ^{ns}	0,34 ^{ns}	0,73 ^{ns}	0,20 ^{ns}
CV (%)		25,82	4,89	7,94	9,70	12,16	14,77	14,43
DP		0,06	0,16	0,30	0,57	0,67	1,43	1,75
Média Geral		0,19	0,47	0,78	1,17	1,33	2,36	3,00

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DAS: Dias após a semeadura; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção para 19 DAS (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade).

Observa-se, na Tabela 75, que para as variações ARS e AD, os valores de F foram significativos, com exceção para 30 e 42 DAS, que não foram significativos para AD,

enquanto que, para a interação ARS x AD, não houve significância ao nível de 5%, indicando a inexistência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD, com exceção aos 19 DAS, em que os valores de F foram significativos, demonstrando a dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD para este período.

Os coeficientes de variação (CV) para o índice de área foliar (IAF) apresentaram-se de formas variadas, baixos (CV < 10%) para os 30, 42 e 54 DAS (4,89, 7,94, 9,70%); médios para (CV entre 10 e 20%) 62, 70 e 75 DAS (12,16, 14,77 e 14,43%) e alto para 19 DAS (25,82), pois o CV foi maior 20 e menor que 30%, representando homogeneidade alta, média e baixa dos dados, respectivamente (PIMENTEL GOMES, 2000).

Conforme a Tabela 75, o índice de área foliar (IAF) sofreu interação significativa apenas para 19 DAS entre as doses crescentes de ARS e AD, não seguindo o mesmo padrão de dependência para os demais períodos observados.

Assim como para a área foliar, dos 30 aos 54 DAS, verificou-se aumento acelerado no índice de área foliar. A partir dos 60 DAS até os 75 DAS, as plantas experimentaram o máximo de índice de área foliar.

Stewart et al. (2003) informaram que a evolução do IAF, no tempo, segue padrão característico de plantas anuais, com fase inicial lenta que vai da emergência até o estágio de quatro folhas, seguida de uma fase de rápido crescimento (12 folhas). O índice de área foliar é fundamental para a fotossíntese e para a produção da cultura.

Para a variável estatura das plantas (EP) e área foliar (AF), aos 19, 30, 70 e 75 DAS, as maiores doses também proporcionaram maiores incrementos em estatura e área foliar. Para o índice de área foliar, a dose de N de 160 kg ha⁻¹ (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) proporcionou médias de 0,26, 0,58, 3,80 e 4,55 m² m⁻². Enquanto que para 42, 54 e 62 DAS foi o tratamento 6 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) que proporcionou as maiores médias, 0,98, 1,73 e 1,91 m² m², com exceção para 42 e 54 DAS na estatura e área foliar.

Tal fato pode ser justificado em virtude do déficit hídrico ocorrido, pois para Carlesso et al. (2000), se o déficit hídrico ocorrer durante o crescimento vegetativo, o índice de área foliar responde mais prontamente à reposição de água no solo ou precipitação do que a estatura da planta.

Na Figura 15 é apresentado o índice de área foliar do minimilho em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD para os períodos de 19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 dias após a semeadura.

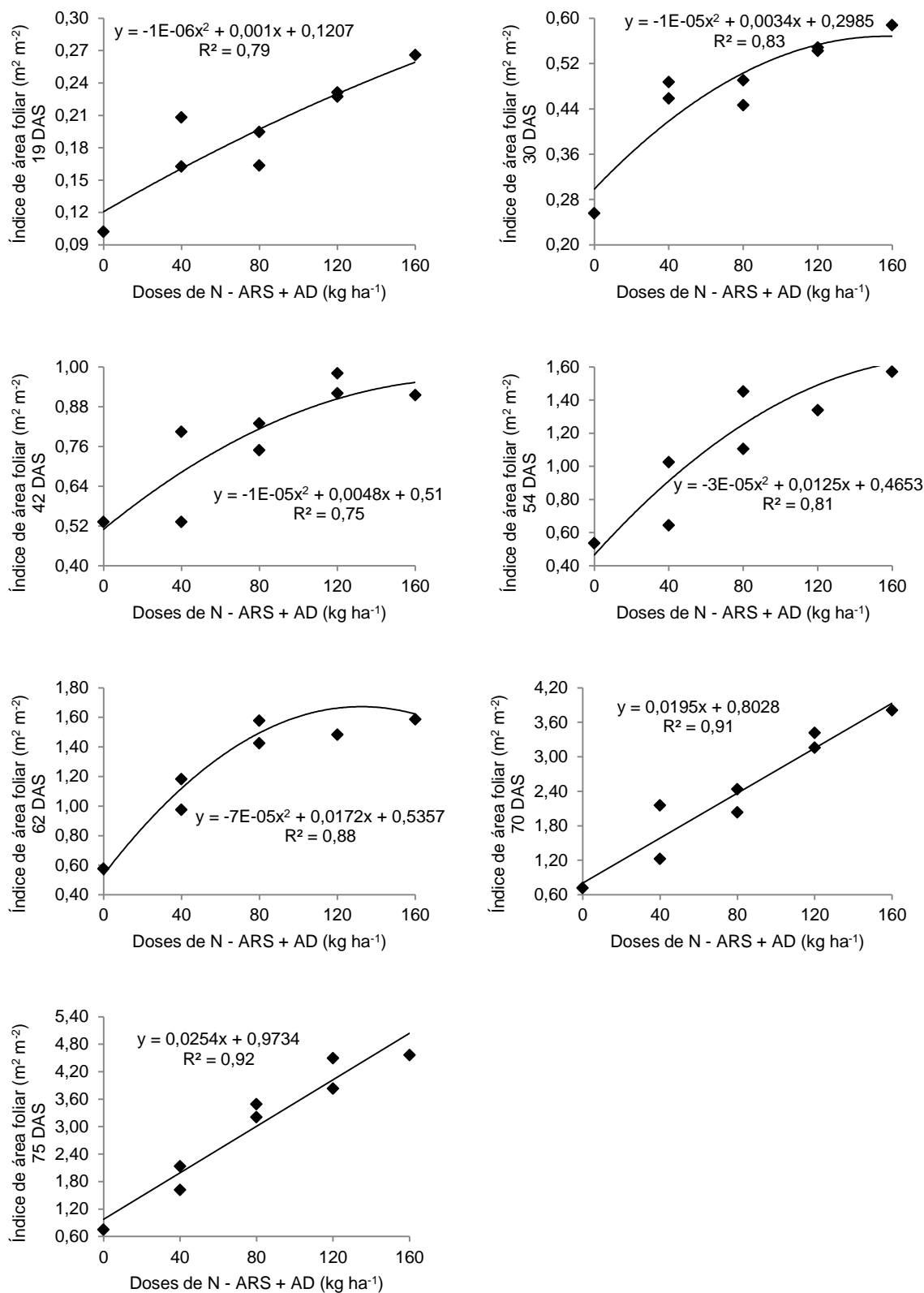


Figura 15 Índice de área foliar (AF) do minimilho (m² m⁻²), nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS, em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

Sá, Ramalho & Souza Sobrinho (2002) obtiveram, para IAF, valores em torno de 3,18 a 3,63 m²m² em análise aos aspectos morfológicos e fisiológicos de cultivares modernas e antigas de milho, aproximando-se aos valores máximos dessa pesquisa (3,41 a 4,55 m²m²).

Kunz et al. (2007) avaliaram o uso da radiação solar pelo milho sob preparos do solo, espaçamento e disponibilidade hídrica, os valores de IAF máximos encontrados variaram de 2,5 a 5,3 m²m² para condições de irrigação e espaçamentos mínimos e máximos utilizados.

Romano (2005) observou IAF máximo de 5,96, 6,24 e 6,44 m²m² para diferentes genótipos em avaliação do desempenho fisiológico de milho.

Igualmente à área foliar (AF), o índice de área foliar (IAF) do minimilho para os períodos de 19, 30, 42, 54 e 62 DAS apresentou comportamento quadrático, com tendência crescente e coeficientes de determinação (R²) que variaram entre 0,79 a 0,88. Porém, para 70 e 75 DAS, apresentaram comportamento quadrático e coeficientes de determinação (R²) altos, 0,91 e 0,92, indicando uma boa relação entre as variáveis.

5.11.4 Número de folhas por planta

Na Tabela 76 são apresentados os resumos da análise de variância para o número de folhas por planta (NF P⁻¹) do minimilho (m), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e o valor médio para o número de folhas por planta (NF P⁻¹).

Tabela 76 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre número de folhas por planta (NF P⁻¹) do minimilho

Causas de variação	GL	Valores de F						
		19 DAS	30 DAS	42 DAS	54 DAS	62 DAS	70 DAS	75 DAS
ARS	3	4,81*	3,57*	5,24*	16,25*	6,63*	21,91*	15,95*
AD	1	9,29*	6,29*	0,98 ^{ns}	2,92 ^{ns}	0,92*	21,60*	14,19*
Interação	3	1,72 ^{ns}	1,89 ^{ns}	0,52 ^{ns}	0,65 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,74 ^{ns}	0,33 ^{ns}
CV (%)		7,73	11,53	12,02	9,73	10,79	5,83	7,25
DP		0,53	0,93	1,15	1,24	1,21	1,007	1,17
Média Geral		6,00	7,33	8,90	9,91	10,23	10,73	12,08

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DAS: Dias após a semeadura; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. As variáveis apresentaram distribuição normal (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 76, que para as variações ARS e AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados, com exceção para 42 e 54 DAS, que não foram significativos para AD, enquanto que para a interação ARS x AD não houve significância a 5%, indicando a inexistência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS x AD.

O coeficiente de variação (CV) para o número de folhas por planta (NF P⁻¹) foi considerado baixo para 19, 54, 70 e 75 DAS (CV 7,73, 9,73, 5,83 e 7,25%) (CV < 10%), indicando alta homogeneidade dos dados, médio para 30, 42 e 62 DAS, que apresentou coeficientes de variação 11,53, 12,02 e 10,79%, portanto maiores que 10% e menores que 20% e indicou média homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

O número de folhas por planta (NF P⁻¹) do minimilho variou em função da aplicação das doses de ARS e de AD. Observa-se que, aos 19 e 30 DAS, o menor valor foi obtido no tratamento 1 (Tratamento 0 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD) e que diferiu a 5% de significância da taxa da maior dose aplicada.

Aos 42, 54 e 62 DAS, verifica-se que o número de folhas variou em função apenas da aplicação das doses de ARS, porém, os maiores valores obtidos não ficaram a critério somente do tratamento 8 (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), mas também do tratamento 7 (Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Aos 70 e 75 DAS, as plantas estavam no final do estágio vegetativo, e também, nesse caso, o número de folhas do minimilho variou em função da aplicação de ARS e AD. Os maiores valores foram encontrados no tratamento 8 (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD) e tratamento 6 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD).

Partindo dos resultados apresentados e comparando-os com valores de área foliar, verifica-se que para a área foliar houve interação significativa entre ARS e AD aos 19 DAS, e para o número de folhas, não. Já para 30 DAS, houve somente influência da ARS, enquanto que o número de folhas influenciou dos 42 aos 60 DAS, ou seja, o período de influência da adubação (AD) para área foliar foi maior (42 aos 75 DAS) que para o número de folhas. Isso comprova o fato de que as maiores dosagens de ARS nem sempre resultaram em maior número de folhas por planta, ao contrário para área foliar.

Almeida et al. (2005), para uma população de plantas de 178.570 plantas, obtiveram número de folhas que variaram de 8 a 14, enquanto Sangoi et al. (2002) para uma população de plantas de 100.000, obtiveram média de 18,4 folhas, um valor bem acima ao encontrado nessa pesquisa que foi de 12,08 folhas por planta (Tabela 76) também Meneghetti et al. (2008), avaliando lâminas de irrigação em minimilho, obtiveram valores entre 12,32 e 12,85 folhas por planta.

Na Figura 16 é apresentado o número de folhas por planta do minimilho (NF P⁻¹) em função dos tratamentos diferenciados pelos níveis de ARS em combinação com AD para os períodos de 19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 dias após a semeadura.

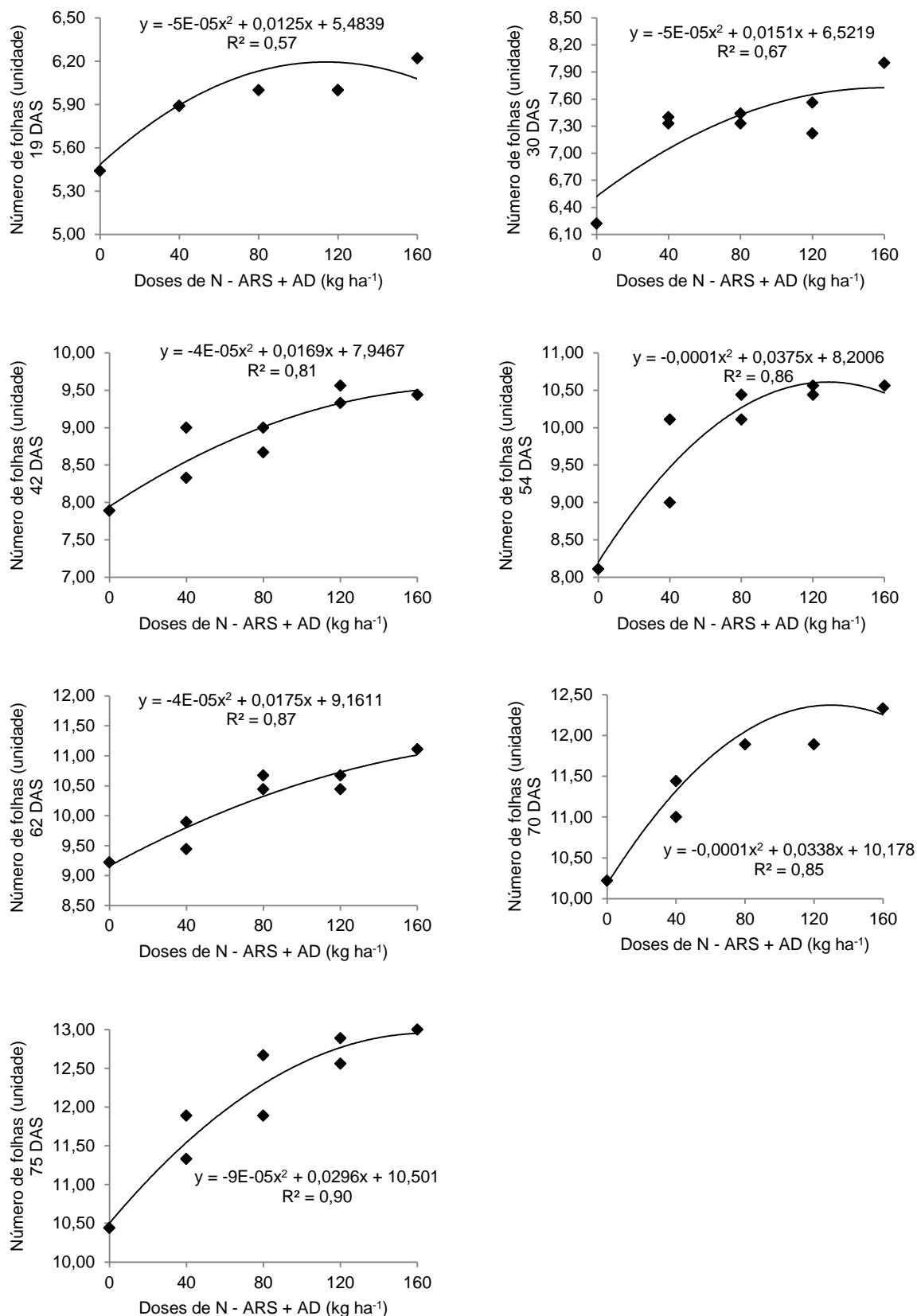


Figura 16 Número de folhas por planta (NF P⁻¹) do minimilho, nos períodos observados 19, 30, 42, 54, 60, 70 e 75 DAS em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), combinada com adubação química (AD), Cascavel – PR.

Shons et al. (2009), em estudo de arranjos de plantas de mandioca e milho em cultivo solteiro e consorciado, obtiveram, em média, 22,2 folhas em uma população de 16.000 plantas por ha⁻¹.

Diferentemente da área foliar (AF) e do índice de área foliar (IAF) do minimilho para os períodos de 19, 30, 42, 54 e 62 DAS, o número de folhas por planta (NF P⁻¹) apresentou comportamento quadrático, com tendência crescente para todos os períodos analisados e coeficientes de determinação (R²) que variaram entre 0,57 a 0,90.

5.11.5 Taxa de crescimento absoluto

Na Tabela 77 são apresentados os resumos das análises de variâncias para a variável taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho (m dia⁻¹), sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios para a taxa de crescimento absoluto, em relação aos períodos observados (19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 DAS), que resultaram em amostragens entre um período e outro de 11, 12, 12, 8, 8 e 5 dias.

Tabela 77 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho (m dia⁻¹) nas sucessivas amostragens

Causas de variação	GL	Valores de F					
		TCA 11	TCA 12	TCA 12	TCA 8	TCA 8	TCA 5
ARS	3	0,16 ^{ns}	11,77*	6,09*	3,43*	8,45*	2,56 ^{ns}
AD	1	4,25*	5,83*	3,17 ^{ns}	3,57 ^{ns}	2,59 ^{ns}	0,071 ^{ns}
Interação	3	3,66*	3,53*	1,65 ^{ns}	2,52 ^{ns}	1,22 ^{ns}	2,57 ^{ns}
CV (%)		0,27	0,38	0,46	0,47	0,66	0,37
DP		0,006	0,009	0,01	0,010	0,015	0,007
Média Geral		0,013	0,019	0,019	0,010	0,020	0,0076

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DAS: Dias após a semeadura; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 77, que para a variação ARS os valores de F foram significativos, com exceção, para o primeiro período de amostragem (11) e para AD, e que para a interação ARS x AD os valores de F foram significativos para os períodos 11 e 12, enquanto que para os demais não houve significância ao nível de 5%, indicando a inexistência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

Para Carvalho & Nakagawa (2000), a taxa de crescimento de plantas é geneticamente controlado, de maneira que os fatores que determinam diferentes taxas iniciais de crescimento terão efeito apenas durante a fase de crescimento exponencial das plantas, diminuindo à medida que as plantas crescem.

Os coeficientes de variação (CV) para taxa de crescimento absoluto (TCA) foram considerados baixos (CV 0,27, 0,38, 0,46, 0,47, 0,66 e 0,37%), uma vez que foram inferiores a 10%, representando homogeneidade alta dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 78 são apresentados os valores médios para taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho (m dia^{-1}), nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química aos 19, 30, 42, 54, 62, 70 e 75 DAS, que resultaram em tempos de amostragens de 30-19=11; 42-30=12; 54-42=12; 62-54=8; 70-62=8 e 75-70=5 dias.

Conforme pode ser observado na Tabela 78, a taxa de crescimento absoluto (TCA) sofreu influência da aplicação de doses crescentes de N, apesar de haver indícios da dependência entre as dosagens de ARS e AD, só houve diferença significativa nos primeiros períodos de amostragem (11 e 12 dias). Tal fato pode ser justificado, assim como na estatura da planta, pois nesse período, compreendido entre 20 e 40 DAS, a planta inicia um crescimento contínuo, com acumulação de nutrientes (CARLESSO et al., 2003).

O aumento nas doses de ARS proporcionaram incremento na TCA, com exceção para o período compreendido entre 70 e 75 DAS, em que não houve influência dos tratamentos, sendo o último período de amostragem, diferenciando-se dos demais, pelo menor intervalo de tempo entre as amostragens.

Na primeira avaliação, 11 dias, a cultura se encontrava no estágio V4 (Fancelli & Dourado Neto, 2000) e experimentou um crescimento médio de $0,013 \text{ m dia}^{-1}$ ($1,3 \text{ cm dia}^{-1}$), fato justificado pelo estágio inicial da cultura, a eficiência de absorção de nutrientes ser menor. Na segunda e terceira avaliação, 12 e 12 dias, as plantas apresentaram a mesma TAC ($0,019 \text{ m dia}^{-1}$), o que representa $1,9 \text{ cm}$ por dia de incremento em altura. As altas taxas de crescimento coincidem com exigências de nutrientes pelas plantas do milho (RITCHIE, HANWAY & BENSON, 2003).

Apesar de apresentarem a mesma taxa de crescimento, no período compreendido entre 30 e 42 DAS, o aumento nas doses de ARS e AD interferiram, significativamente, resultando em taxas maiores e também foi o período em que as plantas experimentaram taxas de $0,026$ e $0,027 \text{ m dia}^{-1}$. Já na terceira amostragem, 8 dias, as plantas apresentaram as menores taxas de crescimento médio de $0,010 \text{ m dia}^{-1}$, ficando abaixo apenas do último período amostrado (5 dias) que apresentaram taxa de $0,0076 \text{ m dia}^{-1}$.

Tabela 78 Resultado do teste de comparação de médias para os valores médios da taxa de crescimento absoluto (TCA) do minimilho ($m\text{ dia}^{-1}$), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem nos tempos amostrados. Cascavel – PR

11 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,007aA	0,012abA	0,013abA	0,014cA	0,011A
40	0,016aB	0,010aA	0,014aA	0,016aA	0,014B
Médias (TCA)	0,012	0,011	0,013	0,015	
12 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,012aA	0,021aA	0,015aA	0,019aA	0,017A
40	0,007aA	0,024bA	0,026bB	0,027bB	0,021B
Médias (TCA)	0,010a	0,022b	0,021b	0,023b	
12 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,011	0,011	0,026	0,022	0,017
40	0,016	0,022	0,026	0,021	0,021
Médias (TCA)	0,013a	0,016a	0,026b	0,021ab	
8 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,0041	0,0083	0,0068	0,012	0,0079
40	0,0039	0,015	0,020	0,010	0,012
Médias (TCA)	0,004a	0,011ab	0,013b	0,011ab	
8 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,0059	0,011	0,019	0,034	0,017
40	0,015	0,022	0,025	0,029	0,023
Médias (TCA)	0,010a	0,016ab	0,022bc	0,032c	
5 dias					
Adubação ($kg\ ha^{-1}$)	Dose de água residuária de suinocultura ($kg\ ha^{-1}$)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,011	0,0034	0,0068	0,0081	0,0074
40	0,0086	0,0070	0,013	0,0024	0,0079
Médias (TCA)	0,010	0,052	0,010	0,0052	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em $m^3\ ha^{-1}$.

A terceira amostragem coincide com o estágio V12 (54 DAS), em que ocorre o crescimento do colmo, tanto em diâmetro como em comprimento, e aceleração da formação do pendão (CASTRO & KLUGE, 1999).

Diferentemente deste trabalho, esta aceleração comprovada pelos pesquisadores não ocorreu neste trabalho, uma vez que houve decréscimo da taxa de crescimento. Isso credita-se aos períodos de estiagem durante a fase de desenvolvimento da cultura.

Coincidentemente, com a altura da planta, na observação que ocorreu entre 62 e 70 DAS, as plantas experimentaram a maior taxa de crescimento, $0,020 \text{ m dia}^{-1}$, e foi o período que as plantas expressaram as maiores taxas de crescimento $0,029$ e $0,034 \text{ m dia}^{-1}$.

Porém, após esta fase, a planta estabiliza, deixando a fase vegetativa e entrando na reprodutiva, com taxas de crescimento praticamente nulas (considerando dados não transformados). Para Larcher (2000), paralisações no crescimento vegetativo em função da aceleração do crescimento produtivo ocorrem pela canalização de energia e de materiais destinados a floração e frutificação que, por sua vez, originam-se no processo fotossintético, na incorporação de substâncias minerais e na mobilização de reservas para formação e enchimento de grãos e frutos.

5.12 Florescimento pleno da cultura

Para considerar o florescimento pleno da cultura, levou-se em conta o momento em que pelo menos 70% das plantas estavam pendoando em cada tratamento. Evidenciou-se diferença de três dias de atraso para os tratamentos 5 e 4 (Tratamento 5 - 80 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 4 - 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD) e quatro dias de atraso para os tratamentos 3 e 2 (Tratamento 3 - 0 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD) para florescimento pleno em todos os tratamentos, em relação aos tratamentos 8, 7 e 6 (Tratamento 8 - 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 6 - 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD). As plantas do tratamento 1 não floresceram (Tratamento 1 - 0 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD).

O florescimento pleno das plantas, em todos os tratamentos, foi semelhante ao indicado pelo produtor da semente (EMBRAPA), que informou florescimento médio em torno de 65 DAS.

Entretanto, neste experimento, o florescimento ficou em torno de 68 a 72 DAS. Condições ambientais verificadas, como altas temperaturas (Figura 07) e períodos de estiagem (Figura 08), podem ter provocado um pequeno atraso no florescimento.

O período crítico do milho está no florescimento. Nessa época, as condições abióticas (água, temperatura e radiação) são de suma importância para o potencial reprodutivo da cultura (RESENDE, ALBUQUERQUE & COUTO, 2003).

5.13 Dados biométricos da produção

Os dados resultantes das duas colheitas foram totalizados, sendo obtidos destes as médias para número de espigas por planta ($NE P^{-1}$), comprimento de espigas empalhadas (CEE), comprimento de espigas desempalhadas (CED), diâmetro de espigas empalhadas (DEE), diâmetro de espigas desempalhadas (DED), massa de espigas empalhadas (MEE), massa de espigas desempalhadas (MED). Na ocasião também foi avaliada a estatura de inserção da primeira espiga (EI).

5.13.1 Número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) (prolificidade)

Na Tabela 79 são apresentados os resumos da análise de variância para o número de espigas por planta (prolificidade) da cultura do minimilho, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e o valor médio para o número de espigas por planta ($NE P^{-1}$).

Tabela 79 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) do minimilho

Causas de variação	GL	Valores de F
		($NE P^{-1}$)
ARS	3	48,21*
AD	1	22,96*
Interação	3	12,55*
CV (%)		5,15
DP		0,71
Média Geral		1,69

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 79, que para as variações ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos ao nível de 5% para os fatores analisados, indicando a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

O coeficiente de variação (CV) para o número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) foi considerado baixo com valor 5,15%, ou seja, CV menor que 10%, e indicou alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 80 são apresentados os valores médios para o número de espigas por planta do minimilho, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química.

Tabela 80 Resultado do teste de comparação de médias para o número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,00aA	1,67aA	1,89aA	2,11bA	1,41A
40	1,33aB	1,89abA	2,00bA	2,22bA	1,86B
Médias ($NE P^{-1}$)	0,66a	1,78b	1,94b	2,16b	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Conforme pode ser observado na Tabela 80, o número de espigas por planta ($NE P^{-1}$) sofreu influência da aplicação de doses crescentes de N, apesar de haver indícios da dependência entre as dosagens de ARS e AD, não houve diferença significativa para as médias do número de espigas por planta, com exceção ao Tratamento 1 (Tratamento 1 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Tal fato justifica-se, pois não houve formação de espiga no tratamento.

Segundo Magalhães & Durães (2006), a prolificidade pode ser influenciada pela característica genética, pela população de plantas utilizada, pelas condições climáticas e pela disponibilidade de nutrientes. O que pode ter influenciado, neste caso, foi a população de plantas e a disponibilidade de nutrientes. Como a população de plantas utilizada foi a mesma e estavam submetidas às mesmas condições ambientais, sugere-se, então, que a diferença, apesar de não significativa, pode ter acontecido pela adubação fornecida, disponibilizando ou não maior quantidade de nutrientes.

Para Motto & Mall (1983), o aumento da interceptação de luz em menores densidades de plantas e um elevado nível de adubação nitrogenada aumenta a prolificidade em minimilho.

Dessa maneira, de acordo com o exposto, doses crescentes de N proporcionaram aumentos no número de espigas por planta, sendo que os tratamentos mais expressivos foram os tratamentos 8 e 7 (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD), seguidos pelos tratamentos 6 e 5 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 5 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Os piores desempenhos foram os encontrados nos tratamentos 3 e 2 (Tratamento 3 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Pode-se observar que os tratamentos que receberam as maiores dosagens de ARS foram os que apresentaram melhor desempenho.

Os menores e maiores valores encontrados para o número de espigas por planta (NE P⁻¹) foram 1,0 (Tratamento 1 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD) e 3,0 espigas (Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD), o que proporcionaria 180.000 e 540.000 espigas ha⁻¹ respectivamente.

Rodrigues, Silva & Mori (2004) avaliaram a capacidade geral e específica de combinação de sete famílias de minimilho para diversos caracteres, encontrando valores para o número de espigas por planta que variaram de 1,84 a 2,32 e, em média 2,15, espigas, para uma população de 110.000 plantas ha⁻¹.

Na condução de dois experimentos com a finalidade de avaliar o efeito de densidades populacionais (55.000 e 110.000 plantas ha⁻¹) sobre algumas características agrônomicas, em destaque a prolificidade, verificaram que todos os híbridos mostraram redução na prolificidade com o aumento na densidade de plantas, para a menor densidade o valor foi de 1,4 espigas por planta e para a maior densidade 0,85 (RODRIGUES, SILVA & MORI (2003).

Meneghetti, Nóbrega & Santos (2008) avaliaram lâminas de irrigação para a produção de minimilho, encontrando média de 3,0 espigas por planta para uma população de 180.000 plantas ha⁻¹, diferentemente deste trabalho, em que a média geral ficou em torno de 1,69 espigas por planta (Tabela 79).

Ferreira et al. (2001), também observaram aumento significativo do número de espigas por planta de milho, com o incremento da adubação nitrogenada.

5.13.2 Estatura de inserção da primeira espiga

Na Tabela 81 são apresentados os resumos da análise de variância para estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho (m), sob tratamento de água residuária de

suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e o valor médio para estatura de inserção da primeira espiga (EI).

Tabela 81 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho (m)

Causas de variação	GL	Valores de F
		(EI)
ARS	3	166,41*
AD	1	159,40*
Interação	3	36,37*
CV (%)		1,94
DP		0,38
Média Geral		0,87

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 81, que para as variações ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, indicando a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

O coeficiente de variação (CV) para a estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho foi considerado baixo (CV 1,94%), ou seja, CV < 10% e indicando alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 82 são apresentados os valores médios para a estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química.

Conforme pode ser observado na Tabela 82, a estatura de inserção da primeira espiga (EI) sofreu influência da aplicação de doses crescentes de água residuária de suinocultura e adubação química.

Verifica-se que os melhores resultados, em termos altura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho, foram obtidos com os tratamentos em que se utilizaram maiores dosagens de ARS em combinação com AD (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD;), seguidos pelos tratamentos 6 e 5 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 5 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Já os piores desempenhos foram observados nos tratamentos 3 e 2

(Tratamento 3 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD).

Tabela 82 Resultado do teste de comparação de médias da estatura de inserção da primeira espiga (EI) do minimilho (m), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,00aA	0,74bA	0,98cA	1,10cA	0,70A
40	0,77aB	1,00bB	1,16bcB	1,26cB	1,05B
Médias (EI)	0,38a	0,87b	1,07c	1,18c	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Os maiores e menores valores obtidos em relação à estatura de inserção da primeira espiga foram 0,74 e 1,26 m. Para Salisbury & Ross (1992), a menor oxidação de auxinas decorrente da proximidade das plantas em densidades elevadas, estimula a alongação celular, com isso os entrenós do colmo são mais longos, aumentando a estatura da planta e a estatura de inserção de espigas.

A estatura das plantas pode ser explicado, pois para Sangoi et al. (2002), a maior competição intraespecífica por luz faz ocorrer, o aumento da dominância apical e o estiolamento das plantas favorecendo a redução no diâmetro do colmo.

Cesarino (2006), com o objetivo de obter informações sobre a influência da adubação com dejetos líquidos de suínos em cobertura sobre características agrônomicas e nutricionais de cultivares de milho para ensilagem, verificou que as maiores médias 1,11 e 1,07 m, ocorreram nos tratamentos que receberam adubação química e 100 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos em cobertura, respectivamente.

Freitas et al. (2004) avaliaram o efeito de quatro lâminas de água e ARS bruta e peneirada, sobre os componentes da cultura do milho para silagem, não verificando efeitos significativos. Porém, observaram considerável aumento desses componentes nos tratamentos que receberam ARS. Ao contrário neste trabalho, as maiores aplicações de ARS, resultaram em estaturas significativas para inserção de espigas.

Para os tratamentos que receberam as dosagens de 40 kg ha⁻¹ de N, tratamentos 3 e 2 (Tratamento 3 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), porém, de formas diferentes verificou-se que houve maior diferença na

estatura da inserção da espiga, pois os valores variaram de 0,65 para 0,85 m, respectivamente.

Segundo Kumar & Singh (1999), a estatura de inserção da primeira espiga considerada ótima é a 0,50 m, contrariando as estaturas encontradas neste trabalho, pois verificou-se estaturas acima 0,65 m e também as obtidas por Moreira (2007), que verificou alturas de inserção de espigas em plantas de minimilho que variaram de 0,9 a 1,04 m.

Segundo Alvarez (2004), para altura de espiga, os valores variaram entre 1,33 e 1,37 m em avaliação da densidade de semeadura e espaçamento entre fileiras de três híbridos de milho. Villela (2001) encontrou estatura de espiga média de nove cultivares de milho de 1,21 m, quando avaliou a época de semeadura e corte de plantas de milho para silagem.

5.13.3 Comprimento da espiga empalhada e desempalhada

Na Tabela 83 são apresentados os resumos da análise de variância para comprimento das espigas empalhadas e desempalhadas da cultura do minimilho, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e o valor médio dos comprimentos das espigas.

Tabela 83 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o comprimento das espigas empalhadas (CEE) e desempalhadas (CED) do minimilho (m)

Causas de variação	GL	Valores de F	
		CEE (m)	CED (m)
ARS	3	45,80*	76,34*
AD	1	34,57*	66,23*
Interação	3	28,91*	31,61*
CV (%)		0,99	0,30
DP		0,07	0,026
Média Geral		0,19	0,063

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 83, que para as variações ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, indicando a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

O coeficiente de variação (CV) para comprimento das espigas empalhadas (CEE) e comprimento das espigas desempalhadas (CED) foi considerado baixo, com valores de 0,99 e 0,30%, portanto $CV < 10\%$, indicando alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 84 são apresentados os valores médios para o comprimento das espigas empalhadas e desempalhadas do minimilho, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química.

Tabela 84 Resultado do teste de comparação de médias para comprimento das espigas empalhadas (CEE) e desempalhadas (CED) em plantas do minimilho (m), sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,00aA	0,21bA	0,21bA	0,23cA	0,16A
40	0,20aB	0,19abA	0,23abA	0,25cA	0,22B
Médias CEE (m)	0,10a	0,20b	0,22b	0,24b	
0	0,000aA	0,067bA	0,068bA	0,076b	0,052A
40	0,062aB	0,067aA	0,076abB	0,090b	0,073B
Médias CED (m)	0,031a	0,067b	0,071b	0,083c	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Verifica-se, na Tabela 84, que os melhores resultados em termos de comprimento de espigas empalhadas (CEE) e desempalhadas (CED) do minimilho foram obtidos com os tratamentos que se utilizaram de maiores dosagens de ARS em combinação com AD (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD;), seguidos pelos tratamentos 6 e 3 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 3 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Já os piores desempenhos foram observados nos tratamentos 5 e 2 (Tratamento 5 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), seguidos pelo tratamento 4 (Tratamento 4 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD).

Com relação à variável CEE, o aumento nas doses de água residuária de suinocultura, em combinação com adubação química, provocou aumento no comprimento das espigas. Para Rodrigues, Silva & Mori (2004), entretanto, deve-se ficar atento para o

desenvolvimento muito rápido das espiguetas, que ao crescerem demais, perdem seu valor comercial.

Apesar de haver indícios da dependência entre as dosagens de ARS e AD, não houve diferença significativa para as médias dos comprimentos de espigas empalhadas, com exceção ao Tratamento 1 (Tratamento 1 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD). Tal fato justifica-se, pois não houve formação de espiga. Enquanto que para espigas desempalhadas houve diferença significativa entre as menores e maiores dosagens.

O comprimento médio das espigas é uma das variáveis que pode inferir diretamente no número de grão por fileira e, conseqüentemente, na produtividade. Para Fancelli & Dourado Neto (2000), qualquer adversidade que aconteça nessa fase (12 folhas plenamente expandidas) pode resultar em redução no comprimento das espigas e queda na produtividade.

Pereira Filho, Cruz & Alvarenga (2005) avaliaram o efeito de densidade de semeadura, níveis de nitrogênio e despendoamento, verificaram que o diâmetro do colmo e o comprimento do minimilho não foram afetados, significativamente, pela densidade ou níveis de nitrogênio. Entretanto, houve aumento significativo para comprimento da espiga, com o aumento dos níveis de nitrogênio.

De acordo com Büll (1993), a aplicação de N proporciona elevação de produtividade na cultura de milho, que pode ser atribuída, dentre outros fatores, aos efeitos positivos sobre o aumento do comprimento da espiga.

Os menores e maiores valores encontrados para espigas empalhadas foram 0,19 e 0,25 m, e para espigas desempalhadas 0,062 e 0,090 m. As medidas padronizadas para o comprimento de espigas desempalhadas devem variar de 4 a 10 cm (Pereira Filho, Gama & Cruz, 1998; Pereira Filho & Cruz, 2001; Pinho et al. 2003 e Rodrigues, Silva & Mori, 2004), desse modo todos os tratamentos apresentaram características entre os valores comerciais de minimilho.

Moreira (2007) avaliou os rendimentos de minimilho, espigas verdes e grãos de duas cultivares em resposta ao despendoamento, encontrando valores para comprimento de espigas empalhadas em média de 9,09 cm e para espigas desempalhadas 7,88 cm.

Rodrigues, Silva & Mori (2004) avaliaram famílias prolíficas de minimilho e encontraram valores médios para comprimento de espigas empalhadas e desempalhadas de 19,23 e 7,59 cm. Tais medidas estão muito próximas às medidas obtidas neste trabalho que para espigas empalhadas e desempalhadas os valores médios foram 0,19 e 0,063 m (Tabela 83).

Pereira Filho, Cruz & Alvarenga (2005) avaliaram o efeito de densidade de semeadura, níveis de nitrogênio e despendoamento sobre a produção de minimilho e obtiveram média geral para espigas desempalhadas de 6,9 cm. Também Rodrigues, Silva &

Mori (2003) obtiveram resultados muito semelhantes aos aqui relatados, quando da avaliação da produtividade e duas densidades de plantas obtiveram valores médios para espigas empalhadas e desempalhas 19,8 cm e 7,8 cm, respectivamente.

Almeida et al. (2005) avaliaram dez cultivares de milho para a produção de minimilho, espigas verdes e grãos, obtendo, em média, valores que variaram de 7,76 a 9,90 para comprimento de espigas desempalhadas.

Sandoval Junior et al. (2009), em trabalho para identificar híbridos simples promissores para minimilho, encontraram, para comprimento de espigas empalhadas e desempalhadas, valores entre 16,89 a 20,33 cm e 9,91 a 11,50 cm, respectivamente.

Com a retirada do minimilho, a palha das espiguetas, folhas, pendão, colmo e as espigas não comerciais, podem ser utilizadas como forragem para alimentação animal, ou deixadas no solo, pois com isso há aumento da fertilidade do solo, devido a decomposição do material e reposição de nutrientes, mas este fato não exclui a necessidade de adubação (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998; VASCONCELLOS et al., 2001).

5.13.4 Diâmetro das espigas empalhada e desempalhadas

Na Tabela 85 são apresentados os resumos da análise de variância para diâmetro das espigas empalhadas e desempalhadas da cultura do minimilho, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios dos diâmetros das espigas.

Tabela 85 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre o diâmetro das espigas empalhadas (DEE) e desempalhadas (DED) do minimilho (m)

Causas de variação	GL	Valores de F	
		DEE (m)	DED (m)
ARS	3	33,58*	18,39*
AD	1	23,61*	13,24*
Interação	3	17,75*	13,85*
CV (%)		0,14	0,12
DP		0,008	0,005
Média Geral		0,019	0,013

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989).

Observa-se, na Tabela 85, que para as variações ARS, AD e interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os fatores analisados ao nível de 5%, indicando a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

O coeficiente de variação (CV) para diâmetro das espigas empalhadas (DEE) e desempalhadas (DED) foi considerado baixo (CV 0,14, 0,12%), portanto $CV < 10\%$, indicando alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 86 são apresentados os valores médios para o diâmetro das espigas empalhadas e desempalhadas do minimilho, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química.

Tabela 86 Resultado do teste de comparação de médias para diâmetro das espigas empalhadas (DEE) e desempalhadas (DED) em plantas do minimilho (m) sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,000aA	0,020bA	0,021bA	0,024bA	0,016A
40	0,019aB	0,020aA	0,023aA	0,025aA	0,021B
Médias DEE (m)	0,0098a	0,020b	0,022bc	0,024c	
0	0,000aA	0,014bA	0,015bA	0,017bA	0,011A
40	0,014aB	0,014aA	0,015aA	0,017aA	0,015B
Médias DED (m)	0,007a	0,014b	0,015b	0,017b	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Apesar de haver indícios da dependência entre as dosagens de ARS e AD, não houve diferença significativa para as médias dos diâmetros de espigas empalhadas e desempalhadas, com exceção ao Tratamento 1 (Tratamento 1 – 0 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD), pois não houve formação de espiga.

Os menores e maiores valores encontrados para diâmetro das espigas empalhadas foram 0,019 e 0,025 m e para espigas desempalhadas, 0,014 e 0,017 m. As medidas padronizadas para diâmetro das espigas desempalhadas devem variar de 1,00 a 1,50 cm (Pereira Filho, Gama & Cruz, 1998; Pereira Filho & Cruz, 2001; Pinho et al. 2003) ou 0,70 a 1,70 cm (RODRIGUES, SILVA & MORI, 2004). Desse modo, todos os tratamentos apresentaram características comerciais de minimilho, com exceção ao Tratamento 8 (Tratamento 8 – 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Mesmo não havendo diferenças

significativas em relação aos demais, diâmetros superiores a 1,70 cm tornam a espiga não aceitável comercialmente, principalmente para a indústria de conservas.

Almeida et al. (2005), em avaliação de dez cultivares de milho para a produção de minimilho, espigas verdes e grãos, obtiveram, em média, valores que variaram de 1,26 a 1,50 para diâmetro de espigas desempalhadas.

Raupp et al. (2008) avaliaram híbridos de milho para obtenção de minimilho para conserva, obtendo valores para diâmetros de espigas com palha que variaram entre 22,1 a 23,1 mm, e para diâmetros de espigas sem palha que variaram entre 14,2 a 15,1 mm.

Pereira Filho, Cruz & Alvarenga (2005) avaliaram o efeito de densidade de semeadura, níveis de nitrogênio e despendoamento, verificando que, para aplicação de 80 kg ha⁻¹ de N e densidade de 180.000 plantas ha⁻¹, os diâmetros encontrados foram de 1,10 cm e para aplicação de 160 kg ha⁻¹ de N e mesma densidade de plantas, os diâmetros foram de 1,0 cm, valores próximos aos encontrados neste trabalho, para a mesma população de plantas.

Moreira (2007), em experimento para avaliar os rendimentos de minimilho, espigas verdes e grãos de duas cultivares em resposta ao despendoamento, encontrou valores para diâmetro de espigas empalhadas em média de 9,09 cm e para espigas desempalhadas 7,88 cm.

5.13.5 Massa das espigas empalhadas e desempalhadas

Na Tabela 87 são apresentados os resumos da análise de variância para massa das espigas empalhadas e massa das espigas desempalhadas da cultura do minimilho, respectivamente, para a produção por unidade e por hectare, sob tratamento de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. É possível verificar os valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e os valores médios.

Observa-se, na Tabela 87, que para as variações ARS, AD e para a interação ARS x AD, os valores de F foram significativos para os parâmetros analisados ao nível de 5%, indicando a existência de dependência entre os efeitos dos fatores ARS e AD.

O coeficiente de variação (CV) para as variáveis foi considerado baixo (9,78, 9,87, 5,87 e 6,86%), indicando alta homogeneidade dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Nas Tabelas 88 e 89 são apresentados os valores médios para as massas das espigas empalhadas e desempalhadas do minimilho, nos lisímetros, sob tratamentos com doses crescentes de aplicação de ARS e adubação química.

Tabela 87 Valores de F, coeficiente de variação, desvio padrão e média geral dos fatores água residuária de suinocultura e adubação sobre a massa das espigas empalhadas e desempalhadas do minimilho

Causas de variação	GL	Valores de F			
		MEE (g unidade ⁻¹)	MEE (kg ha ⁻¹)	MED (g unidade ⁻¹)	MED (kg ha ⁻¹)
ARS	3	164,75*	160,33*	78,39*	125,35*
AD	1	117,28*	118,59*	76,81*	123,65*
Interação	3	8,39*	7,92*	40,39*	75,12*
CV (%)		9,78	9,87	5,87	6,86
DP		15,35	2756	2,96	533,8
Média Geral		29,29	5.295,00	6,67	1.200,00

GL: Graus de liberdade; ARS: Água residuária de suinocultura; AD= Adubação; CV: Coeficiente de variação; DP: desvio padrão; ns: não significativo a 5% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade. Para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (Banzatto & Kronka, 1989), com exceção massa empalhada (Normalidade dos dados – Teste de Shapiro Wilk e Homocedasticidade).

Tabela 88 Resultado do teste de comparação de médias para massas das espigas empalhadas por unidade e por hectare do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Dose de água residuária de suinocultura (m ³ ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,00aA	24,19bA	24,54bA	43,11cA	22,96A
40	22,69aB	32,00bB	34,82bB	52,98cB	35,62B
Médias (g un. ⁻¹)	11,34a	28,09b	29,68b	48,04c	
0	0,00aA	4.354,00bA	4.418,00bA	7.760,00cA	4.133,00A
40	4.084,00aB	5.760,00bB	6.447,00bB	9.537,00cB	6.457,00B
Médias (kg ha ⁻¹)	2.042,00a	5.057,00b	5.433,00b	8.648,00c	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Verifica-se que os melhores resultados, em termos de massa de espigas empalhadas (MEE) (Tabela 88), foram obtidos com os tratamentos em que se utilizaram de maiores dosagens de ARS em combinação com AD (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD;), seguidos pelos tratamentos 6 e 4 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 4 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Já os piores desempenhos foram observados nos tratamentos 3 e 2 (Tratamento 3 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD), ou seja, para aplicação de 40 kg ha⁻¹ de N.

Com relação à variável MEE, o aumento nas doses de água residuária de suinocultura, em combinação com adubação química, provocou aumento na massa das

espigas com palha. Para Silveira (2003), este aumento de massa é importante quando se vende a produção em palha para a indústria de conservas.

A produção média obtida para massa de espigas com palha, para a maior produtividade, de 53 g por unidade, proporcionaria 9.500 kg ha⁻¹ (9,5 t ha⁻¹) e para a menor produtividade, 23 g por unidade, proporcionaria 4.100 kg ha⁻¹ (4,1 t ha⁻¹) e média de 29 g por unidade e 5.300 kg ha⁻¹ (5,3 t ha⁻¹).

Carvalho, Von Pinho & Pereira Filho (2002) obtiveram produtividade média de 8,42 t ha⁻¹, com variação de 10,30 a 6,30 t ha⁻¹, para a maior e menor produtividade. Aekatasanawan et al. (1994) e Rodrigues, Silva & Mori (2004) encontraram massas para espigas empalhadas em média de 7.420 e 8.270 kg ha⁻¹, respectivamente.

Thakur & Sharma (1999) avaliaram o efeito de doses de nitrogênio sobre as variedades de milho para produção de minimilho e obtiveram, para a dose de 187,50 kg ha⁻¹ de N, produtividade de 1.566 kg ha⁻¹ para espigas empalhadas. Silveira (2003) obteve produtividade média de 2.484 kg ha⁻¹ e 784,80 kg ha⁻¹ para maior e menor produtividade para espigas com palha, e média 1.961,70 kg ha⁻¹, ao estudar o manejo da irrigação e cobertura nitrogenada em minimilho. Muito abaixo dos valores encontrados neste trabalho, que também diferiram da produtividade média obtida por Meneghetti, Nóbrega & Santos (2008), que obtiveram 29.600 kg ha⁻¹ em estudo com densidade de 180.000 plantas ha⁻¹ e manejo da irrigação.

Tabela 89 Resultado do teste de comparação de médias para massas das espigas desempalhadas por unidade e por hectare do minimilho, sob tratamentos com doses crescentes de água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em lisímetros de drenagem. Cascavel – PR

Adubação (kg ha ⁻¹)	Doses de água residuária de suinocultura (kg ha ⁻¹)				Médias
	0	40 (115,20)*	80 (230,40)*	120 (345,60)*	
0	0,00aA	7,72bA	5,82bA	8,30cA	5,46A
40	6,48aB	6,72aA	8,15abB	10,07bB	7,85B
Média (g un. ⁻¹)	3,24a	7,22b	6,99b	9,18c	
0	0,00aA	1390,00bA	1061,00bA	1494,00cA	986,25A
40	1167,00aB	1210,00aA	1467,00abB	1813,00cB	1414,25B
Média (kg ha ⁻¹)	583,00a	1300,00b	1264,00b	1653,00c	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os dados apresentados são os obtidos originalmente, porém, para a normalização das variáveis, os valores foram transformados por $\sqrt{x+1}$ (BANZATTO & KRONKA, 1989). *Total de ARS aplicada em m³ ha⁻¹.

Para os resultados de massa das espigas sem palha (MESP) (Tabela 89) verifica-se que as maiores massas foram obtidas com os tratamentos onde se utilizaram maiores

dosagens de ARS em combinação com AD (Tratamento 8 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 7 - 120 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD;), seguidos pelos tratamentos 6 e 4 (Tratamento 6 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 4 - 40 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD). Já os piores desempenhos foram obtidos nos tratamentos 5 e 2 (Tratamento 5 - 80 kg ha⁻¹ de ARS e 0 kg ha⁻¹ de AD; Tratamento 2 - 0 kg ha⁻¹ de ARS e 40 kg ha⁻¹ de AD).

A produção média obtida para massa de espigas desempalhadas, para a maior produtividade, foi de 10 g por unidade, que proporcionaria 1.800 kg ha⁻¹ (1,8 t ha⁻¹) e para a menor produtividade, 6 g por unidade, a qual proporcionaria 1.050 kg ha⁻¹ (1,05 t ha⁻¹) e média de 7 g por unidade e 1.200 kg ha⁻¹ (1,2 t ha⁻¹).

Resultados semelhantes aos encontrados por Carvalho, Von Pinho & Pereira Filho (2002) avaliaram o desempenho de cultivares de milho para produção de minimilho, e obtiveram média de 1,46 t ha⁻¹ e para a maior e menor produtividade, 1,88 e 1,15 t ha⁻¹, respectivamente.

Miles & Zens (2000) obtiveram produtividade média entre 0,42 e 1,09 t ha⁻¹ para espigas comerciais, em trabalho em que verificaram o espaçamento entre fileiras.

Carvalho, Von Pinho & Pereira Filho (2003) avaliaram a produção de minimilho em diferentes ambientes de cultivo e obtiveram produtividade média que variaram de 3,94 para 6,63 t ha⁻¹, para a maior e menor produtividade, respectivamente.

Thakur & Sharma (1999) avaliaram o efeito de doses de nitrogênio sobre as variedades de milho para produção de minimilho e obtiveram, para a dose de 187,50 kg ha⁻¹ de N, produtividade 1.164 kg ha⁻¹ sem palha.

Meneghetti, Nóbrega & Santos (2008) obtiveram média para massa das espigas desempalhadas de 30,6 g, o que proporcionaria 16.500 kg ha⁻¹ (16,5 t ha⁻¹).

Sahoo & Panda (1999) estudaram a cultura do minimilho sob doses de nitrogênio e em várias densidades de plantas, durante época das chuvas e inverno, e observaram que a produção de minimilho cresceu progressivamente com o aumento da aplicação de nitrogênio até 120 kg ha⁻¹ durante a época das chuvas. No inverno, a dose de 160 kg ha⁻¹ de N proporcionou a maior produção de minimilho (1,77 t ha⁻¹), com densidade de plantas de 125.000 ha⁻¹ em ambas. Resultados semelhantes a este trabalho também foram encontrados por Rodrigues Silva & Mori (2004) em avaliação de famílias prolíficas de minimilho que obtiveram produtividade média 1,46 t ha⁻¹.

Santos et al. (2009) avaliaram o efeito da fertilização com esterco bovino e cama de galinha caipira sobre os componentes de produção do milho. Tais procedimentos influenciaram na maior produtividade de espigas e grãos e peso médio e, ainda, verificou-se que a adubação cama de frango e esterco bovino pode melhorar substancialmente a produtividade de milho cultivado em sistema de produção familiar.

Ceretta et al. (2005), também recomendaram o uso de doses de dejetos de suínos para proporcionar incremento médio na produtividade de milho.

Konzen & Alvarenga (2008) conseguiram produtividade de 5.200 a 7.600 kg ha⁻¹ de milho em plantio convencional, com uso de doses crescentes de dejetos de suínos (45, 90, 135 e 180 m³ ha⁻¹), em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, em solo de cerrado e alcançaram produtividades que variaram de 6.400 a 8.400 kg ha⁻¹ com 50 m³ ha⁻¹, em aplicação exclusiva, e as doses de 75 e 100 m³ ha⁻¹ não propiciaram maiores produtividades.

A produtividade é variável em função da cultivar, manejo e das condições ambientais. A análise destas condições permite compreender o comportamento em relação à produtividade, com aproveitamento entre 15 a 20% da quantidade de minimilho para industrialização, satisfazendo as exigências do consumidor e da indústria, apresentando tamanho entre 4 e 10 cm, diâmetro entre 1,0 a 1,5 cm (SILVEIRA, 2003).

Nesse aspecto, Pereira Filho, Gama & Cruz (1998), Pereira Filho & Cruz (2001), Pinho et al. (2003) e Rodrigues, Silva & Mori (2004), consideraram a aparência da espiga de suma importância para o consumidor, levando em conta aspectos como coloração, formato, tamanho e diâmetro.

Em 100 kg de espiguetas são obtidos de 15 a 20 kg de minimilho aproveitável, segundo os padrões da indústria de conservas alimentícias (PEREIRA FILHO, GAMA & FURTADO, 1998).

6 CONCLUSÕES

Considerando as condições em que este trabalho foi conduzido, a partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

Aspectos ambientais:

1- O efeito da água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química, ocorreu de maneira isolada, ou seja, não houve interação sobre os atributos químicos do solo (pH, $H+Al^{+3}$, MO, CTC, V%); teores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e NO_3^- ; teores de micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) e também nas concentrações de Na, razão de adsorção de sódio e porcentagem de sódio trocável do solo.

2- A aplicação de água residuária de suinocultura, combinada com adubação química, proporcionou aumento sobre os atributos químicos do solo: $H+Al^{+3}$, CTC e V%; concentrações de macronutrientes: P, K, Ca e Mg; sobre o NO_3^- ; micronutrientes: Cu e Zn; sobre o Na; decréscimos no pH e MO; macronutriente: N; micronutrientes: Fe, Mn e também porcentagem de sódio trocável, em relação ao período inicial.

3- O efeito da água residuária de suinocultura em aplicação exclusiva e combinada com adubação química sobre o material percolado do solo ocorreu de maneira isolada para pH, K e Cu. Entretanto, houve interação em alguns períodos para: condutividade elétrica, Ca, Mg, P e NO_3^- .

4- No material percolado do solo, a água residuária de suinocultura combinada com adubação química favoreceu o aumento do pH, condutividade elétrica e teores de Mg; e provocou decréscimos no Ca, K, P, N e NO_3^- , em relação ao período inicial;

5- As maiores doses de água residuária de suinocultura, combinada com adubação química, apresentaram desempenho indesejável, pois contribuíram para a lixiviação do NO_3^- . Também ocasionaram aumento nas concentrações de metais com potencial contaminante como Cu e Zn no solo e acúmulo de P indisponível.

Aspectos agronômicos:

6- Água residuária de suinocultura, combinada com adubação química, proporcionou maiores concentrações foliares, nas maiores doses para: N, P, Ca, Mg, Cu, Zn e Fe. Entretanto, N e K estiveram abaixo, P, Ca, Mg e S acima, Cu, Zn, Mn e Fe dentro dos teores considerados adequados;

7- As concentrações foliares de macronutrientes seguiram a ordem decrescente $N>K>Ca>P>S>Mg$, enquanto para micronutrientes: $Fe>Mn>Zn>Cu$;

8- As maiores dosagens proporcionaram os maiores resultados para EP aos 19, 30, 42, 70 e 75 dias após a semeadura; AF aos 19, 30, 54, 70 e 75 dias após a semeadura; IAF aos

19, 30, 70 e 75 dias após a semeadura; NF P⁻¹ aos 30, 54, 62 e 75 dias após a semeadura. TCA nos dois primeiros períodos;

9- Houve interação entre as doses de água residuária de suinocultura e adubação química, sobre os atributos de produtividade avaliados, e as maiores doses favoreceram maiores resultados.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considera-se que o impacto ambiental provocado pelo uso indiscriminado de águas residuárias de suinocultura na agricultura deve ser estudado conjuntamente no solo, água e planta.

Mesmo avaliando parâmetros químicos do solo, água e planta, trabalha-se com grande número de variáveis, principalmente relacionadas com a mobilidade, absorção e interação de nutrientes, o que influencia nos resultados obtidos.

Verificou-se, também, nesta pesquisa que a prática do agricultor nem sempre atende às necessidades do solo. Resolve-se, temporariamente, alguns problemas, principalmente relacionados ao destino do efluente, mesmo que isso resulte em problemas futuros com o uso periódico. Um dos aspectos a destacar nas ARS é sua composição química e física variável, o que dificulta a recomendação de quantidade a aplicar no solo como adubação.

Considerando os dados obtidos, em Latossolo Vermelho distroférico, pode-se recomendar que doses de ARS sejam menores que 120 kg ha^{-1} de nitrogênio, para evitar a contaminação das águas por NO_3^- . Importante salientar que a aplicação depende da concentração de nitrogênio nessas águas, fato que não é considerado pelo agricultor, pois somente é feita referência ao volume de aplicação e não à concentração. O fato de adicionar altas quantidades de N, por meio de ARS, sem alterar seus teores no solo, evidencia que ocorrerão perdas de N, principalmente na forma de NO_3^- . Também poderá provocar aumento nas concentrações de P não disponível no solo, comprometendo a qualidade do ambiente.

Há de se considerar, também, que não houve aporte para os teores de nitrogênio total no solo, porém, para os teores de fósforo e potássio no solo houve aporte em 1.008,00, 3.429,57, 3.573,57, 696,13, 2.275,13 e 5.542,70 kg ha^{-1} para fósforo (Tratamento 2 – 0 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 3 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 4 – 40 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 5 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 0 kg ha^{-1} de AD; Tratamento 6 – 80 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD e Tratamento 8 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD, respectivamente) e 467,70, 444,14, 350,30 e 397,10 kg ha^{-1} (Tratamento 4, 6, Tratamento 7 – 120 kg ha^{-1} de ARS e 40 kg ha^{-1} de AD e 8, respectivamente) para potássio. Tais acúmulos de fósforo e potássio no solo devem-se às baixas relações Ca:Mg e aos valores de pH entre 6,5 a 7,0, que auxiliam a adsorção de P pelo ferro, e aos decréscimos nos teores de matéria orgânica.

Considerando também os níveis dos metais cobre e zinco, abaixo dos prescritos pela legislação (CETESB, 2001), a utilização de ARS pode não ser recomendada para uso indiscriminado, pois a disponibilidade dos metais Cu e Zn está relacionada a fatores como

pH, características dos solos, matéria orgânica e plantas cultivadas, tipo de alimentação, podendo a disponibilidade dos mesmos ser alterada.

Outro aspecto em relação às ARS implica na concentração de grandes volumes em pequenas áreas, elevando o potencial poluidor, relativo à emissão de gases nos locais de armazenamento e aplicação.

A falta de informações reflete a necessidade eminente de subsidiar os produtores sobre as possíveis contaminações e estabelecer medidas preventivas para o processo.

Em locais onde o solo não é mobilizado, com ARS aplicadas diretamente sobre resíduos culturais remanescentes na superfície, aumenta-se o potencial de perdas de nutrientes por escoamento superficial e imobilização desses nutrientes na palhada das culturas, especialmente do minimilho. Nessas condições, é de fundamental importância a quantificação da remoção desses nutrientes e imobilização dos mesmos após o cultivo, em virtude da não permanência no solo do material vegetal, pois na maioria das vezes é usado como silagem. Ou seja, ocorre imobilização de N com a aplicação de dejetos de suínos.

Nesse sistema, o parcelamento das doses de ARS parece ser uma estratégia interessante, visando preservar o potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos, pela rapidez com que o nitrogênio amoniacal é nitrificado, em momentos que a demanda da cultura ainda é pequena e também por acelerar o processo de decomposição do material.

Também como proposta de estudos futuros sugere-se o de avaliar o efeito da ARS sobre a taxa de decomposição da palhada do minimilho remanescente e possível uso como adubação e fonte de nitrogênio imobilizado (cultura antecessora). Por serem os dejetos líquidos de suínos ricos em N mineral, poderão estimular a mineralização do carbono na palhada. Tanto do ponto de vista ambiental como agrônomo (qualidade do solo), pode aumentar a emissão de CO₂ e/ou a retenção de carbono no solo, dependendo do manejo. E, finalmente, como o N total dos dejetos líquidos de suínos se encontra na forma amoniacal, esta característica é de fundamental importância, tanto na questão do potencial fertilizante como também seu potencial poluente, o estudo das transformações microbianas dessa fração de N no solo e magnitude da imobilização de N por parte da população microbiana durante e decomposição desses resíduos orgânicos.

O conhecimento da magnitude do potencial poluente, bem como a proposição de medidas mitigatórias, deve constituir-se em uma preocupação permanente da pesquisa.

8 REFERÊNCIAS

- ABOUKHALED, A.; ALFARO, A. SMITH, M. **Lysimeters**. Rome: FAO – Irrigation and Drainage, paper 39, 68p. 1982.
- ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F. et al., (Eds) **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645 – 736.
- AEKATASANAWAN, C.; CHOWCHONG, S.; JAMPATONG, S.; BALLA, C. Utilization of male sterility for baby corn improvement. **Kasetsart Journal**, Kasetsart, v. 28, p. 167-170, 1994.
- AGUIAR NETO, A. de O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHE, M. L. F. de; BLANCOV, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetros Irrigado Califórnia, Sergipe, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 6, p. 1640-1645, nov./dez. 2007.
- AITA, C.; RECOUS, S.; GIACOMINI, S. J.; LUZ, L. P. da; DONEDA, A. WEILAR, D. A.; DALAZEN, G.; SHMALZ, C. R. Mineralização do carbono de dejetos de suínos e palha de trigo enriquecida com C. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2007. Gramado. **Anais...** Gramado. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/CBCS_Gramado/Arquivos%20trabalhos/Mineraliza%E7%E3o%20do%20Carbono_Celso%20A..pdf>. Acesso em: 04 fev. 2009.
- AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P.; MARQUES, M. G. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob Plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n.1, p. 149-161, jan./fev. 2006.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. & HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p.92-102, 2007.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2101-2111, 2008.
- 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, set./out. 2006.
- ALENCAR, R. D.; PORTO FILHO, F. Q.; MEDEIROS, J. F.; HOLANDA, J. S. PORTO, V. C. N.; FERREIRA NETO, M. Crescimento de cultivares de melão amarelo irrigadas com água salina. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.7, n.2, p. 221-226, 2003.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. 2. ed. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.
- ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de dejetos líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 114p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

ALMEIDA, I. P. C.; SILVA, P. S. L.; NEGREIROS, M. Z.; BARBOSA, Z. Baby corn, green ear, and grain yield of corn cultivars. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.23, n.4, p. 960-964, out./dez. 2005.

ALVAREZ, C. G. D. **Densidade de sementeira e espaçamento entre fileiras na produção de forragem e grãos de milho**. 2004. 59p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia), Universidade Federal de Lavras – UFLA.

ALVIM, A. J. S. Diagnóstico, classificação e correção de solos halomórficos. **Pedologia**, Viçosa, v. 10, n. 3, p. 633-647, 1975.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed., Washington, 1998. 1157p.

AMORIM, J. R. A.; FERNANDES, P. D.; GHEYI, H. R.; AZEVEDO, N. C. Efeito da salinidade e modo de aplicação da água de irrigação no crescimento e produção de alho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n. 2, p. 167-176, 2002.

ANDRADE A. G. **Acumulação diferencial de nutrientes por cinco cultivares de milho (Zea mays L.)**. 1975, 91p. Tese (Doutorado em Fitotecnia), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

ANDRADE, A. G. de; HAAG, H. P.; OLIVEIRA, G. D. de; SARRUGE, J. R. **Acumulação diferencial de nutrientes em cinco cultivares de milho (Zea mays)**. **Crescimento**. Anais da Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, Piracicaba, v. 32, p. 115-149, 1975.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.5, p. 803-816, 2005.

ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 27, p. 1003-1011, 2003.

ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; MATEUS, R. F. Dry-matter production and phosphorus accumulation by maize plants in response to the addition of organic acids in Oxisols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.38, p. 2733-2745, 2007.

ANDREOTTI, M.; RODRIGUES, J. D.; CRUSCIOL, C. A. C.; CAXAMBU, A. de S.; BÜLL, L. T. Crescimento do milho em função da saturação por bases e da adubação potássica. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n.1, p. 145-150, jan./mar.2001.

ANUALPEC 2008. **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio, 2008. 380p.

ARATANI, R. G.; FERNANDES, F. M.; MELLO, L. M. M. de; Adubação nitrogenada de cobertura na cultura do milho irrigada, em sistema plantio direto. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, Garça, n. 09, jun. 2006.

ARAÚJO, F. F. de; TIRITAN, C. S.; PEREIRA, H. M.; CAETANO JUNIOR, O. Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume e

fosforita. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n.5, p. 512-516, 2008.

ARAÚJO, L. A. N.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Adubação nitrogenada na cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 8, p. 771-777, ago. 2004.

ARGENTA, G.; SILVA, P. R. F.da.; SANGOI, L. Arranjo de plantas em milho: Análise do estado-da-arte. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.31, n.6, p. 1075-1084, 2001.

ARNON, I. **Mineral nutrition of maize**. International Potash Institute, Bern, 1975. 452p.

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY, B. J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water Air Soil Pollution**, Amsterdam, v. 182, n. 1, p. 187-196, 2007.

ASSIS, E. P. M.; CORDEIRO, M. A. S.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. Efeito da aplicação de nitrogênio na atividade microbiana e na decomposição da palhada de sorgo em solo de cerrado sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.33, n.2, p. 107-112, 2003.

ASSMANN, J. M.; BRAIDA, J. A.; CASSOL, L. C.; MAGIERO, E. C.; MANTELI, C.; GRIZ, E. Produção de matéria seca de forragem e acúmulo de nutrientes em pastagem anual de inverno tratada com esterco líquido de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n.8, p. 2408-24016, nov. 2009.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI, C.; MAGIERO, C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1515-1523, 2007.

ASSOCIAÇÃO PARANAENSE DE SUINOCULTORES – APS. Disponível em:<<http://www.aps.org.br/estatisticas/rebanho.html>>. Acesso em: 02 fev. 2009.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1994. 217p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29). Disponível em:<<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.HTM>>. Acesso em: 20 out. 2008.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N. Estresse salino em plântulas de milho: parte II distribuição dos macronutrientes catiônicos e suas relações com o sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 30, n. 2, p. 165-171, 2000.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N.; ENEAS-FILHO, J.; LACERDA, C. F.; SILVA, J. V.; COSTA, P. H. C; GOMES FILHO, E. Effects salt stress on plant growth, stomatal response and solute accumulation of different maize genotypes. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Pelotas, v.16, n.1, p. 31-38, 2004.

BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola**. Jaboticabal: Funep, 1989.

BARBER, S. A. Mecanismos de absorção de potássio pelas plantas. In: YAMADA, T.; IGUE, K.; MUZILLI, O.; OSTERWOOD, N. R. **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1982. p. 213-226.

BARBOSA FILHO, M. Nutrição e adubação do arroz (sequeiro e irrigação). **Boletim Técnico**. Piracicaba, POTAFOS, n. 9, 120p. 1987.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. Santa Maria, 1992, 108p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

BARROS JÚNIOR, G. **Efeito do conteúdo de água do solo, monitorado com TDR, sobre o desenvolvimento e produção de duas cultivares de mamona**. 2007. 153p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T. de. SILVA, D. D. da. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p. 47-51, 2005. Suplemento.

BARROS, F.M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A.T. de; SILVA, D. D. da. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.9, p. 47-51, 2005.

BARROS, L. S. S.; AMARAL, L. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo, v.40, n.2, p. 126-35, 2003. Suplemento.

BARTLETT, R. J. Manganese redox reactions and organic interaction in solis. In: GRAHAM, R. D.; HANNAM, R. J.; UREN, N. C. **Manganese in soil and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1988, p. 59-73.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. Santa Maria, 2003, 125p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; 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. 1305-1312, 2005.

BASSO, C. J; CERETTA, C. A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 905-915, 2000.

BASTOS, R. S.; MENDONÇA, E. S.; ALVAREZ, V. H.; CORRÊA, M. M.; COSTA, L. M. Formação e estabilização de agregados do solo influenciadas por ciclos de umedecimento e secagem após adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. Viçosa, v.29, n.1, jan./fev., 2005.

BATAGLIA, O. C. Análise química de plantas. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 734p.

BATISTA, L. F.; BATISTA, R. A. B. Efeito do cálcio e do pH do solo na absorção de manganês, ferro, fósforo na produção de milho (*Zea mays* L.). **Revista Agropecuária Técnica**, Areia, v. 2, n.1, 1981.

BAUMGARTNER, D. **Alface (*Lactuca sativa* L.) irrigada com águas residuárias provenientes de atividades agroindustriais**. Cascavel, 2003, 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. R. da; TEO, C. R. P. A.; VILAS BOAS, M. A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n.1, p. 152-163, jan./abr. 2007.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. Porto Alegre, 1996. 240p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 687-694, 1999.

BEAR, F. E.; TOTH, S. J. Influence of calcium on availability of other soil cations. **Soil Science**, New Jersey, v.65, n.1, p. 69-74, jan. 1948.

BENGTSSON, H.; ALVEÑAS, G.; NILSSON, S. I.; HULTMAN, B.; ÖBORN, I. Cadmium, copper and zinc leaching and surface run-off losses at the Öjebyn farm in Northern Sweden—Temporal and spatial variation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 113, n. 1, p. 120-138, 2006.

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas, noções básicas**. Jaboticabal: FUNEP, 2. ed. 2003. 41p.

BERNARDI, A. C. de C.; PAIVA, P. R.; MONTE, M. B. de M. Produção de matéria seca e teores de nitrogênio em milho para silagem adubado com uréia misturada a zeólita. **Comunicado Técnico**, São Carlos, EMBRAPA, n. 77, 6p. Dez. 2007.

BERNSTEIN, L. Crop growth and salinity. In: VAN SCHILFGAARDE, J. **Drainage for agriculture**. Madison, p. 39-54, 1974. (ASA: Agronomy, 17).

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. Santa Maria, 2006, 105p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. dos. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, n. 32, p. 2525-2532, 2008.

BOHNEN, H. Micronutrientes. In: GIANELO, C.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. **Princípios de fertilidade de solo**. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 276p.

BONAZZI, G.; CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. **L'Informatore Agrario**, Verona, v. 36, p. 55-59, 1994.

BORDIN, R. de A.; PEREIRA, C. A. D.; EBOLI, M.; ARTILHEIRO, R.; FREITAS, C. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**, Curitiba, v.3, n.3, p. 1-4, 2005.

BORGES, I. D. **Marcha de absorção de nutrientes e acúmulo de matéria seca em milho**. 2006, 132p. Tese (Doutorado em Fitotecnia), Universidade Federal de Lavras – UFL.

BORGES, J. D.; BARROS, R. G.; SOUZA, E. R. B de; OLIVEIRA JUNIOR, J. P. de; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA, I. P. de; CARNEIRO, M. de F.; NAVES, R. V.;

- SONNENBERG, P. E. Teores de micronutrientes nas folhas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 2, p. 1-6, abr./jun. 2007.
- BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I - Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 543-555, 2004.
- BORKERT, C. M. Micronutrientes no solo: Manganês. In: FERREIRA, M. E.; DA CRUZ, M. C. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba, Potafos, 1993. p. 173-190.
- BOUWER, H.; CHANEY, R. L. **Land treatment of wastewater**. Advances in Agronomy. New York: Academic Press, 1974, v. 26, p. 133-176.
- BOUYOUCOS, G. J. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soil. **Soil Science**, Philadelphia, v. 23 p. 343-353, 1927.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades do solo**. 7ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989, 878p.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1979. 764p.
- BRANDÃO, V.S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p. 327-333, 2000.
- BRANDJES, P. J.; WIT, J. de; MEER, H. G. V. D.; KEULEN, H. V. **Livestock and the environment: finding a balance**. Wageningen: IAC, 1996. 53p.
- BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357**. Diário Oficial da União de 17/03/2008. Brasília, 2005.
- BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 397**. Diário Oficial da União de 03/04/2008. Brasília, 2008.
- BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 380**. Diário Oficial da União de 07/11/2006. Brasília, 2006.
- BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 375**. Diário Oficial da União de 29/08/2006. Brasília, 2006.
- BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen-total: determination of nitrogen in soil by Kjeldahl method. **Journal Agricultural Science**, Madison, v. 55, p. 11-33, 1965.
- BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; SILVA, J. A. A. da; PEDROSA, E. R. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça em diferentes doses e tempo de incubação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.3, p. 318-323, 2007.
- BRITO, O. R.; VENDRAME, P. R. S.; BRITO, R. M. Alterações das propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférrico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. Semina: **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 1, p. 33-40, jan./mar. 2005.
- BÜLL, L. T. Interações de nitrogênio e potássio no milho. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 68, p. 3-5, dez, 1994.

BÜLL, L. T. Nutrição mineral do milho. In: BÜLL, L. T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1993. p. 63-145.

BÜLL, L. T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: Potafos, 1993. 301p.

CAIRES, E. F.; KUSMAN, T.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; PADILHA, J. M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 28, p. 125-136, 2004.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo**. 1999. 55p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa – UFV.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; FREITAS, E. V. de S.; Alterações nos atributos físicos e químicos de dois solos submetidos à irrigação com água salina. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 2, p. 61-67, abr./jun., 2009.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A. P. **Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho**. In: GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V. Tecnologia de produção de milho. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2004. p. 139-182.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H. P.; QUEIROZ, M. M. F. de; GOMES, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 692-697, 2010.

CARLESSO, R.; JADOSKI, S. O.; MELO, G. L.; RODRIGUES, M.; FRIZZO, Z. Manejo da irrigação para maximização do rendimento de grãos do feijoeiro. **Irriga**, Botucatu, v.8, n.1, p. 1-9, jan./abr. 2003.

CARLESSO, R.; PEITER, M. X.; CHRISOFARI, C. D. P.; WOLSCHICK, D.; PETRY, M. T. Manejo da irrigação do milho a partir da evapotranspiração máxima da cultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.20, n.1, p. 15-23, jan. 2000.

CARMO, C. A. F. de S. do; MENEGUELLI, N. do A.; MACEDO, J. R. de; CAPECHE, C. L.; MELO, A. da S.; SILVA, E. F. da. Acúmulo de nutrientes em milho cultivado em nitossolo degradado sob diferentes fontes de adubação. **Magistra**, Cruz das Almas, v. 15, n.2, jul./dez., 2003.

CARMO, C. A. F. de S.; ARAÚJO, W. S. de; BERNARDI, A. C. de C.; SALDANHA, M. F. C. Métodos de Análise de Tecidos Vegetais utilizados na Embrapa Solos. **Circular Técnica 6**. EMBRAPA, 41p. dez. 2000.

CARNEIRO, L. F.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. de; CURI, N. SANTOS, J. Z. L.; LAGO, F. J. do. Fontes, doses e modos de aplicação de fósforo na interação fósforo-zinco em milho. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 4, p. 1133-1141, jul./ago. 2008.

CARNEIRO, L. F.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. de; CURI, N. SANTOS, J. Z. L.; LAGO, F. J. do. Fontes, doses e modos de aplicação de fósforo interação fósforo-zinco em milho. **Ciências e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 4, p. 1133-1141, jul./ago., 2008.

CARVALHO, G. S.; VON PINHO, R. G.; PEREIRA FILHO, I. A. Efeito do tipo de cultivar, despendoamento das plantas e da época de semeadura na produção de minimilho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v.1, n.3, p. 47-58, 2002.

CARVALHO, G. S.; VON PINHO, R. G.; RODRIGUES, V. do N. Produção de minimilho em diferentes ambientes de cultivo. **Revista Ceres**, Viçosa, v.50, n.288, p. 155-169, 2003.

CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588 p.

CASTRO FILHO, C. de; PARRA, M. S.; OLIVEIRA, E. L. de; COSTA, M. A. T.; MIYAZAWA, M. Alterações nas propriedades físicas do solo em função da aplicação de chorume de suínos e diferentes sistemas de preparo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 13, 2000, Ilhéus. **Anais...Ilhéus**: SBCS, 2000.

CASTRO, P. R. C.; KLUGE, R. A. **Ecofisiologia de culturas anuais: trigo, milho, soja, arroz e mandioca**. São Paulo: Nobel, 1999. 125p.

CAVALLET, L. E.; LUCCHESI, L. A. C. MORAES, A. de; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M. A.; FONSECA, R. A. da. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.3, p. 724-729, 2006.

CAVIGLIONE, J. H., KILHL, L. R. M., CARAMORI, P. H., OLIVEIRA, D., PUGSLEY, L. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000. CD.

CEOLATO, L. C. **Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um argissolo**. Campinas. 2007, 52p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Instituto Agrônômico – IAC.

CERETTA, C. A. DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S. TRENTIN, E. E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, nov./dez., 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**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CERETTA, C. A.; MATTIAS, J. L.; Geração e descarte de dejetos de animais no meio rural. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 29, p. 141-152, 2003.

CESARINO, R. de O. **Milho fertirrigado com dejetos de suínos para ensilagem**. 2006, 52p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal), Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS.

CETESB. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB, 1987. 150p.

CHANG, C.; SOMMERFELDT, T. G.; ENTZ, T. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, p. 475-480, 1991.

CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de dejetos de suínos aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho**. Viçosa, 1998, 61p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa – UFV.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C.; Rendimento de cana-de-açúcar cultivada em Argissolo utilizando lodo de esgoto como fonte de fósforo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v.31, n.3, p. 495-501, 2009.

COELHO, A. M. Nutrição e adubação do milho. **Circular Técnica 78**. EMBRAPA Milho e Sorgo, 10p. 2006.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. de. Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação. **Potafos – Informações Agrônomicas**, Piracicaba, n.71, 25p. set. 1995.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. de; BAHIA FILHO, A. F. C.; GUEDES, G. A. A. Doses e métodos de aplicação de fertilizantes nitrogenados na cultura do milho sob irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 16, n. 2, p. 61-67, 1992.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. de; PITTA, G. V. E.; ALVES, V. M. C. Cultivo do Milho: Diagnose foliar do estado nutricional da planta. **Comunicado Técnico 45**. EMBRAPA Milho e Sorgo, 5p. 2002.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. de; PITTA, G. V. E.; ALVES, V. M. C.; HERNANI, L. C. Nutrição e adubação do milho. **Sistemas de Produção**. EMBRAPA Milho e Sorgo, n. 1, 2ªed, dez. 2006. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho_2ed/feraduba.htm>. Acesso em: 04 fev. 2009.

COELHO, A. M.; WAQUIL, J. M.; KARAM, D.; CASELA, C. R.; RIBAS, P. M. Seja o doutor do seu sorgo. **Potafos – Arquivo do Agrônomo**, Piracicaba, n.14, p. 1-24, 2002.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo, 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, CETESB. **Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2005.

COSTA, D. M. A. da; MELO, H. N. de S.; FERREIRA, S. R. Composição química da solução de solo após cultivo sob estresse salino e cobertura morta. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 1, p. 4-9, 2008.

COSTA, F. X.; LIMA, V. A. de; BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, C. V. de; SOARES, F. A. L.; ALVA, I. D. M. Efeitos residuais de aplicação de biossólidos e da irrigação com água residuária no crescimento do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n.6, p. 687-693, 2009.

COSTA, S. N. da; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T. de; RAMOS, V. B. N. Mobilidade do nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n.2, p. 190-194, 1999.

DA ROS, A. O.; AITA, C. Efeito de espécies de inverno em cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, n.1, p. 135-140, 1996.

DAGA, J.; CAMPOS, A. T.; FEIDIN, A.; KLOSOWSKI, E. S.; CÂMARA, R. J. Análise da adequação ambiental e manejo dos dejetos de instalações para suinocultura em propriedades na região oeste do Paraná. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n.3, p. 587-595, set./dez. 2007.

DAL BOSCO, T. C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. Cascavel, 2007, 128p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE.

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 escoado e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 699-709, out./dez. 2008.

D'ALMEIDA, D. M. B. A.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. A. C. M.; NESS, R. L. L. Importância relativa dos íons na salinidade de um Cambissolo na Chapada do Apodi, Ceará. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p. 615-621. 2005.

DANIEL, G. **Controle da poluição proveniente dos dejetos da suinocultura, reaproveitamento e valoração dos subprodutos**. Curitiba, 2005, 59p. Trabalho de Conclusão de Curso. Pontifícia Universidade Católica – PUC.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, p. 251-257, 1998.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. **Boletim Informativo de Pesquisa**. EMBRAPA – CNPSA/EMATER/RS, n. 11, 32p. mar.1998.

DIAS, N. S.; GHEYI, H. R.; DUARTE, S. N. **Prevenção, manejo e recuperação dos solos afetados por sais**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Engenharia Rural, 2003. 118p. Série Didática, 13.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C.; Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos. **Boletim Informativo de Pesquisa**. EMBRAPA – CNPSA/EMATER/RS, n. 14, 30p. ago. 2002.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R. da; 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**, Campina Grande, v.14, n.1, p.87-93, 2010.

DORTZBACH, D. **Dinâmica de atributos físicos e químicos em solo sob plantio direto adubado com dejetos suínos e uréia**. Florianópolis, 2009, 139p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas), Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

DRUMOND, L. C. D. **Aplicação de água residuária de suinocultura por aspersão em malha: desempenho hidráulico do sistema e produção de capim Tifton 85**. Jaboticabal, 2003, 120p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; TALES, M. SOARES. Efeito da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.

DUETE, R. R. C.; MURAOKA, T.; SILVA, E. C. da; TRIVELIN, C. O.; AMBROSANO, E. J. Manejo da adubação nitrogenada e utilização do nitrogênio ¹⁵N pelo milho em latossolo vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 161-171, 2008.

DUFRANC, D.; DECHEN, S. C. F.; FREITAS, S. S.; CAMARGO, O. A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p. 505-517, 2004.

DURIGON, R. **Esterco líquido de suínos em pastagem natural e características químicas de solo**. Santa Maria, 2000, 46p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

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 suíno. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, n. 22, p. 983-992, 2002.

DUTRA, I.; MEDEIROS, J. F. de; PORTO FILHO, F. de Q.; COSTA, M. da. C. Determinação do fator de cobertura do melão cultivado sob diferentes lâminas e salinidades da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, p.146-151, 2000.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação do Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2006. 306p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa-SPI; Embrapa-CNPS, 2. ed. 1997. 212p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Recomendações Técnicas para a cultura da soja na região central do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa-Soja, 1999.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A. de; CASSOL, P. C.; Mobilidade vertical e cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.31, p. 393-402, 2007.

EVANS, S. D; GOODRICH, P. R.; MUNTER, R. C.; SMITH, R. E. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and composition corn. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 6, n. 1, p. 361-368, 1977.

FAGERIA, N. K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 390-395, 2000.

FAGERIA, N. K. Resposta de arroz de terras altas, feijão, milho e soja à saturação por base em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 3, p. 416-424, 2001.

FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D. **Produção de milho**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 360p.

FARINELLI, R.; PENARIOL, F. G.; BORDIN, L. Desempenho agrônômico de cultivares de milho nos períodos de safra e safrinha. **Bragantia**, Campinas, v. 62, n. 2, p. 235-241, 2003.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation whit treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.

FERREIRA NETO, M.; GHEYI, H. R.; HOLANDA, J. S.; MEDEIROS, J. F.; FERNANDES, P. D. Qualidade do fruto verde de coqueiro em função da irrigação com água salina. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**. Campina Grande, v.6, n.1, p. 69-75, 2002.

FERREIRA, A. C. de B.; ARAÚJO, G. A. de A.; PEREIRA, P. R. G.; CARDOSO, A. A. Características agrônômicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 131-138, jan./mar. 2001.

FERREIRA, D. F. **Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas**. Lavras: UFLA, 2000. 66p.

FERREIRA, P. A.; GARCIA, G. de O.; MATOS, A. T. de; RUIZ, H. A.; BORGES JUNIOR, J. C. F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 29-35, jan./mar., 2006.

FLOSS, E. L. Benefícios da biomassa de aveia ao sistema de semeadura direta. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, n. 57, p. 25-29, 2000.

FRANCHI, E. A. G. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia, e ervilhaca com o uso de dejetos líquidos de suínos em sistema de plantio direto**. Santa Maria, 2001, 70p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

FRANCHINI, J. C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, p. 2267-2276, 1999.

FREIRE, M. B. G. dos S.; RUIZ, H. A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V. H.; FREIRE, F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.7, n.1, p. 45-52, 2003.

FREITAS, W. da S.; OLIVEIRA, R. A.; CECON, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura em solo cultivado com milho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 13, n. 2, p. 95-102, abr./jun. 2005.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GAVÃO, J. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.8, n.1, p. 120-125, 2004.

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

GALRÃO, E. Z. Métodos de correção de deficiência de zinco para o cultivo do milho num Latossolo Vermelho-Escuro argiloso sob cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 229-233, 1994.

GARCIA, G. de O.; FERREIRA, P. A.; MIRANDA, G. V.; NEVES, J. C. L.; MORAES, W. B.; SANTOS, D. B. dos. Teores foliares dos macronutrientes catiônicos e suas relações com o sódio em plantas de milho sob estresse salino. **Idesia**, Chile, v. 25, n. 3, p. 93-106, set./dez. 2007.

GIANELLO, C.; CAMARGO, F.A.O.; REICHMANN, E.; TEDESCO, M.J. Avaliação da disponibilidade do nitrogênio do solo estimada por métodos químicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p. 93-101, 2000.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**. 2007, 121p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

GIROTTI, E.; ANDRADE, J. G. de; ZALAMENA, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; CERETTA, C. A. Especificação iônica de cobre e fósforo em soluções transferidas por escoamento superficial e percolação no solo com o uso de dejetos líquidos de suínos. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2007. Gramado. **Anais...** Gramado. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/CBCS_Gramado/Arquivos%20trabalhos/Mineraliza%E7%E3o%20do%20Carbono_Celso%20A..pdf>. Acesso em: 04 fev. 2010.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G. LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F. TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial e percolação durante sete anos em um solo com aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2009.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. LORENSINI, F.; TRENTIN, E. E. Acúmulo de cobre e zinco após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2007, Gramado, **Anais...** Gramado: Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/CBCS_Gramado/Arquivos%20trabalhos/Ac%20FAMulo%20de%20cobre%20e%20zinco_Eduardo%20G..pdf>. Acesso em: 04 fev. 2009.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G.; BERWANGER, A. L. **Alterações em propriedades químicas no solo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suíno**. Disponível em: <www.ufsm.br/ppgcs/congressos/FertBio_2006/nao%20foi4.pdf>. Acesso em: 12 de jan. 2010.

GLOAGUEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, C. R.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88, p. 119-131, 2007.

GLOAGUEN, T. V.; PEREIRA, F. A. de C.; GONCALVES, R. A. B.; PAZ, V. da S. Composição química da solução do solo nas diferentes classes de poro do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 2009, vol.33, n.5, p. 1105-1113.

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D. S.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p. 131-134. 2001.

GOMES, E. R. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; VILAS BOAS, M. A.; ALVES, L. F. A.; ALVES SOBRINHO, T. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p. 557-568. 2004.

GONÇALVES, R. A. B.; FOLEGATTI, M. V.; GLOAGUEN, T. V.; LIBARDI, P. L. MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 241-248, 2007.

GONÇALVES, R. A. B.; MANTOVANI, E. C.; RAMOS, M. M.; SOUZA, L. O. C. de. Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada I. Qualidade da água residuária. **Irriga**, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 219-229, abr./jun. 2006.

GONÇALVES, R. H.; MACIEL, C. A. C.; Efeitos do bio-sólido de suinocultura em latossolo e na produção de feijão. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.16, n.2, 248-256 abr./jun., 2008.

GRANT, C. A.; FLATEN, D. N.; TOMASIEWICZ, D. J.; SHEPPARD, S. C. A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Potafos – Informações Agrônomicas**, Piracicaba, n.95, set. 2001.

GREENWAY, H.; MUNNS, R. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. **Plant Physiology**, Rockville, v.31, p.149-190, 1980.

GROVE, J. H. The development and control of surface soil acidity under conservation tillage. **Journal of Fertilizer Issues**, Manchester v.3, p. 52-61, 1986.

GUARÇONI, A.; MENDONÇA, E. S. Capacidade tampão de pH do solo e disponibilidade de fósforo pela adição de composto orgânico. **Magistra**, Cruz das Almas, v. 15, n. 2, jul./dez. 2003.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGIANNI, F.; MATIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v.30, n.1, p. 267-280, 2006.

HANWAY, J. J. Corn growth and composition in relation to soil fertility. II. Uptake of N, P, and K and their distribution in different plant parts during the growing season. **Agronomy Journal**, Madison, n. 54, p. 145-148, 1962.

HELYAR, K. Manejo da acidez do solo a curto e a longo prazos. **Potafos - Encarte Técnico. Informações Agrônomicas 104**, Piracicaba, dez.2003,12p.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T. V.; FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; MENDONÇA, F. C.; PIVELI, R. P.; BREULMANN, G.; FORTI, M. C.; MELFI, A. J. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation-A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 9, p. 105-115, 2009.

HODGKINSON, R. A.; CHAMBERS, B. J.; WITHERS, P. J. A.; CROSS, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam v. 57, p. 155-173, 2002.

HOLANDA, J. S. de; AMORIM, J. R. A. de. Qualidade da água de irrigação. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F. de. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997, p. 137-169.

HOODA, P. S.; MOYNAGH, M.; SYBODA, I. F. Phosphorus loss in drain flow from intensively managed grassland soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.28, p. 1235-1242, 1999.

HORTENSTINE, C. C.; OZAKI, H. Y. The effect of liming on the availability of the Fe and Mn on soil Ca and pH on a Davi Fine sand soil. **Soil Crop Science**, Baltimore, v. 21, p. 44-50, 1961.

HOUNTIN, J. A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M. P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for P movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Charlottetown, v. 78, p. 77-84, 2000.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, Porto, v. 114, n. 1, p. 119-127, 2000.

IRVINE, S. A.; REID, D. J. Field prediction of sodicity in dryland agriculture in central Queensland, Austrália. **Australian Journal of the Research**, Collingwood, v. 39, p. 1349-1357, 2001.

ISSS-ISRIC-FAO. 1998. **World reference base for soil resources**. World Soil Resources Reports, 84. FAO. Rome, Italy.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: I Phosphorus chemistry and sorption. **Soil Science**, Madison, v.161, p. 426-435, 1996.

JOSAN, M. S.; NAIR, V. D.; HARRIS, W. G.; HERRERA, D. Associated release of magnesium and phosphorus from active and abandoned dairy soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 184-191, 2005.

JU, X. T.; KOU, C. L.; ZHANG, F. S.; CHRISTIE, P. 2006. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. **Environmental Pollution**, Boston, v. 143, n. 01, p. 117-125. sept. 2006.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D. C. Trace metals. In: RECHCIGL, J. E. **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 139-167.

KALMBACHER, R. S.; EZENWA, I. V.; ARTHINGTON, J. D.; MARTIN, F. G. Sulfur fertilization of Bahiagrass with varying levels of nitrogen fertilization on a Florida Spodosol. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 661-667, 2005.

KEY, J. L.; KURTZ, L. T.; TUCKER, B. B. Influence of ratio of exchangeable calcium-magnesium on yield and composition of soybeans and corn. **Soil Science**, New Jersey, v.93, n.4, p. 265-270, apr. 1962.

- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492p.
- KIEHL, J. C.; MELLO, F. A. F.; ARZOLLAS, S. **Efeito acidificante de alguns adubos nitrogenados em solos de diferentes texturas**. O Solo, Piracicaba, n. 73, p. 19-24, 1981.
- KING, L. D.; BURNS, C. J.; WESTERMAN, P. W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" Bermuda grass: II Effects on nutrient accumulations in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 756-760, 1990.
- KING, L. D.; WESTERMAN, P. W.; CUMMINGS, G. A.; OVERCASH, M. R. BURNS, J.C. Swine lagoon effluent applied to "costal" bermudagrass: II Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 14, p. 14-21, 1985.
- KINGERY, W. L.; WOOD, C. W.; DELANEY, D. P.; WILLIAMS, J. C.; MULLINS, G. L. Impact of long-term land application of broiler litter on environmentally related soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.23, p. 139-147, 1994.
- KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Encarte Técnico, Informações Agronômicas 118**. INPI, 24p. jun. 2007.
- KONZEN, E. A. Aproveitamento do adubo líquido da suinocultura na produção agropecuária. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 2002. Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: ABID. 2002.
- KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Manejo e Utilização de Dejetos Animais: aspectos agronômicos e ambientais. **Circular Técnica 63**. Sete Lagoas, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, dez. 2005.
- KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C.; **Adubação orgânica, sistemas de produção**. 2008. Disponível em: <http://sistemasdeprodução.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/ferorganica.htm>. Acesso em: 01 set. 2009.
- KONZEN, E. A.; PEREIRA, F. I. A.; BAHIA, F. A. F. C.; PEREIRA, F. A. Manejo de esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação de milho. **Circular Técnica 25**. Sete Lagoas, EMBRAPA – CNPMS, 31p.1998.
- KUMAR, T. V.; SINGH, V. S. Genetic variability studies for baby corn in mayze (*Zea mays* L.). **Agricultural Science Digest**, Karnal, v. 19, n.1, p. 67-71, 1999.
- KUNZ, J. H.; BERGONCI, J. I., BERGAMASCHI, H.; DALMADO, G. A.; HECKLER, B. M. M.; COMIRAN, F. Uso da radiação solar pelo milho sob diferentes preparos do solo, espaçamento e disponibilidade hídrica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.11, p. 1511-1520, nov. 2007.
- L'HERROUX, L.; ROUX, L. E. S.; APPRIOU, P. ; MARTINEZ, J. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, Cambridge, n. 97, p. 119-130, 1997.
- LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O.; KONDÖRFER, G. H.; PEREIRA, S. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho em sistema plantio direto no Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 363-376, 2000.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531 p.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J., PIEDADE, S. M. DE S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Science Agrícola**, Piracicaba, v.66, n.2, p.242-249, mar./abr. 2009.

LEBRON, I.; SUAREZ, D. L.; YOSHIDA, T. Gypsum effect on the aggregate size and geometry of three sodic soils under reclamation. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v.66, p. 92-98, 2002.

LEITE, G. F. **Utilização de dejetos líquidos de suínos na adubação da cana-de-açúcar**. Alfenas. 2005, 93p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS.

LEITE, U. T.; AQUINO, B. F. de; ROCHA, R. N. C.; SILVA, J. da. Níveis críticos foliares de boro, cobre, manganês e zinco em milho. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.19, n.2, p. 115-125, mai./aug.2003.

LEMONS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3.ed. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. 84p.

LIMA, V. L. A. **Efeitos da qualidade da água de irrigação e da fração de lixiviação sobre a cultura do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*L.) em condições de lisímetro de drenagem**. 1998. 87p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal de Viçosa – UFV.

LINDSAY, W. L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science of America, p. 41-47, 1972.

LONERAGAN, J. F.; GROVE, T. S.; ROBSON, A. D.; SNOWBALL, K. Phosphorus toxicity as a factor in zinc phosphorus interactions in plants. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 43, p. 966-972, 1979.

LONGO, A. J.; SAMPAIO, S.C; SUSZEK, M. Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel, PR. **Revista Varia Scientia**, Cascavel, v. 06, n. 11, p. 119-127, 2006.

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução e Adaptação. 2ed. Piracicaba: Potafos, 1998.177p.

LOPES, A. S. **Micronutrientes: filosofia de aplicação e eficiência agrônômica**. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), 1999. 70p.

LUCHESE, A. V.; COSTA, A. C. S. da; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.2, p. 189-199, 2008.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos Editora, 2. ed. 2002. 182p.

MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M. Fisiologia da produção de milho. **Circular Técnica 76**. EMBRAPA Milho e Sorgo, 10p. 2006.

MAGGIO, M. A. **Acúmulo de massa seca e extração de nutrientes por plantas de milho doce híbrido tropical**. Campinas. 2006, 55p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Instituto Agronômico – IAC.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 631p.

MALAVOLTA, E. Nutrifatos: Informação agronômica sobre nutrientes para as culturas. **Potafos – Arquivo do Agrônomo**, Piracicaba, n. 10, 12p. mar. 1996.

MALAVOLTA, E. Potássio: absorção, transporte e redistribuição na planta. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.108, dez. 2004.

MALAVOLTA, E.; DANTAS, J. P. Nutrição e adubação do milho. In: PATERNIANI, E.; VIEGAS, G. P.; ed. **Melhoramento e produção do milho**. 2. ed. Campinas: Fundação Cargill, 1987. v.2. p. 541-93.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2 ed. Potafos: Piracicaba. 1997, 319p.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. ed. New York: Academic Press, 1995. 902 p.

MARSCHNER, H.; FU, Q; RENGEL, Z. Manganese availability and microbial populations in the rhizosphere of genotypes differing in tolerance to Mn deficiency. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v.166, p. 712-718, 2003.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 9, n. 1, p. 92-98, 2005.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 563-574, 2003.

MARTINS, J. C., GONÇALVES, M. C., GONÇALVES, A. R., RODRIGUES, C. P., PIRES, F. P.; OLIVEIRA, A. Qualidade da água de rega e riscos de salinização e de alcalinização de solos do Alentejo. **Revista de Ciências Agrárias**. Belém, v. XXIV, n. 3 e 4, p. 324-336, 2001.

MASS, E. V. Salt tolerance of plants. In: CHRISTIE, B. R. **The handbook of plant science in agriculture**. Boca Raton: CRC Press, p. 57-75, 1984.

MATOS, A. T. Utilização de resíduos da suinocultura e do confinamento de bovinos na adubação de forrageiras. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 2., 2004, Viçosa, **Anais...** Viçosa, 2004.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. Santa Maria, 2006, 165p. Tese (Doutorado em ciência do solo), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

McLAREN, R. G.; CLUCAS, L. M.; TAYLOR, M. D.; HENDRY, T. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal spiked sewage sludge 2. Leaching of metals. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 42, n. 4, p. 459-471, 2004.

MEDEIROS, C.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; DALLA ROSA, J. GABOTINI, L. C. Relação cálcio: magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em Cambissolo Húmico Álico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v.29, n.4, p. 799-806, out./dez.2008.

MEDEIROS, S. de S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T. de; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 601-612, 2005.

MELEK, J. E. **Dejeto líquido bovino e alterações em atributos físicos e estoque de carbono de um latossolo sob plantio direto**. Curitiba. 2009, 50p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná – UFPR.

MELGAR, R.; CAMOZZI, M. E.; FIGUEROA, M. M. **Guia de fertilizantes, enmiendas y productos nutricionales**. Buenos Aires: INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuária, 1999.

MENDONÇA, E.de S., ROWELL, D. L. Mineral and organic fractions of two oxisols and their influence on the effective cation-exchange capacity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, p. 1888-1892, 1996.

MENEGHETTI, A. M.; NÓBREGA, L. H. P.; SANTOS, R. F. Manejo da irrigação para a produção de minimilho por evapotranspiração. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.16, n.3, 351-358, jul./set., 2008.

MENEGHETTI, A. M.; SANTOS, R. F.; NÓBREGA, L. H. P.; MARTINS, G. I. Análise de crescimento de minimilho submetido a lâminas de irrigação. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 211-216, 2008.

MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, C. de L. T, de; ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E. A.; PIMENTA, F. F. **Utilização de resíduos orgânicos na agricultura**. In: Palestra Agrishow. 2002. Ribeirão Preto. Disponível em:<<http://www.planetaorganico.com.br/trabjune.htm>>. Acesso em: 03 fev. 2009.

MENGEL, D. B.; BARBER, S. A. Rate of nutrient uptake per unit of corn root under field conditions. **Agronomy Journal**, Madison, v.66, p.399-402, 1974.

MENGEL, K; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. Bern: International Potash Institute, 1987, 687p.

MEROTTO JÚNIOR, A.; ALMEIDA, M. L.; FUCHS, O. Aumento no rendimento de grãos de milho através do aumento da população de plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 549-554,1997.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. p.109-122.

MILES, C.; ZENS, L. **Baby corn. Farming west of the cascades, Washington**: Washington State University, 2000. 8p. Disponível em:< <http://agsyst.wsu.edu/babycorn.htm>>. Acesso em: 07 fev. 2009.

MINITAB INC. **Minitab Release14**. Statistical Software for Windows®. 8Mb.

MIRANDA, C. R. de; BONÊZ, G.; PALHARES, J. C. P. Avaliação do Termo de Ajustamento de Conduta da suinocultura, AMAUC, Consórcio Lambari, **Documentos 103**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, p. 13-16. 2006.

MIRANDA, J. H. de; DUARTE, S. N. Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 235-241, 2002.

MIYAZAWA, M; BARBOSA, G. M.; PARRA, M. S. Lixiviação do nitrogênio do solo pela aplicação de dejetos de suíno. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2009.

MORAES, J. F. V. Movimento de nutrientes em latossolo vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.26, p. 85-97, 1991.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E.; HEINRICHS, R.; TANAKA, R. T. Influência do magnésio na absorção de manganês e zinco por raízes destacadas de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 95-101, jan. 2003.

MOREIRA, I. C. L.; BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; POCOGESKI, E. Perdas de potássio, cálcio e magnésio por escoamento superficial com o uso de dejetos líquidos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: Agromídia, 2003.

MOREIRA, J. N. **Produtividades de minimilho, espigas verdes e grãos de cultivares de milho em resposta ao despendoamento**. Mossoró. 2007, 54p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrônoma), Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA.

MOTTO, M.; MALL, R. H. Prolificacy in maize: a review. **Maydica**, Bergamo, v. 23, p. 53-76, 1983.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.7, p. 95-102, 1983.

NERY, A. R.; SILVA, M. B. R.; RODRIGUES, L. N.; FERNANDES, P. D.; DANTAS NETO, J.; VIEGAS, R. A. Taxas de crescimento do pinhão manso cultivado com água de diferentes níveis de salinidade. In: WORKSHOP MANEJO E CONTROLE DA SALINIDADE NA AGRICULTURA IRRIGADA, 2007. Recife. **Convivência em Busca da Sustentabilidade: anais...** Recife-PE: UFRPE/UFCG. 2007. 4 p.

NGUYEN B. V.; OLK, D. C.; CASSMAN, K. G. Characterization of humic acid fractions improves estimates of nitrogen mineralization kinetics for lowland rice soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.68, p. 266–277, 2004.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W.; WIERENGA, P. J. Nitrogen transport process in soil. In: STEVENSON, P. J. Nitrogen in agriculture soils. **American Society of Agronomy**, Madison, p. 423-448, 1982.

NOGUEIRA, C. C. P.; SILVA, I. J. Aplicação de águas residuárias de suinocultura na irrigação. **Thesis**, São Paulo, v. 6, p. 18-29, jul./dez. 2006.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J. de; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P. de; MELO, V. P. de; MARQUES, M. O. Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2195-2207, 2008.

NORMAN, A. L.; GIESEMANN, A.; KROUSE, H. R.; JÄGER, H. J. Sulphur isotope fractionation during sulphur mineralization: results of an incubation–extraction experiment with a Black Forest soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34 p. 1425-1438, 2002.

NOVAIS, R. F. de; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, DPS, 399p. 1999.

OLIVEIRA, E. L. de. Sugestão de adubação e calagem para culturas de interesse econômico no Estado do Paraná. **Circular Técnica 128**. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR, 30p. ago. 2003.

OLIVEIRA, I. P.; KLUTHOCOUSKI, J.; SANTOS, R. S. M. dos; FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D.; FARIA, C. D. de; Concentrações residuais de cobre, ferro, manganês e zinco em latossolo roxo eutrófico sob diferentes tipos de manejo. **Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.31, n. 2, p. 97-103, 2001.

OLIVEIRA, J. M. S. de; CAIRES, E. F. Adubação nitrogenada em cobertura para o milho cultivado após aveia preta no sistema plantio direto. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 25, n.2, p. 351-357, 2003.

OLIVEIRA, M. D. L. **Avaliação das fezes de galinhas poedeiras e de sua associação com o bagaço de cana-de-açúcar hidrolisado na alimentação de bovinos**. Jaboticabal, 1991, 108p. Tese (Doutorado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, UNESP.

OLIVEIRA, P. A. V. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta “Deep Bedding”. In: 9º SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA. 2001. Gramado. **Anais...** Gramado: EMBRAPA Suínos e Aves. 2001.

OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. da; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral. In: INTERNAIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP OF WASTE STABILIZATION PONDS TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 1995. João Pessoa. **Anais...**João Pessoa, p. 164-177.

OLIVEIRA, R. A. de; FREITAS, W. da S.; GALVÃO, J. C. C.; PINTO, F. A.; CECON, P. R. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 3, n. 3, p. 357-369, 2004.

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

OLIVEIRA, W. **Uso de água residuária de suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plectostachyum***. Piracicaba, 2006, 104p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Irrigação e Drenagem), Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz” – ESALQ, SP.

OLSEN, S. R. Micronutrients Interactions. In: MORTVEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, p. 243-264, 1972.

OSÓRIO FILHO, B. D. **Dinâmica de enxofre no sistema solo e resposta das culturas à adubação sulfatada**. Santa Maria, 2006, 76p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo -

Processos Químicos e Ciclagem de Elementos), Universidade Federal de Santa Maria, UFMS.

OWENS, B. L.; EDWARDS, M. W.; VAN KEUREN, W. R. Groundwater nitrate levels under fertilized grass and grass-legume pastures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, n.4, p. 752-758, 1994.

PAERL, H. W. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. **Ecological Engineering**, New York, v.26, p. 40-54. 2006.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A.; MASSIGNAM, A. M.; VEIGA, M. da; MOREIRA, C. L. Análise ambiental do uso de fontes de nutrientes associadas a sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 5, p. 543-550, 2008.

PAVINATO, P. S.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; MOREIRA, I. C. L. Nitrogênio e potássio em milho irrigado: análise técnica e econômica da fertilização. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n.2, p. 358-364, mar./abr. 2008.

PEIXOTO, R. T. G.; MAROCHI, A. I. A influência da minhoca *Pheretima sp.* Nas propriedades de um latossolo vermelho escuro álico e no desenvolvimento de culturas em sistema de plantio direto em Arapoti – PR. **Revista Plantio Direto**, Passo fundo, v. 35, p. 23-25, 1996.

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos**. Curitiba, 2007, 97p. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo), Universidade Federal do Paraná – UFPR.

PELLISSARI, R. A. Z. ; SAMPAIO, S. C.; GOMES, S. D.; CREPALLI, M. da S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* (*W, Hill ex Maiden*). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, p. 288-300, 2009.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9, 2001. Gramado. **Anais...** Gramado, p. 25-38, 2001.

PEREIRA FILHO, I. A.; CRUZ, J. C. Manejo cultural do minimilho. **Circular Técnica 7**. EMBRAPA – CNPMS, 4p. nov. 2001. Disponível em: <<http://www.cnpms.embrapa.br/publicações>> Acesso em: 04 fev. 2009.

PEREIRA FILHO, I. A.; CRUZ, J. C.; ALVARENGA, R. C. Efeito da densidade de semeadura, níveis de nitrogênio e despendoamento sobre a produção de minimilho. **Comunicado Técnico 119**. EMBRAPA Milho e Sorgo, 4p. dez. 2005.

PEREIRA FILHO, I. A.; GAMA, E. E. G.; CRUZ, J. C. Minimilho: efeito da densidade de plantio e cultivares na produção e algumas características da planta do milho. **Comunicado Técnico 23**, EMBRAPA – CNPMS, 6p. fev. 1998. Disponível em: <<http://www.cnpms.embrapa.br/publicações>> Acesso em: 04 jan.2009.

PEREIRA FILHO, I. A.; GAMA, E. E. G.; FURTADO, A. A. L. A produção do minimilho. **Comunicado Técnico 7**. EMBRAPA – CNPMS, 4p. mai. 1998. Disponível em: <<http://www.cnpms.embrapa.br/publicações>> Acesso em: 05 fev. 2009.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, F. E. L. **A questão ambiental e os impactos causados pelos efluentes da suinocultura**. 2009. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/QAmbiental/index.htm>. Acesso em: 02 set. 2009.

PEREIRA, N. M. Z.; ERNANI, P. R.; SANGOI, L. Disponibilidade de zinco para o milho afetada pela adição de Zn e pelo pH do solo. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 6, n.3, p. 273-284, 2007.

PIGOZZO, A. T. J.; LENZI, E.; LUCA JÚNIOR, J.; SCAPIM, C. A.; VIDIGAL FILHO, P. S.; COSTA, A. C. S. Reação do solo e disponibilidade de micronutrientes, em solo de textura média, tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 4, p. 569-579, 2008.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 14.ed. Piracicaba: Nobel, 2000. 477p.

PINHO, R. G. V.; CARVALHO, G. S.; RODRIGUES, V. N.; PEREIRA, J. Características físicas e químicas de cultivares de milho para produção de minimilho. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.27, n.6, p. 1419-1425, nov./dez. 2003.

PIZARRO, F. **Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos**. Madrid: Editorial Agrícola, Española, 1985. 521p.

PLAZA, C., HERNÁNDEZ, D., GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36 p. 1577-1585, 2004.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.38, n.7, p. 857-865, jul. 2003.

PRATT, P. F. Management restrictions on soil application of manure. **Journal of Animal Science**, Washington, v. 48, p. 134-143, 1979.

PREVEDELLO, C. L. **Física do solo. Com problemas resolvidos**. Curitiba. 446 p. 1996.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008, 111p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Botucatu.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, n.1, jan./abr. 2009.

QUEIROZ, F. M. de; MATOS, A. T. de; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. de; Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n.5, set./out., 2004.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T. de; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. de; LEMOS, A. F. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.12, n.2, p. 77-90, abr./jun. 2004.

QUEIROZ, M. M. F. de; RUSTBERG, B.; GHEYI, H. R.; GUERRA, H. O. C. Estudo da condutividade hidráulica de um solo aluvial em lisímetros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 161-166. 1999.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1991. 343p.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), 1996. 285p.

RAMBO, L.; SILVA, P. R. F. da; ARGENTA, G.; BAYER, C. Testes de nitrato no solo como indicadores complementares no manejo da adubação nitrogenada em milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n.4, p. 1279-1287, jul./ago, 2004.

RAMBO, L.; SILVA, P. R. F. da; STRIEDER, M. L.; DELATORRE, C. A.; BAYER, C.; ARGENTA, G. Adequação de doses de nitrogênio em milho com base em indicadores de solo e de planta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n.3, p. 401-409, mar. 2008.

RAMBO, L.; SILVA, P. R. F.; BAYER, C.; ARGENTA, G.; STRIEDER, M. L.; SILVA, A.A. Teor de nitrato como indicador complementar da disponibilidade de nitrogênio no solo para o milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p. 731-738, 2007.

RAMOS, J.; LOPEZ, M.J.; BENLLOCH, M. Effects of NaCl and KCl salts on the growth and solute accumulation of the halophyte *Atriplex nummularia*. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.259, n. 1-2, p. 163-168, 2004.

RAO, A. C. S.; SMITH, J. F.; PARR, J. F. & PAPENDICK, R. I. Considerations in estimating nitrogen recovery efficiency by the difference and isotope methods. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 33, p. 209-217, 1992.

RAUPP, D. S.; GARDINGO, J. R.; MORENO, L. R.; HOFFMAN, J. P. M.; MATIELLO, R. R.; BORSATO, A. V. Minimilho em conserva: avaliação de híbridos. **Acta Amazônica**, Manaus, v.38, n.3, p. 509-516, 2008.

RENGASAMY, P.; OLSSON, A. Sodicity and soil structure. **Australian Journal of Soil Research**, Austrália, v. 29, n.6, p. 935-952. 1991.

RENNENBERG, H., HERSCHBACH, C.; POLLE, A.. Consequences of air pollution on shoot-root interactions. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Pelotas, v.148, p. 296-301, 1996.

RESENDE, M.; ALBUQUERQUE, P. E. P.; COUTO, L. **Cultura do milho irrigado**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2003. 317p.

RHEINHEIMER, D. dos S.; ALVAREZ, J. W. R.; OSORIO FILHO, B. D.; SILVA, L. S. da; BORTOLUZZI, E. C. Resposta de culturas à aplicação de enxofre e a teores de sulfato num solo de textura arenosa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.3, p. 562-569, mai./jun. 2005.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington:USDA, 1954. 160p. (Agriculture Handbook, 60).

RITCHIE, S.; HANWAY, J. J.; BENSON, G. O. Como a planta do milho se desenvolve. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 103, set. 2003. Disponível em :<<http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/>>. Acesso em: 01 fev. 2009.

RODRIGUES, L. R. F.; SILVA, N. da MORI, E. S. Avaliação de Sete Famílias S₂ Prolíficas de Minimilho para a produção de Híbrido. **Bragantia**, Campinas, v.63, n.1, p. 31-38, 2004.

RODRIGUES, L. R. F.; SILVA, N. da; MORI, E. S. Baby corn single-cross hybrids yield in two plan densities. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, Viçosa, v. 3, n. 3, p. 177-184, 2003.

ROMANO, M. R. **Desempenho fisiológico da cultura de milho com plantas de arquitetura contrastante: parâmetros para modelos de crescimento**. 2005. 120p. Tese (Doutorado em Fitotecnia), Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz – ESALQ.

ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J. C.; FOLONI, J.S.S. Potassium leaching from millet straw as affected by rainfall and potassium rates. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.36, p. 1063-1074, 2005.

ROSOLEM, C. A.; FRANCO, G. R. Translocação de zinco e crescimento radicular em milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 807-814, 2000.

ROSOLEM, C. A.; NAKAGAWA, J.; MACHADO, J. R. Adubação potássica da soja em Latossolo Vermelho-Escuro fase arenosa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 19, n. 11 p. 1319-1326, 1984.

ROSOLEM, C. A.; SANTOS, F. P. dos; FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C.; Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.6, p. 1033-1040, jun. 2006.

RUIZ, H. A.; SAMPAIO, R. A.; OLIVEIRA, M. de; VENEGAS, V. H. A.; Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 39, n. 11, p. 1119-1126, nov. 2004.

RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; SEGANFREDO, M. A. **Efeito dos dejetos de suínos na diversidade da microbiota do solo**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2004. 16p.

SÁ, M.; RAMALHO, M. A. P.; SOUZA SOBRINHO, F. de; Aspectos morfológicos e fisiológicos de cultivares modernas e antigas de milho. **Ciências e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, n. 5, p. 1082-1091, set./out. 2002.

SAHOO, S. C ; PANDA, M. M . Determination of optimum planting geometry for baby corn (*Zea mays* L.). **Indian Journal of Agricultural Science**, New Delhi, v. 69, n.9, p. 664-665, 1999.

SALISBURY, F. B.; ROSS, C. W. **Plant Physiology**. 4 ed. Belmont: Wadsworth Publishing, 1992. 681p.

SAMPAIO, S. C.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p. 138-149, 2010.

SANDOVAL JUNIOR, G. B.; PAULI, D. A.; SANTOS, F. S. dos; FERREIRA, F. R. A. Avaliação de híbridos de milho-pipoca para produção de minimilho. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA, 6, 2009, Maringá. **Anais...** Maringá: 2009.

SANGOI, L. Arranjo de plantas e características agronômicas de genótipos de milho em dois níveis de fertilidade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.25, n.7, p. 12-14, 1990.

SANGOI, L. Understanding plant density effects on maize growth and development: an important issue to maximize grain yield. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.31, p. 159-168. 2001.

SANGOI, L.; ALMEIDA, M. L. de; SILVA, P. R. F. da; ARGENTA, G. Bases morfofisiológicas para maior tolerância dos híbridos modernos de milho a altas densidades de plantas. **Bragantia**, Campinas, v.61, n.2, p. 101-110, mai./ago. 2002.

SANTI, A.; AMADO, T. J. C.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta I, Influência na produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes sob sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.6, p. 1075-1083, nov./dez. 2003.

SANTOS, A. P. R. de. **Efeito da Irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim tifton – 85**. Piracicaba, 2004, 79 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ.

SANTOS, J. F. dos; GRANGEIRO, J. I. T.; OLIVEIRA, M. E. C. de; BEZERRA, S. A.; SANTOS, M. do C. C. Adubação orgânica na cultura do milho no brejo paraibano. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 209-216, mai./ago., 2009.

SANTOS, M. B. G. dos; LIMA, V. L. A. de; VAN HAANDEL, A. C.; BELTRÃO, N. E. de M.; SOUZA, A. P. de. Salinidade de um solo irrigado com água residuária e adubado com biossólido. **Agropecuária técnica**, Areia, v. 27, n.1, p. 30-36, 2006.

SCALOPI, E. J.; BAPTISTELA, J. R. Considerações sobre aplicação de efluentes ao solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 1986. Brasília, **Anais...**Brasília: ABID.

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

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I, T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Epagri, Florianópolis, 46p. 1996.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizante. **Documento 32**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, p. 33-37, 1994.

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**, Viçosa, v.31, p. 123-131, 2007.

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G. JUCKSCH, I.; NADAL, R. Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho. **Boletim Técnico**. Florianópolis: EMPASC, n. 24, 26p. 1984.

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

SCHERER, E. E.; NESI, N. C. Características químicas de um latossolo sob diferentes sistemas de preparo e adubação orgânica. **Bragantia**, Campinas, v.68, n.3, p. 715-721, 2009.

SCHMIDT FILHO, E. **Influência da aplicação de dejetos de suínos integrada à produção vegetal sobre o comportamento do fósforo em quatro solos do Paraná**. Curitiba, 2006. 154 p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal do Paraná – UFPR.

SCHONS, A.; STRECK, N. A.; STORCK, L.; BURIOL, G. A.; ZANON, A. J.; PINHEIRO, D. G.; KRAULICH, B. Arranjos de plantas de mandioca e milho em cultivo solteiro e consorciado: crescimento, desenvolvimento e produtividade. **Bragantia**, Campinas, v.68, n.1, p. 155-167, 2009.

SCHWANTES, D. O.; SCHUELTER, A. R.; FONTOURA, D. da; MAROCHIO, J. Agronomic traits of maize hybrids in narrow row spacing: 2005 off season. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.8, n.3, p. 343-349, 2007.

SECCO, R. R. **Disponibilidade de zinco derivado de lodo de esgoto urbano de dejetos de suínos estabilizados pelo processo N-Viro num Cambissolo Háplico do segundo planalto paranaense cultivado com milho**. 2003. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba.

SEGANFREDO, M. A. A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos animais para adubação orgânica. **Comunicado técnico 291**. EMBRAPA – CNPSA, 5p. 2001.

SEGANFREDO, M. A. A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante. **Circular Técnica 22**. EMBRAPA – CNPSA, 35p. 2000.

SEGANFREDO, M. A. Análise de riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo no solo. **Comunicado Técnico 268**. EMBRAPA – CNPSA, 3p. 2000.

SEGANFREDO, M. A. Dejetos animais: a dupla face benefício e prejuízo. **Suínocultura Industrial**, São Paulo, v. 26, n. 183, p. 14-16, dez. 2004.

SEGANFREDO, M. A. Efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2,1998, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: SBCS-NRS, p. 167-170, 1998.

SEGANFREDO, M. A. Modelo simplificado para a avaliação do risco de poluição dos dejetos de suínos utilizados como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 2002. Goiânia. **Anais...** Goiânia: EMBRAPA Suínos e Aves. 2002. p. 441-442.

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

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante. **Suínocultura Industrial**, Itu, v. 30, n. 6, p. 10-14, 2007.

SEGANFREDO, M. A.; BARIONI JUNIOR, W. Impacto do cobre e zinco de dejetos de suínos e fontes minerais, no cobre e zinco de soja em três solos de Santa Catarina. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 4, 2002, Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre: SBCS-NRS, 2002.

SEGANFREDO, M. A.; BARIONI JUNIOR, W. Impacto do Cu e Zn de dejetos de suínos e de fontes minerais, no Cu e Zn de soja em três solos de Santa Catarina. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 4, 2002, Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre: SBSC-NRS, 2002.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A.; The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R; STERWART, B. A. **Soil Processes and Water Quality**. Madison, p. 7- 89, 1994.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advance Agronomic**, New York, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHEN, Q. R.; SHEN, Z. G. Effects of pig manure and wheat straw on growth of mung bean seedlings grown in aluminium toxicity soil. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 76, p. 235-240, 2001.

SIBANDA, H. M.; YOUNG, S. D. Competitive adsorption of humic acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 37, p. 197-204, 1986.

SILVA FILHO, S. B.; CAVALCANTE, L. F.; OLIVEIRA, F. A.; LIMA, E. M; COSTA, J. R. M. Monitoramento da qualidade da água e acúmulo de sais no solo pela irrigação. **Irriga. Botucatu**, v.5, n.2, p. 112-25, 2000.

SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V.; CARVALHO, F. G. de. Matéria orgânica e propriedades físicas de um Argissolo Amarela coeso sob sistemas de manejo em cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 579-585, 2006.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. do; ANDERSON, S. J.; KOBAL, A. R. Mineralização de nitrogênio e enxofre em solos brasileiros sob influência da calagem e fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, p.1679-1689, 1999.

SILVA, E. C. da; BUZETTI, S.; LAZARINI, E. Aspectos econômicos da adubação nitrogenada na cultura do milho em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Belo Horizonte, v. 4, n. 3, p. 286-297, 2005.

SILVA, E. C. da; MURAOKA, T.; BUZETTI, S.; CONTRERAS, S. F.; TRIVELIN, P. C. O. Utilização do nitrogênio da palha de milho e adubos verdes pela cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p. 2853-2861, 2008. Número especial.

SILVA, E. C.; MURAOKA, T.; BUZETTI, S.; GUIMARÃES, G. L.; TRIVELIN, P. C. O.; VELOSO, M. E. C. Utilização do nitrogênio (15N) residual de coberturas de solo e da uréia pela cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 965-974, 2006.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**, Brasília: EMBRAPA, 1999, p. 370.

SILVA, F. L.; SILVA, I. J.; SANTOS, L. R.; OLIVEIRA, P. R. Lagoas de estabilização de dejetos suínos: análise descritiva e avaliação da eficiência utilizando parâmetros físico-químicos e biológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS E ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 2003. Goiânia. **Anais...**Goiânia. ABRAVES. 2003, p. 435-436.

SILVA, I. R. da; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, p. 275-374, 2007.

SILVA, J. C. P. M. da. **Esterco líquido de gado de leite e adubação mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos Campos Gerais do Paraná**. 2005. 63p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba.

SILVA, J. C. P. M. da; MOTTA, A. C. V.; PAULETTI, V.; FAVARETTO, N.; BARCELLOS, M.; OLIVEIRA, A. S. de; VELOSO, C. M.; SILVA, L. F. C. Esterco líquido de bovinos leiteiros combinado com adubação mineral sobre atributos químicos de um Latossolo Bruno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2563-2572, 2008.

SILVA, M. A. G. da; BOARETTO, A. E.; FERNANDES, H. G.; BOARETTO, R.; MELO, A. M. T. de; SCIVITTARO, W. B. Características químicas de um latossolo adubado com uréia e cloreto de potássio em ambiente protegido. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n.3, p. 561-566, jul./ago. 2001.

SILVA, M. O. S. A. **Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgotos**. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1977, 226p.

SILVA, P. R. F. da; ARGENTA, G.; REZERA, F. Resposta de híbridos de milho irrigado à densidade de plantas, em três épocas de semeadura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, n.4, p. 585-595, 1999.

SILVA, P.S.L.; OLIVEIRA, F.H.T.; SILVA, P.I.B. Efeitos da aplicação de doses de nitrogênio e densidades de plantio sobre os rendimentos de espigas verdes e de grãos de milho. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 21, n. 3, p. 452-455, jul./set. 2003.

SILVA, V. de P. **Efeitos da fertirrigação com efluente de lagoa de polimento nos atributos do solo e na produção de feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.** 2007, 149p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

SILVA. D. J.; VENEGAS, V. H. A.; RUIZ, H. A.; SANT'ANNA, R. Translocação e redistribuição de enxofre em plantas de milho e soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, Brasília, v. 38, n. 6, p. 715-721, jun. 2003.

SILVEIRA, M. H. D. **Manejo da irrigação e da cobertura nitrogenada em minimilho (*Zea mays* L.)**. Botucatu, 2003. 72 f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP. Botucatu.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. de C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n.10, p. 1187-1195, out. 2003.

SIQUEIRA, C. J. F.; TEDESCO, M. J.; MILAN, P. A.; ERNANI, P. R. **Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 1987. 100p.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008, 105p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Botucatu.

SMANHOTTO, A.; PRIOR, M. DIETER, J. SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P. Razão de adsorção de sódio no solo e lixiviados oriundos da aplicação de água residuária da suinocultura. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2007. Belo Horizonte. Disponível em:< <http://www.saneamento.polι.ufrj.br/documentos/24CBES/II-338.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2009.

SMANHOTTO, A.; PRIOR, M. SONCELAR, R.; SUSZEK, M.; TESSARO, D. SAMPAIO, S. C. Concentração de nitrogênio total no solo e perdas por lixiviação oriundas da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2009.

SMANHOTTO, A.; SONCELAR, R.; DAL BOSCO, T. C.; DIETER, J.; PRIOR, M.; SUSZEK, M.; SAMPAIO, S. C. Sodicidade no solo e lixiviado devido a aplicação de água residuária da suinocultura na cultura de soja. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2009.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. de P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M.; Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 347-357, 2010.

SOARES, E.; LIMA, L. A.; MISCHAN, M. M.; MELLO, F. A. F.; BOARETTO, A. E. Efeito da relação entre teores trocáveis de Ca e Mg do solo na absorção de K por plantas de centeio. **Revista de Agricultura**, Piracicaba, v.58, p. 315-330, 1983.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 324-330, 2001.

SOUZA, G. S. de; LIMA, J. S. de S.; XAVIER, A. C.; ROCHA, W. S. D. da. Krigagem ordinária e inverso do quadrado da distância aplicados na espacialização de atributos químicos de um argissolo. **Scientia Agrária**, Curitiba, v.11, n.1, p. 073-081, jan./fev. 2010.

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. Variação do nitrogênio e fósforo em solo fertirrigado com efluente do tratamento primário da água residuária de suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.4, n.3, p. 111-122, 2009.

SOUZA, M. L. de P.; MOTA, A. C.; DIONÍSIO, J. A.; FOULER, R. B.; BLEY JÚNIOR, C. J. Potencialidade, aspectos ambientais e riscos associados á disposição final de esterco suínos líquidos em terras das regiões oeste e sudoeste do estado do Paraná. In: Projeto de controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do Paraná. **Gestão ambiental da suinocultura manual do assistente técnico**. Curitiba, p. 71-140, 2003.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nitrogênio. In: FERNANDES, M. S. (Ed.) **Nutrição Mineral de Plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, p. 216-252, 2006.

STEWART, D.W.; COSTA, C.; DWYER, L.M.; SMITH, D.L.; HAMILTON, R.I.; MA, B.L. Canopy structure, light interception and photosynthesis in maize. **Agronomy Journal**, Madison, v.95, p. 1465-1474, 2003.

STICKLER, F. C.; WEARDEN, S.; PAULI, A. W. Leaf area determination in grain sorghum. **Agronomy Journal**, Madison, v.53, p. 187-188, 1961.

STIPP, S. R.; YAMADA, T. Nutrição e adubação do milho. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, v. 44, 12p. dez. 1988.

STORK, L. ESTEFANEL, V.; GARCIA, D. C. **Experimentos fatoriais: modelos de análise pelos pacotes SAS, SAEG e SOC**. Santa Maria, 1995. 52p.

SUSZEK, M. **Efeitos da inoculação na compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos verdes urbanos**. 2005, 77p. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, Cascavel, PR.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHENEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

TESTA, V. M.; NADAL, R. de; MIOR, L. C.; BALDISSERA, I. T.; CORTINA, N. **O desenvolvimento sustentável do oeste catarinense: proposta para discussão**. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 247p.

TESTA, V. M.; TEIXEIRA, L. A. J.; MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico vermelho escuro afetadas por sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 16, p. 107-114, 1992.

THAKUR, D. R.; SHARMA, V. Effect of varieties rates of nitrogen and its schedule of application in baby corn (*Zea mays* L.). **Indian Journal of Agricultural Sciences**, New Delhi, v. 62, n. 2, p. 93-95, fev. 1999.

THOMAS, G. W. Effects of electrolyte imbebiton upon cation exchange behavior of soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.24, p. 329-332, 1960.

THORBURN, P.; BIGGS, J. S.; KEATING, B. A. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 94, p. 49-58, 2003.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A. J. N. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. Viçosa, v.29, n.4, jul./ago., 2005.

U. S. EPA UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, U.S. EPA. **40 CFR, Part 503.13, Standards for the use and disposal of sewage sludge - Pollutant limits**. Federal Region, Washington, v. 26, p. 832-833, 2007.

VARGAS, L. K.; SELBACH, P. A.; SÁ, E. L. S. de; Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.1, p. 76-83, jan./fev, 2005.

VASCONCELLOS, C. A.; ALVES, V. M. C.; FILHO, I. A. P.; PITTA, G. V. E. Nutrição e adubação do milho visando obtenção do minimilho. **Circular Técnica 9**. Sete Lagoas, EMBRAPA Milho e Sorgo, 6p. 2001.

VASCONCELLOS, C. A.; VIANA, M. C. M.; FERREIRA, J. J. Acúmulo de matéria seca e de nutrientes em milho cultivado no período inverno-primavera. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, n.11, p. 1835-1845, 1998.

VELOSO, C. A. C.; SOUZA, F. R. S. de; PEREIRA, W. L. M.; TENÓRIO, A. R. de M. Relações cálcio, magnésio e potássio sobre a produção de matéria seca de milho. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 31, n. 2, p. 193-204, abr./jun.2001.

VERDADE, F. C. Estudo da variabilidade dos nitratos num solo tipo Terra Roxa Misturada. **Bragantia**, Campinas, v.11, p. 269-276, 1951.

VIANA, A. P.; BRUCKNER, C. H.; PRIETO, H. E. M.; MARTINEZ, C. A.; HUAMAN, C. A. & MOSQUIM, P. R. Teores de Na, K, Mg e Ca em porta enxertos de videira em solução salina. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.1, p. 187-191, 2001.

VIEIRA JOSÉ, J.; RIBAS, M. M. F.; FREITAS, P. S. L. de; FRANCISCONI JUNIOR, J. P. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, n.1, jan./abr. 2009.

VIEIRA, L. **Produção de minhocas em dejetos suínos estabilizados e valor nutritivo da farinha de minhoca para suínos**. Viçosa, 1997, 56p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia), Universidade Federal de Viçosa – UFV.

VILLELA, T. E. A. **Época de semeadura e de corte de plantas de milho para silagem**. 2001. 58p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia), Universidade Federal de Lavras – UFLA.

VON PINHO, R. G.; CARVALHO, G. S.; RODRIGUES, V. do N.; PEREIRA, J. Características físicas e químicas de cultivares de milho para a produção de Minimilho. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.27, n.6, p. 1419-1425, nov./dez. 2003.

WILLADINO, L.; CAMARA, T. R.; SANTOS, M. A.; TORNE, J. M. Obtenção de uma linhagem de milho tolerante ao estresse salino mediante a cultura de anteras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, p. 1313-1318, 1994.

YAMADA, T. Adubação nitrogenada do milho: quanto, como e quando aplicar. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.74, p.1- 5, dez. 1996.

YAMADA, T.; LOPES, A. S. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. **Potafos – Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.87, p. 2-8, 1998.

ZHANG, M. K.; HE, Z. L.; CALVERT, D. V.; STOFFELLA, P. J. ; YANG, X. E. ; LI, Y. C. Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, n. 4, p. 1158–1167, 2003.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)