

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

ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NOS TEORES DE COBRE E ZINCO EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO A LONGO PRAZO

SHAIANE DAL' MASO LUCAS

CASCAVEL - Paraná - Brasil

Fevereiro – 2011

SHAIANE DAL' MASO LUCAS

**ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NOS TEORES DE COBRE E ZINCO EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO A LONGO PRAZO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof^o Dr. Silvio César Sampaio
Coorientador: Prof^o Dr. Miguel Angel Uribe Opazo

CASCADEL - Paraná - Brasil

Fevereiro – 2011

SHAIANE DAL' MASO LUCAS

**ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NOS TEORES DE COBRE E ZINCO EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO A LONGO PRAZO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Juliano Corulli Corrêa
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Suínos e Aves, EMBRAPA

Prof^a Dr^a. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 11 de fevereiro de 2011

BIOGRAFIA

Shaiane Dal' Maso Lucas, nascida em 01/04/1987 natural de Toledo – PR, concluiu o ensino médio em 2004 e no mesmo ano prestou vestibular na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, sendo aprovada, para cursar a graduação em Tecnologia em Alimentos – modalidade Laticínios no ano de 2005. Durante o primeiro semestre da graduação prestou outro vestibular, sendo aprovada para cursar paralelamente Tecnologia em Gerenciamento Ambiental na mesma instituição de ensino. Concluiu as duas graduações concomitantemente em 2008, sendo aprovada para ingressar no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no ano de 2009, no qual desenvolveu projeto de dissertação na área de Reúso de Água, sob orientação do professor Dr. Silvio César Sampaio e co-orientação do prof. Dr. Miguel Angel Uribe Opazo.

Aos meus pais, Mirtes e Joscelino Lucas, e aos meus irmãos, Tailon e Loan, pelos ensinamentos, incentivo, confiança e amor. Por serem meus exemplos de comprometimento, dedicação e vida.

Ao meu namorado, Rodolfo J. Corbari, grande companheiro durante os momentos mais difíceis da minha vida e pelas horas de convívio e lazer que foram suprimidas para dedicação ao curso.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e pelas pessoas especiais que colocou em meu caminho;

À minha família e ao meu namorado, pela compreensão, apoio, carinho, incentivo e paciência durante este período e toda a minha vida;

Ao Professor Silvio César Sampaio, pela orientação, compreensão, incentivo, amizade e confiança;

Ao Professor Miguel Angel Uribe Opazo, pela coorientação, apoio, incentivo e conhecimentos transmitidos, os quais facilitaram a realização deste trabalho;

Aos Professores, Silvio César Sampaio, Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, Lúcia Helena Pereira Nóbrega, Miguel Angel Uribe Opazo, Luciane Sene, Silvia Coelho, Márcio Vilas Boas e Simone Damasceno Gomes, pela dedicação e transposição dos conhecimentos durante a realização dos créditos;

A Naimara V. do Prado e Wagner A. Pansera pelo auxílio nas análises estatísticas e disposição em colaborar sempre;

A Maritane Prior, Adriana Smanhotto, Cacea F. Maggi, Adriana M. Meneguetti, Dinéia Tessaro, Jonathan Dieter e Nathalie C. H. Kessler pela disponibilização dos dados experimentais e disponibilidade para sanar as dúvidas;

A todos os amigos por terem feito parte deste momento tão importante da minha vida, em especial a Tatiane C. Dal Bosco, Raquel G. Eckert, Dinéia Tessaro, Thaisa Pegoraro, Ana Maria M. A. Vasconcelos e Nathalie C. H. Kessler. Agradeço pela amizade, confiança, incentivo, companheirismo, dedicação e, principalmente, paciência;

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* de Cascavel, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pelo apoio e pela oportunidade de realização do curso;

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Vera Celita Schmidt, pela constante disposição em ajudar e sanar as dúvidas;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela disponibilização da bolsa de estudos;

Finalmente, a todos que colaboraram na concretização deste trabalho e na conclusão do curso de mestrado.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	2
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1 Reúso de água na agricultura	3
3.2 Água residuária de suinocultura	3
3.3 Interações entre os componentes do solo e metais pesados	5
3.4 Metais pesados nas plantas.....	8
3.5 Análise longitudinal de medidas repetidas ao longo do tempo	9
4 MATERIAL E MÉTODOS	11
4.1 Local de realização do experimento.....	11
4.2 Histórico da área experimental.....	11
4.3 Composição dos tratamentos e parâmetros avaliados	12
4.4 Condução dos experimentos em campo	16
4.5 Delineamento estatístico	18
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
5.1 Comportamento das propriedades químicas do solo em relação aos tratamentos ao longo do tempo.....	19
5.2 Limites agrônômicos frente aos tratamentos	29
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	34
7 CONCLUSÕES	35
REFERÊNCIAS	36
ANEXOS	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental segundo o método do densímetro de Bouyoucos.....	11
Tabela 2	Histórico das culturas manejadas em sistema de plantio direto na área experimental entre 2006 e 2009.....	12
Tabela 3	Caracterização química do solo da área experimental antes da aplicação dos tratamentos.....	13
Tabela 4	Taxas totais de aplicação de nutrientes, via AD e ARS-L, entre 2006 e 2008.....	14
Tabela 5	Taxas totais de aplicação de nutrientes, via AD e ARS-B, em 2009.....	15
Tabela 6	Resumo da análise de variância dos parâmetros do solo	20
Tabela 7	Resumo das comparações de médias pelo teste Tukey dos parâmetros do solo na camada de 0,0-0,6 m de profundidade	20
Tabela 8	Acúmulo de Cu e Zn em cada tratamento em relação às testemunhas, aos 1015 dias de aplicação de ARS	24
Tabela 9	Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo avaliados em cada tratamento.....	26
Tabela 10	Variação das concentrações dos parâmetros zinco e pH em função do tempo.....	28

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Distribuição da precipitação pluviométrica de acordo com o tempo de ciclo das culturas.....	12
Figura 2	Ponto de coleta da ARS no biossistema integrado.....	15
Figura 3	Localização dos tratamentos, repetições e blocos na área experimental	16
Figura 4	Coeficiente angular do modelo linear dos teores de Zn (a) e pH (b) em função da taxa de aplicação	28
Figura 5	Teores de (a) Cu na irrigação com ARS, (b) Cu na associação de ARS e AD, (c) Zn na irrigação com ARS e (d) Zn na associação de ARS e AD no solo.....	29
Figura 6	Teores de (a) pH, (c) MO e (e) CTC do solo apenas com aplicação de ARS, (b) pH, (d) MO e (f) CTC do solo na associação de ARS e AD	31
Figura 7	Teores de Cu (a) e Zn (b) no tecido vegetal nas culturas irrigadas com ARS	32

RESUMO

ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NOS TEORES DE COBRE E ZINCO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO A LONGO PRAZO

A utilização de água residuária de suinocultura (ARS) em solos agricultáveis, ao invés de realizar a disposição deste resíduo nos corpos d'água, tem sido uma alternativa antiga, popular e atrativa pelo fato de complementar o tratamento dos dejetos e servir de fonte de água e nutrientes para o sistema solo-planta. Entretanto, a constatação de altas concentrações de cobre e zinco nestes resíduos vem causando preocupação com relação à segurança ambiental. Nesse contexto, este trabalho visa avaliar os efeitos do uso prolongado de ARS sobre os teores de cobre e zinco, no sistema solo-planta, em área de cultivo anual. O trabalho consiste na análise de um banco de dados oriundo de seis experimentos que visavam analisar o efeito da aplicação de ARS associada a taxas de adubação química (AD) nas características do solo, sob cultivo de milho, aveia e soja. Os experimentos foram realizados entre os anos de 2006 e 2009, no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA), em Cascavel, PR. A caracterização química do solo, na camada de 0,0-0,6 m de profundidade, foi realizada antes da aplicação dos tratamentos e após o manejo de cada cultura, totalizando seis amostragens no tempo. Foram avaliados os parâmetros de pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, e teores de cobre e zinco. Análises de tecido foliar para os elementos cobre e zinco foram determinadas nas culturas do milho, aveia e soja. O delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial triplo com quatro taxas de ARS (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ no ciclo), dois níveis de adubação química (com ou sem AD) e seis períodos de tempo, com três repetições. Observou-se aumento em todos os parâmetros avaliados, destacando-se acúmulo de cobre e zinco no perfil do solo após sucessivas aplicações de ARS. Os teores de cobre e zinco no solo, frente às recomendações agronômicas, encontraram-se altos, todavia, não foram superiores aos limites máximos permitidos pela legislação ambiental vigente. Os resultados da análise de tecido foliar mostraram que as plantas apresentaram teores de cobre e zinco dentro dos limites de recomendação agronômica. Conclui-se que aplicações de ARS a longo prazo favorecem o acúmulo de metais pesados no solo e nas plantas, o que pode potencializar impactos ambientais pela contaminação dos corpos hídricos e a transferência destes na cadeia alimentar.

Palavras-chave: metais pesados, reúso de água, contaminação ambiental.

ABSTRACT

SWINE WASTEWATER APPLICATION ON COPPER AND ZINC CONTENTS IN SYSTEM FOR LONG-TERM TILLAGE

The swine wastewater (SWW) application in agriculture comes as an ancient, popular, and attractive alternative over disposing of it into waterbodies, since it has been an additional treatment for such waste. It also works as a source of water and nutrients to the soil-plant system. However, high concentrations of copper and zinc in these wastes have called some attention to environmental safety. In this context, this research aimed at evaluating the effects of a long-term SWW application on copper and zinc contents in soil-plant system in an area of annual crop. The research analyzed a database from six experiments which aimed at evaluating the effects of SWW applications associated with rates of chemical fertilizer (CF) on soil characteristics under corn, black oats, and soybeans croppings. The experiments were carried out from 2006 to 2009 at the Agricultural Engineering Experimental Area (NEEA), in Cascavel, PR, Brazil. Chemical characterization of soil, at 0.6 m layer, was done before carrying out the treatments and after managing each crop, totalizing six samples during the time of this research. The analyzed parameters were: pH, organic matter, cation exchange capacity, copper, and zinc rates. Analyses of leaves' tissue for copper and zinc were determined on corn, black oats, and soybeans crops. The experimental design was in randomized blocks, in triple-factorial with four rates of SWW (0, 100, 200, and 300 m³ ha⁻¹ during the period), two levels of chemical fertilization (with or without CF), and six time periods, with three replications. There was an increase in all parameters, especially an accumulation of copper and zinc on soil profile after successive SWW applications. Copper and zinc rates in the analyzed soil, according to agronomic recommendations, were high. However, they did not exceed the maximum level allowed by environmental regulations. The results of the analyses of the leaves' tissue showed that the plants presented levels of copper and zinc within the range of agronomic recommendation. It can be concluded that, in a long term, SWW application favors the accumulation of heavy metals in soils and plants, which can enhance environmental impacts due to waterbodies contamination and their passing to the food chain.

Key-words: heavy metals, water reuse, environmental contamination.

1 INTRODUÇÃO

O reúso de água na agricultura vem sendo praticado em muitas regiões do país e do mundo, com os mais diversos tipos de águas residuárias agroindustriais, como uma alternativa viável de minimização dos recursos naturais, controle da poluição de corpos d'água, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola (HESPANHOL, 2003; FREITAS et al., 2005; CERETTA, 2008; NOBRE et al., 2010; TOZE, 2006; ADROVER et al., 2010).

Dentre as águas utilizadas para reúso destaca-se a água residuária da suinocultura (ARS), devido à grande importância econômica e social desta atividade no país e pela composição dessas águas residuárias, com grande aporte de nutrientes que são facilmente mineralizados quando aplicados no solo, substituindo, em parte, o uso de fertilizantes minerais. Muitos estudos têm sido realizados para averiguar tais propriedades em diferentes culturas, tais como milho (FREITAS et al., 2005; SCHERER et al., 2010), feijão (DOBLINSKI et al., 2010), soja (DAL BOSCO et al., 2008; SMANHOTTO et al., 2010), aveia e azevém (ASSMANN et al., 2007), pastagens (QUEIROZ et al., 2004), eucalipto (PELLISSARI et al., 2009) e alface (BAUMGARTNER et al., 2007).

Por outro lado, autores alertam para o perigo de aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura na mesma área devido ao acúmulo de metais pesados no solo, principalmente cobre e zinco, que estão presentes em altas concentrações nas rações dos suínos para garantir a absorção pelos animais (GRABER et al., 2005; BERENQUER et al., 2008; SCHERER et al., 2010; GIROTTO et al., 2010). Neste sentido, altas concentrações de metais pesados nos solos são passíveis de serem absorvidos em quantidades elevadas pelas culturas e, conseqüentemente, entrar na cadeia alimentar, ou serem lixiviados para os corpos d'água subterrâneos (MOREIRA et al., 2005, QUEIROZ et al., 2004; BERENQUER et al., 2008).

A maioria das pesquisas conduzidas sobre águas residuárias na agricultura tinha como o principal objetivo avaliar os efeitos em curto prazo no crescimento das plantas e a interação com as mudanças induzidas na fertilidade e parâmetros químicos do solo. Neste sentido, vale destacar que trabalhos de monitoramento dessas áreas irrigadas com águas residuárias de suinocultura por longos períodos de tempo que abordam a interação com adubação química na semeadura, em culturas anuais, ainda são incipientes na literatura, justificando a realização deste trabalho, que tem como objetivo avaliar os impactos causados após quatro anos de aplicação de ARS sobre os teores de cobre e zinco em área agricultável com milho, aveia e soja.

2 OBJETIVOS

Avaliar o efeito do tempo no uso contínuo de água residuária de suinocultura associada ou não com adubação química, de acordo com as concentrações de cobre e zinco e as alterações nas propriedades químicas do solo, bem como os teores de cobre e zinco absorvidos e concentrados pelas culturas de milho, aveia e soja após quatro anos de sucessivas aplicações de ARS.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Reúso de água na agricultura

Sabe-se que, atualmente, o setor agrícola é responsável pela maior parcela de consumo de água do planeta, respondendo por cerca de 70% (HIRAGASHI et al., 2008) e, considerando que parte dela não é aproveitada pelas plantas devido a perdas no sistema e grande parte da água captada não retorna aos mananciais de origem, torna-se uma atividade onerosa do ponto de vista hídrico. Desta forma, para que a produção de alimentos seja mantida sem o comprometimento gradativo dos recursos hídricos, novas fontes de suprimento de água vêm sendo avaliadas (HESPANHOL, 2003).

Neste contexto, a irrigação de solos agricultáveis com águas servidas tornou-se prática comum no mundo, seja pela forma de reúso de água, a fim de favorecer a disponibilidade constante dos recursos hídricos, seja pela disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas (TOZE, 2006), reduzindo a demanda por fertilizantes sintéticos, além de contribuir na diminuição dos níveis de nutrientes nos rios (ADROVER et al., 2010).

O uso das águas residuárias, entretanto, deve ser condicionado ao tratamento, ao tipo de cultivo, à escolha de métodos de aplicação e ao controle de riscos ao meio ambiente, pois, a longo prazo, o uso dessas águas pode causar efeitos na salinidade, sodicidade e acarretar a presença de outros elementos no solo e nas culturas, havendo possibilidade de redução na disponibilidade de água para as plantas e incapacitação do solo para cultivo (AYERS, WESTCOT, 1991; HESPANHOL, 2003).

Outro fator de grande importância a ser considerado são os aspectos sanitários. Segundo Toze (2006), deve-se avaliar a presença de patógenos, bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que podem acarretar enfermidades. Por isso, o aproveitamento de águas residuárias na agricultura deve ser planejado, considerando-se, principalmente, o tipo de cultura e a forma de aplicação da água (fatores relacionados à qualidade sanitária do produto e do solo), além do controle da exposição humana, aspectos econômicos, financeiros e socioculturais.

3.2 Água residuária de suinocultura

No Brasil, até a década de 1970, os dejetos de suínos não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais por unidade de área era pequena, não havendo preocupação com cuidados com o meio ambiente, pois os solos das propriedades

tinham capacidade para absorver os dejetos lançados com a finalidade de adubação orgânica. No entanto, após esta data, a suinocultura brasileira iniciou uma fase de grandes transformações, principalmente pela inclusão de novas tecnologias, aumento das exportações de carne suína, adoção de sistemas de confinamentos e, por consequência, aumento na produção de dejetos. (PERDOMO et al., 2003; KUNZ, 2008).

Assim, a produção industrial de suínos, associada ao manejo inadequado dos dejetos gerados, trouxe problemas ambientais significativos, como a poluição do solo, água e ar, uma vez que as áreas agricultáveis não eram mais compatíveis ao descarte (PERDOMO et al., 2003; PRÁ et al., 2005; CAMPOS et al., 2006; MIRANDA, 2007).

Os dejetos suínos são constituídos basicamente por fezes, as quais apresentam-se normalmente na forma sólida ou pastosa, além da urina. No entanto, esta característica do dejetos é alterada por uma série de fatores, modificando sua qualidade e quantidade. Dentre eles, o número e a idade dos animais, o manejo da água na higienização e perdas em bebedouros, a dieta alimentar e as instalações são os principais responsáveis pelas alterações nas características dos dejetos (DIESEL et al., 2002; LIMA, 2007; KATANDA et al., 2007). Desta forma, o resíduo é composto basicamente por matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais, merecendo especial destaque os elementos nitrogênio e fósforo (OLIVEIRA, 2006).

Devido às características dos dejetos de suínos, sua utilização como fertilizante do solo tem sido difundida com base em aspectos econômicos, uma vez que representa um recurso interno das propriedades rurais, contendo nutrientes e matéria orgânica com potencial de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo, representando um importante fator agregador de valor aos resíduos provenientes da atividade, pois os nutrientes neles contidos, após a mineralização, podem ser absorvidos pelas plantas, da mesma forma que os fertilizantes químicos (ZAMPARETTI, GAIA, 2004; SEGRANFREDO, 2007).

Várias pesquisas avaliaram o potencial fertilizante da água residuária da suinocultura e a substituição da fertilização química pela orgânica, em culturas agrícolas como: milho (FREITAS et al., 2005) feijão (DOBLINSKI et al., 2010), soja (DAL BOSCO et al., 2008), pastagens (QUEIROZ et al., 2004), eucalipto (PELLISSARI et al., 2009) e alface (BAUMGARTNER et al., 2007; BAUMGARTNER et al., 2005). Exemplificando, Ceretta *et al.* (2005) avaliaram a eficiência da aplicação de água residuária da suinocultura à nutrição de plantas no sistema de rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro, utilizando 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, e verificaram aumentos na produtividade do milho em percentuais de 193, 317 e 439% no primeiro ano, respectivamente.

No entanto, ao contrário dos fertilizantes, que podem ser formulados de acordo com o tipo de cultura e solo, a água residuária de suinocultura (ARS) possui vários minerais que

se encontram em quantidades diferentes daquelas exigidas pelas plantas, e seu uso contínuo pode levar a alterações em diversos atributos químicos do solo, como teor de nutrientes (fósforo, potássio, cálcio, magnésio), matéria orgânica, pH, capacidade de troca de cátions (RUSAN et al., 2007; TIJANI, 2009) e alterar a capacidade suporte dos solos, prejudicando as plantas e os recursos hídricos por processos de erosão, lixiviação e escoamento superficial (CERETTA et al., 2005; BASSO et al., 2005; BERWANGER, 2008; WALKER, LIN, 2008; SEGANFREDO, 2008).

Outro problema é a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de metais pesados, como Zn e Cu, que as águas residuárias de suinocultura possuem (GRÄBER et al., 2005; KUNZ et al., 2005). A presença destes elementos em alta concentração nos dejetos é consequência da adição de quantidades excessivas de Cu e Zn nas rações dos suínos com o objetivo de prevenir doenças, melhorar a digestão e promover o crescimento. Entretanto, essa suplementação com fontes de Cu e Zn, em certo grau, às vezes excede grandemente o requerimento fisiológico dos suínos (JONDREVILLE et al., 2003). Esse fato, associado às aplicações sucessivas de ARS, tende a causar acúmulos de Cu e Zn no solo, tornando os dejetos uma fonte poluidora com alto potencial de contaminação ambiental (KONZEN, 2005; BERENGUER et al., 2008; SCHERER et al., 2010; GIROTTO et al., 2010).

3.3 Interações entre os componentes do solo e metais pesados

A biodisponibilidade, a toxicidade e a mobilidade dos metais pesados no solo são grandemente determinadas pela sua cinética de distribuição entre a solução e fase sólida do solo e pela variação na quantidade dos componentes da fase sólida (HAN et al., 2001; KABALA, SINGH, 2001). O acúmulo de elementos químicos na fase sólida do solo ocorre de diferentes maneiras e com diversos níveis energéticos, os quais estabelecem maior ou menor reversibilidade de suas reações. Essas reações determinam a concentração do elemento que estará disponível na solução do solo aos sistemas biológicos e compreendem, basicamente, as reações de precipitação/dissolução, de adsorção/dessorção e de oxirredução (ALLEONI et al., 2005).

A adsorção é um importante processo químico que regula a partição dos metais pesados entre a fase sólida e a solução do solo. Os minerais mais importantes da fase sólida do solo, em termos de reação de adsorção de metais pesados são os óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês e os grupos funcionais nas periferias dos argilominerais silicatados (McBRIDE, 1997). A reação do íon com o solo é outro fator de acentuada importância, comandando seu movimento. Características do íon, como tamanho

do seu raio de hidratação, carga e eletronegatividade vão influenciar na adsorção a superfície sólida dos colóides do solo (NOVAIS et al., 2007).

Os metais pesados podem estar em diferentes fases no solo como solúvel em água, trocável, ligado a óxidos, ligado a carbonatos, ligado à matéria orgânica, fase residual e na estrutura dos minerais. As fases solúveis em água e trocáveis são consideradas biodisponíveis, as fases ligadas a óxidos, carbonatos e matéria orgânica podem ser potencialmente biodisponíveis, enquanto que a fase residual não é disponível para as plantas e microrganismos (KABALA, SINGH, 2001; HE et al., 2004).

Outro fator de importância na concentração dos íons no solo é a precipitação de compostos insolúveis, os quais muitas vezes mantêm essa concentração a níveis mais baixos do que aqueles que poderiam ser preditos pela adsorção. As reações de sorção-desorção e dissolução-precipitação provocam transferência de contaminantes da fase líquida para a fase sólida do solo. Os outros processos, como oxido-redução, formação de complexos e reações biológicas, atuam afetando a disponibilidade dos contaminantes para o processo de transferência e/ou alterando a forma do contaminante, aumentando ou diminuindo seus efeitos tóxicos (HAN et al., 2001).

Somada a esses fatores, a especiação dos metais pesados entre a fase sólida e a solução do solo é dependente da quantidade adicionada, da quantidade e tipo de adsorvente (matéria orgânica, minerais silicatados, óxidos de ferro e manganês e grupos fosfatos) e das condições geoquímicas da solução, em especial, da concentração de prótons e força iônica (McBRIDE, 1997; NOVAIS et al., 2007).

O termo Matéria Orgânica (MO) do solo refere-se ao material orgânico total do solo, incluindo resíduos identificáveis de plantas (recursos primários), resíduos de animais do solo e microorganismos (recursos secundários), MO dissolvida, exudatos radiculares e substâncias húmicas (SH) macromoleculares. No ambiente, a MO funciona como um ácido fraco, agindo como par conjugado ácido/base. A diversidade química dos componentes da MO do solo está relacionada com a sua diversidade de grupamentos funcionais, fazendo com que a MO tenha ação tamponante numa ampla faixa de pH do solo (NOVAIS et al., 2007).

Dentre os metais pesados, o Cu é um dos menos móveis, devido a sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica, o Cu é retido principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis (NOVAIS et al., 2007). Estes autores ainda relatam que a alta retirada de cobre via substâncias húmicas pode ser acarretada pela alta concentração de matéria orgânica dissolvida na ARS, que podem complexar o Cu presente. Após a adição, os diferentes compostos constituintes do material orgânico da ARS irão ter diferentes comportamentos quanto à estabilidade e a movimentação no solo.

A dinâmica dos metais também é fortemente afetada pelos teores de pH do solo. Em concentrações maiores, o pH pode diminuir a presença de Cu e Zn, na solução do solo e nos pontos de troca catiônica (ABREU et al., 2007). Exemplo disso é o trabalho de Borges e Coutinho (2004), os quais aplicaram biossólidos ao solo e verificaram que, com o aumento do pH do solo, ocorreu a redistribuição do Cu e do Zn da fração trocável para fração ligada à matéria orgânica do solo ou óxidos, menos disponíveis para as plantas.

Segundo Giroto *et al.* (2010) o acúmulo de metais pesados geralmente acontece nas camadas superficiais do solo, os quais encontraram acúmulos significativos de cobre, até a camada de 12 cm de profundidade, e de zinco, até a camada de 10 cm de profundidade, com aplicação de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suíno. O acréscimo nos teores de cobre e zinco é explicado em função das altas concentrações destes metais nos dejetos, que resultam, após sete anos de aplicação de dejetos na adição de 16,0, 32,0 e 64,0 Kg de Cu ha⁻¹ e 19,9, 39,8 e 79,6 Kg de Zn ha⁻¹, respectivamente para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos.

De acordo com Raji (1991) e Novais *et al.* (2007), o Cu de fato é fortemente retido na matéria orgânica do solo mais do que outro cátion, e complexos orgânicos de Cu possuem um papel importante na regulação da mobilidade e disponibilidade deste elemento no solo, sendo que o nível de Cu na solução do solo aumenta com o aumento do pH devido a sua forte adsorção.

As alterações em atributos químicos do solo, como o aumento do teor de matéria orgânica e aumento dos valores de pH, aliado à adição de grande quantidade de nutrientes como P e compostos orgânicos via ARS, podem amenizar os efeitos fitotóxicos do acúmulo excessivo de Cu e Zn, em áreas com aplicações de água residuária de suinocultura. A presença do fosfato pode aumentar a adsorção e, conseqüentemente, diminuir a mobilidade e biodisponibilidade de metais como cobre, cádmio, zinco e chumbo em solos. Na literatura, é relatado que o fósforo é capaz de neutralizar parcial e/ou totalmente, ou, até mesmo, reverter a carga positiva predominante na superfície de óxidos de Fe e Al, em condições de solos ácidos (PÉREZ-NOVO et al., 2009). Isso porque um ânion, quando adicionado ao solo antes do metal, como, por exemplo, por meio de fertilização fosfatada antes da aplicação de fungicida cúprico, poderá ligar-se aos óxidos de Fe ou Al presentes, alterar a carga líquida superficial de positiva para negativa e promover a formação de complexos envolvendo o grupo funcional de superfície, o fosfato adsorvido e o metal.

Algumas estimativas do tempo de permanência de metais pesados no solo mostram que a contaminação com estes elementos pode se constituir em um problema de longa duração. Desta maneira, a irrigação com águas residuárias, disposição de resíduos sólidos, aplicações de lodo, atividades industriais e os veículos são as maiores fontes de contaminação do solo com metais pesados e são frequentemente observados, além de aumentar a absorção de metais pelas culturas em solos contaminados (KHAN et al., 2008).

Segundo Muchuweti et al. (2006), a acumulação excessiva de metais pesados em solos agricultáveis com águas residuárias, pode não apenas resultar em solos contaminados, mas também conduzir a elevação da absorção desses metais pelas plantas, causando prejuízos agrônômicos, e até afetar a qualidade e segurança alimentar. A entrada dos metais pesados na cadeia alimentar pela relação solo-planta é parte do ciclo biogeoquímico dos elementos químicos, sendo o primeiro passo para o fluxo do elemento químico do compartimento inorgânico para o compartimento orgânico nos ecossistemas terrestres (KABATA-PENDIAS, 2004). A exposição das populações a metais pesados e sua ingestão ou absorção via consumo de água ou alimentos contaminados promove a acumulação dos mesmos nos tecidos das plantas, animais e seres humanos, pelo processo de biomagnificação (MULLIGAN et al., 2001).

3.4 Metais pesados nas plantas

Os metais pesados não são biodegradáveis e podem persistir no meio ambiente por tempo suficiente para diminuir a qualidade do solo e para ser absorvido pelas plantas e transmitidos à cadeia alimentar, representando uma grande ameaça à qualidade da biodiversidade e de todo o solo como um todo. Alguns metais, tais como cobre e zinco, são essenciais para o crescimento de organismos, enquanto outros, como cádmio e chumbo, são tóxicos e suas funções benéficas ainda não são conhecidas (NOVAIS et al., 2007).

Os metais pesados estão presentes em todos os lugares no ambiente, como resultado de atividades naturais e antropogênicas, e os seres humanos estão expostos a eles através de várias vias. Em geral, eles são elementos persistentes, não-degradáveis, teratogênicos, mutagênicos e carcinogênicos (WILSON, PYATT, 2007).

As plantas são mais resistentes a quantidades altas de metais pesados que os animais e, de um modo geral, retêm a maior parte dos metais pesados em suas raízes. Os elementos móveis, geralmente, concentram-se no tecido vegetativo, sendo que pouco é translocado para os órgãos de reserva. O acúmulo de metais pesados nas partes comestíveis das plantas pode afetar os seres humanos diretamente quando da ingestão de vegetais e indiretamente, com o consumo de carnes de animais previamente contaminados. A preocupação com o consumo de alimentos contaminados está relacionada ao efeito acumulativo dos metais pesados nos organismos, o que pode levar a intoxicações crônicas (RATTAN et al., 2005).

O cobre é um elemento essencial para as plantas e animais, de ampla distribuição em toda parte e facilmente complexado e envolvido com muitos processos metabólicos de organismos vivos. Pode atuar como elemento estrutural em proteínas regulatórias e participa no metabolismo da parede celular e sinalização hormonal (FERREIRA, CRUZ,

1991). Os sintomas de toxidez do Cu podem variar entre as espécies vegetais. Contudo, geralmente se observa redução no crescimento das raízes em plantas cultivadas em solos com alto teor de formas de cobre disponíveis. Entre os sintomas, em geral são citados ramificações anormais, espessamento, coloração escura e redução do alongamento (MALAVOLTA et al., 1997). O Cu é considerado um micronutriente essencial para as plantas, sendo absorvido como Cu^{+2} e/ou Cu-quelato. Plantas acumulam, em média, de 5 a 30 mg kg^{-1} de Cu e evidenciam toxicidade com teores, variando de 20 a 100 mg kg^{-1} (MULLIGAN et al., 2001).

O zinco, assim como o Cu, é um elemento essencial às plantas, sendo absorvido na forma de Zn^{2+} da solução do solo. O zinco participa de vários processos metabólicos nas plantas, tais como ativação enzimática, síntese de proteínas e metabolismo de carboidratos, lipídeos e ácidos nucléicos. Além disso, o zinco faz parte dos fatores que controlam a multiplicação e diferenciação celular. Entretanto, altas concentrações de Zn no solo podem causar inibição no crescimento vegetal, danos em raízes, cloroses e redução na taxa fotossintética e o conteúdo de clorofila nas folhas (FERREIRA, CRUZ, 1991).

3.5 Análise longitudinal de medidas repetidas ao longo do tempo

De acordo com Singer e Andrade (1986), estudos longitudinais de medidas repetidas são “(...) investigações científicas em que o interesse é dirigido para a avaliação do comportamento de uma ou mais variáveis respostas ao longo de uma dimensão específica, como o tempo (...)”.

Em muitas situações práticas há interesse em modelar o comportamento de uma ou mais variáveis respostas medidas nas unidades de uma ou mais populações ao longo de alguma dimensão ordenada, ou tratamento ao longo de diversos períodos de tempo que representam as unidades de observação. Nesse contexto, as unidades de investigação constituem as unidades naturais para a análise e as unidades de observação correspondentes podem ser essencialmente encaradas como perfis multivariados de respostas associados às mesmas, isto é, considera-se o tempo como dimensão ao longo da qual esses perfis de respostas são observados (PAULINO, SINGER, 2006; SINGER et al., 2010). Os autores afirmam ainda que esta análise representa um enfoque mais poderoso que os tradicionais, uma vez que proporciona condições adequadas para um controle de fatores secundários que podem ter influência nas respostas, permite a incorporação de informações sobre a variação individual na análise e produz estimadores mais eficientes dos parâmetros associados às médias de tal variação.

Os planejamentos longitudinais consistem um caso especial dos chamados “planejamentos com medidas repetidas”, que é uma classe mais ampla e que pode ser

caracterizada pela realização de duas ou mais observações em cada unidade de investigação, incluindo, por exemplo, planejamentos do tipo *split-plot* e *cross-over*. Enquanto que num planejamento longitudinal deve-se levar em conta a sequência com que as avaliações são realizadas nas unidades de investigação, no *split-plot* os fatores são aleatorizados às unidades de investigação, e no *cross-over* as unidades de investigação são aleatoriamente submetidas a uma de diversas sequências de tratamentos que definem as condições de avaliação (SINGER et al., 2010).

Sob outra perspectiva, modelos para dados longitudinais podem ser classificados como condicionais ou incondicionais. Os primeiros são aqueles em que o valor esperado da variável resposta é expresso exclusivamente em termos das variáveis explicativas. Se entre elas o tempo é tomado como uma variável discreta que indica a ordem em que a resposta é observada em cada unidade amostral sob um planejamento balanceado (possivelmente com dados omissos), os modelos correspondentes são conhecidos como modelos de perfis e são equivalentes àqueles costumeiramente considerados em ANOVA ou ANCOVA.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de realização do experimento

Os dados para realização do presente trabalho foram extraídos de um banco de dados coletado através de diferentes estudos realizados no decorrer de 2006 a 2009. Os experimentos foram desenvolvidos 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. A localização geográfica possui as coordenadas 24°54' de latitude Sul e 53°32' de longitude Oeste, com uma altitude de 760 metros.

O clima da região, segundo a classificação de Köeppen, é do tipo subtropical mesotérmico superúmido, com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. A temperatura média é de 20° C e umidade relativa do ar média de 75% (IAPAR, 1998).

Segundo a EMBRAPA (2006), o solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distroférrico típico com textura muito argilosa, visto que apresenta mais de 60% de argila em todas as camadas amostradas, como se pode verificar na Tabela 1.

Tabela 1 Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental segundo o método do densímetro de Bouyoucos

Profundidade	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
0,0-0,2 m	5,90	14,62	79,48
0,2-0,4 m	6,40	15,82	77,78
0,4-0,6 m	5,60	13,86	80,54

Fonte: PRIOR (2008).

4.2 Histórico da área experimental

Na área experimental, foram conduzidos nove experimentos consecutivos com as mesmas taxas de aplicação de ARS em sistema de plantio direto (SPD), no decorrer de quatro anos. Na Tabela 2 encontra-se a sucessão de culturas manejadas durante o período analisado. Ressalta-se que a caracterização inicial da área, em 2006, foi identificada como tempo de 0 (zero) dias. O trabalho de Caovilla *et al.* (2010), com aplicação de ARS em diferentes taxas na cultura da soja, foi realizado na área, não compondo o banco de dados, devido às diferentes condições de tratamento.

Tabela 2 Histórico das culturas manejadas em sistema de plantio direto na área experimental entre 2006 e 2009

Dias acumulados	Semeadura	Culturas
0	-	Solo natural
200	19/03/2006	Milho (CD 705 – Coodetec)
318	02/12/2006	Soja (CD 202 - Coodetec)
418	19/07/2007	Aveia (126 - Iapar)
535	13/12/2007	Soja (CD 214 – Coodetec)
594	05/07/2008	Aveia (126 - Iapar)
666	13/10/2008	Minimilho (BR 106 – Embrapa)
791	17/02/2009	Milho (DowagroScience A2 106)
903	02/07/2009	Aveia (126 - Iapar)
1015	04/12/2009	Soja (CD 223 AP – Coodetec)

As precipitações totais da região em cada experimento durante os quatro anos são apresentadas na Figura 1. Ressalta-se que cada unidade de dado corresponde aos dias acumulados durante os ciclos das culturas e, conseqüentemente, a precipitação total ocorrida no ciclo de cada cultura avaliada.

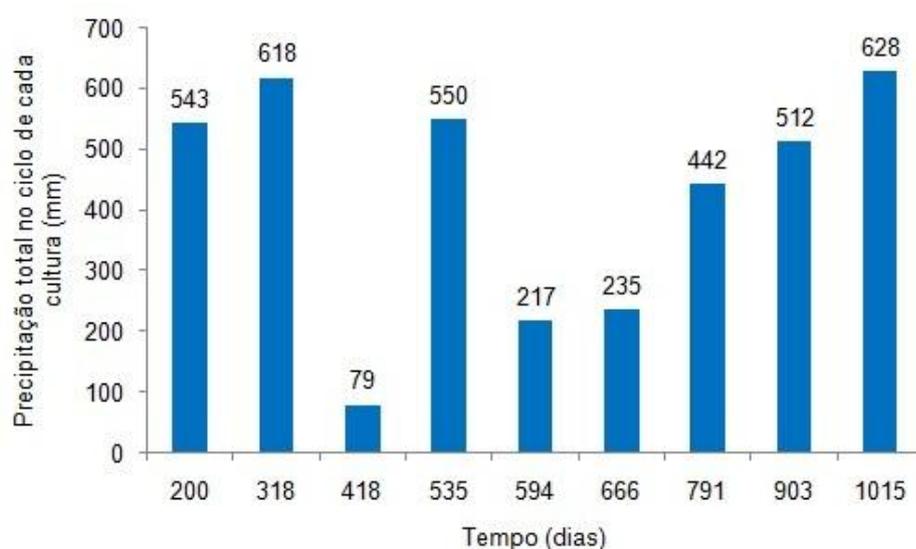


Figura 1 Distribuição da precipitação pluviométrica de acordo com o tempo de ciclo das culturas

Fonte: SIMEPAR (2010).

4.3 Composição dos tratamentos e parâmetros avaliados

Ao longo de quatro anos, as taxas de ARS aplicadas na área com a finalidade de obtenção de um histórico de seus respectivos efeitos foram de 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ durante os ciclos das culturas. Além das taxas de aplicação, avaliaram-se os efeitos da adubação química (AD) nas semeaduras em dois níveis: 0 e 100% do recomendado para cada uma das culturas de interesse. Portanto, os tratamentos aplicados às parcelas

experimentais foram: um controle (0 ARS-S) (sem aplicação de ARS e sem AD), um controle mineral (0 ARS-C) (sem aplicação de ARS com AD), aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de ARS sem AD (100 ARS-S), aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de ARS com AD (100 ARS-C), aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS sem AD (200 ARS-S), aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS com AD (200 ARS-C), aplicação de 300 m³ ha⁻¹ de ARS sem AD (300 ARS-S) e aplicação de 300 m³ ha⁻¹ de ARS com AD (300 ARS-C), totalizando dois controles e seis tratamentos.

A caracterização química do solo da área experimental foi realizada antes da aplicação dos tratamentos (Tabela 3), sendo avaliados os parâmetros: pH, matéria orgânica (MO); Fósforo (P); Acidez (Al⁺³+ H⁺); Potássio (K); Cálcio (Ca); Magnésio (Mg); Cobre (Cu); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Zinco (Zn), seguindo as metodologias da Embrapa (1997), Tedesco (1995) e Raij *et al.* (2001).

Tabela 3 Caracterização química do solo da área experimental antes da aplicação dos tratamentos

Blocos	pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	H+Al	K	Ca mmol _c dm ⁻³	Mg	SB	CTC
B1	6,4	16	4,0	27,4	2,00	50,6	35,6	88,2	115,6
B2	5,1	15	4,0	46,1	1,80	30,0	15,9	47,7	93,8
B3	4,9	11	1,0	42,8	0,60	21,6	12,7	34,9	77,7
Média	5,47	14	3,0	38,8	1,50	34,1	21,4	56,9	95,7
	V %	Cu		Fe		Mn		Zn	
					mg dm ⁻³				
B1	76,3	9,23		66,24		56,67		1,18	
B2	50,85	8,76		64,43		35,8		0,85	
B3	44,92	7,86		76,93		25,3		0,43	
Média	57,36	8,62		69,2		39,26		0,82	

Soma de bases (SB); Capacidade de troca catiônica (CTC); V=CTC/SB.

Fonte: Prior (2008).

As caracterizações das ARSs foram determinadas pela realização das análises de pH, condutividade elétrica (CE), Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Cobre (Cu) e Zinco (Zn), seguindo a metodologia da APHA (1995).

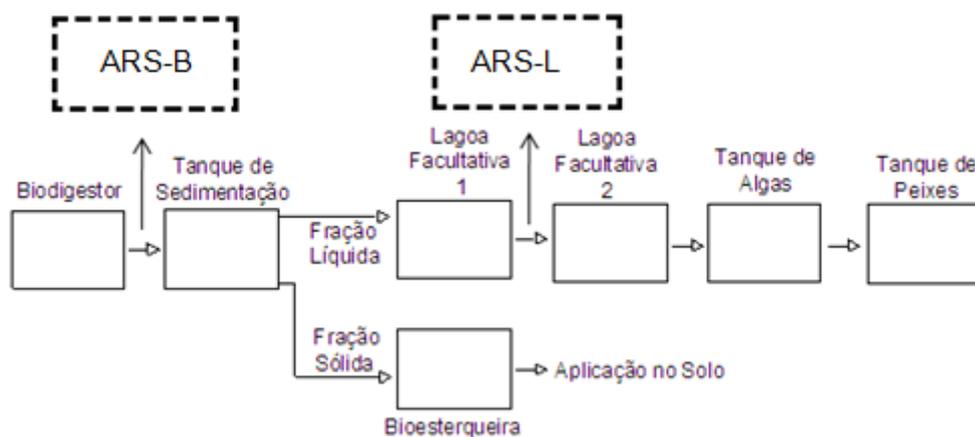
As ARSs utilizadas nos experimentos foram coletadas no município de Toledo – PR, numa propriedade rural que dispõe de um biossistema integrado no tratamento dos dejetos. As taxas totais, em kg ha⁻¹, dos elementos analisados nas ARS utilizadas encontram-se nas Tabelas 4 e 5. Durante os três primeiros anos (Tabela 4), a coleta da ARS foi realizada na saída da primeira lagoa facultativa (ARS-L). No quarto ano (Tabela 5), a fim de avaliar concentrações maiores dos elementos presentes na ARS, a coleta passou a ser realizada na saída do biodigestor (ARS-B) (Figura 2).

Tabela 4 Taxas totais de aplicação de nutrientes, via AD e ARS-L, entre 2006 e 2008

Tempo (dias)	Tratamento	Adubação química (kg ha ⁻¹)			Aplicação de ARS para cada elemento (Kg ha ⁻¹)								Volume ARS (m ³ ha ⁻¹)
		N	P	K	N	P	K	pH	CE	DQO	Cu	Zn	
200	0 ARS-S	15,00	60,00	30,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
200	0 ARS-C	22,50	90,00	45,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
200	100 ARS-S	15,00	60,00	30,00	85,00	19,23	16,87	7,70	6,77	304,80	0,006	0,042	112,5
200	100 ARS-C	22,50	90,00	45,00	77,50	19,23	16,87	7,70	6,77	304,80	0,006	0,042	112,5
200	200 ARS-S	15,00	60,00	30,00	185,00	38,47	33,75	7,70	6,77	609,60	0,013	0,085	225
200	200 ARS-C	22,50	90,00	45,00	177,50	38,47	33,75	7,70	6,77	609,60	0,013	0,085	225
200	300 ARS-S	15,00	60,00	30,00	285,00	57,71	50,62	7,70	6,77	914,40	0,018	0,130	335
200	300 ARS-C	22,50	90,00	45,00	277,50	57,17	50,62	7,70	6,77	914,40	0,018	0,130	335
318	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
318	0 ARS-C	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
318	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	81,17	9,33	55,01	7,73	4,89	144,41	0,017	0,120	100
318	100 ARS-C	0,00	50,00	50,00	81,17	9,33	55,01	7,73	4,89	144,41	0,017	0,120	100
318	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	159,33	18,32	107,99	7,73	4,89	288,81	0,040	0,234	200
318	200 ARS-C	0,00	50,00	50,00	159,33	18,32	107,99	7,73	4,89	288,81	0,040	0,234	200
318	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	240,50	27,66	163,00	7,73	4,89	433,22	0,060	0,351	300
318	300 ARS-C	0,00	50,00	50,00	240,50	27,66	163,00	7,73	4,89	433,22	0,060	0,351	300
418	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
418	0 ARS-C	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
418	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	80,17	9,22	54,33	7,69	4,64	132,00	0,020	0,120	100
418	100 ARS-C	0,00	0,00	0,00	80,17	9,22	54,33	7,69	4,64	132,00	0,020	0,120	100
418	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	160,33	18,44	108,67	7,69	4,64	264,00	0,040	0,235	200
418	200 ARS-C	0,00	0,00	0,00	160,33	18,44	108,67	7,69	4,64	264,00	0,040	0,235	200
418	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	240,50	27,66	163,00	7,69	4,64	396,00	0,060	0,350	300
418	300 ARS-C	0,00	0,00	0,00	240,50	27,66	163,00	7,69	4,64	396,00	0,060	0,350	300
535	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
535	0 ARS-C	0,00	80,00	40,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
535	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	88,70	10,86	46,21	7,70	5,43	132,21	0,025	0,020	100
535	100 ARS-C	0,00	80,00	40,00	88,70	10,86	46,21	7,70	5,43	132,21	0,025	0,020	100
535	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	177,40	21,72	92,42	7,70	5,43	264,40	0,050	0,040	200
535	200 ARS-C	0,00	80,00	40,00	177,40	21,72	92,42	7,70	5,43	264,40	0,050	0,040	200
535	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	266,10	32,59	138,63	7,70	5,43	396,60	0,075	0,060	300
535	300 ARS-C	0,00	80,00	40,00	266,10	32,59	138,63	7,70	5,43	396,60	0,075	0,060	300
594	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
594	0 ARS-C	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
594	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	33,88	21,19	44,00	7,90	2,10	145,00	1,250	7,650	100
594	100 ARS-C	0,00	0,00	0,00	33,88	21,19	44,00	7,90	2,10	145,00	1,250	7,650	100
594	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	67,76	42,38	88,00	7,90	2,10	290,00	2,500	15,300	200
594	200 ARS-C	0,00	0,00	0,00	67,76	42,38	88,00	7,90	2,10	290,00	2,500	15,300	200
594	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	101,64	63,57	132,00	7,90	2,10	435,00	3,750	22,950	300
594	300 ARS-C	0,00	0,00	0,00	101,64	63,57	132,00	7,90	2,10	435,00	3,750	22,950	300
666	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
666	0 ARS-C	45,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
666	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	33,88	21,19	44,00	7,90	2,10	145,00	1,250	7,650	100
666	100 ARS-C	45,00	0,00	0,00	33,88	21,19	44,00	7,90	2,10	145,00	1,250	7,650	100
666	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	67,76	42,38	88,00	7,90	2,10	290,00	2,500	15,300	200
666	200 ARS-C	45,00	0,00	0,00	67,76	42,38	88,00	7,90	2,10	290,00	2,500	15,300	200
666	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	101,64	63,57	132,00	7,90	2,10	435,00	3,750	22,950	300
666	300 ARS-C	45,00	0,00	0,00	101,64	63,57	132,00	7,90	2,10	435,00	3,750	22,950	300

Tabela 5 Taxas totais de aplicação de nutrientes, via AD e ARS-B, em 2009

Tempo (dias)	Tratamento	Adubação química (kg ha ⁻¹)			Aplicação de ARS para cada elemento (Kg ha ⁻¹)								Volume ARS (m ³ ha ⁻¹)
		N	P	K	N	P	K	pH	CE	DQO	Cu	Zn	
791	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
791	0 ARS-C	120	80	90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
791	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	24,64	6,94	8,55	7,57	1,29	137,80	0,072	0,650	100
791	100 ARS-C	120	80	90	24,64	6,94	8,55	7,57	1,29	137,80	0,072	0,650	100
791	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	49,28	13,88	17,10	7,57	1,29	275,60	0,144	1,300	200
791	200 ARS-C	120	80	90	49,28	13,88	17,10	7,57	1,29	275,60	0,144	1,300	200
791	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	73,92	20,83	25,65	7,57	1,29	413,40	0,216	1,950	300
791	300 ARS-C	120	80	90	73,92	20,83	25,65	7,57	1,29	413,40	0,216	1,950	300
903	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
903	0 ARS-C	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
903	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	103,60	14,51	44,55	7,08	6,62	574,00	0,505	3,500	100
903	100 ARS-C	0,00	0,00	0,00	103,60	14,51	44,55	7,08	6,62	574,00	0,505	3,500	100
903	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	207,20	29,02	89,10	7,08	6,62	1148,00	1,010	7,000	200
903	200 ARS-C	0,00	0,00	0,00	207,20	29,02	89,10	7,08	6,62	1148,00	1,010	7,000	200
903	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	310,80	43,53	133,65	7,08	6,62	1722,00	1,515	10,500	300
903	300 ARS-C	0,00	0,00	0,00	310,80	43,53	133,65	7,08	6,62	1722,00	1,515	10,500	300
1015	0 ARS-S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
1015	0 ARS-C	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0
1015	100 ARS-S	0,00	0,00	0,00	49,28	10,74	22,45	7,09	3,95	576,70	0,196	1,450	100
1015	100 ARS-C	0,00	50,00	50,00	49,28	10,74	22,45	7,09	3,95	576,70	0,196	1,450	100
1015	200 ARS-S	0,00	0,00	0,00	98,56	21,48	44,90	7,09	3,95	1153,40	0,392	2,900	200
1015	200 ARS-C	0,00	50,00	50,00	98,56	21,48	44,90	7,09	3,95	1153,40	0,392	2,900	200
1015	300 ARS-S	0,00	0,00	0,00	147,84	32,22	67,35	7,09	3,95	1730,10	0,588	4,350	300
1015	300 ARS-C	0,00	50,00	50,00	147,84	32,22	67,35	7,09	3,95	1730,10	0,588	4,350	300

**Figura 2** Ponto de coleta da ARS no biossistema integrado

4.4 Condução dos experimentos em campo

A área experimental foi composta por vinte e quatro lisímetros de drenagem, os quais foram construídos de acordo com a FAO (1986). Ressalta-se que após a implantação dos lisímetros, a caracterização química do solo da área mostrou heterogeneidade em relação à fertilidade e, desta forma, estabeleceram-se blocos, conforme Tabela 3.

Os lisímetros de drenagem foram distribuídos em três linhas de oito lisímetros, espaçados de 0,4 m na vertical e 0,6 m na horizontal (longitudinal e transversal), com volume de 1,0 m³, 1,10 m de profundidade e 1,43 m de diâmetro, resultando em 1,60 m² de área em cada parcela experimental.

Os tratamentos nas parcelas formadas pela combinação dos fatores taxas de ARS e uso de AD foram sorteados aleatoriamente em cada bloco no ciclo da cultura, segundo Prior (2008), constituindo triplicatas de cada tratamento na área experimental. Na Figura 3 é apresentado o esquema de distribuição dos tratamentos aos lisímetros.

A aplicação de ARS foi realizada uma única vez, geralmente sete dias antes da semeadura de cada cultura, de forma manual, com o auxílio de regador, tomando-se o máximo de cuidado para que o efluente fosse distribuído uniformemente em toda a área do lisímetro.

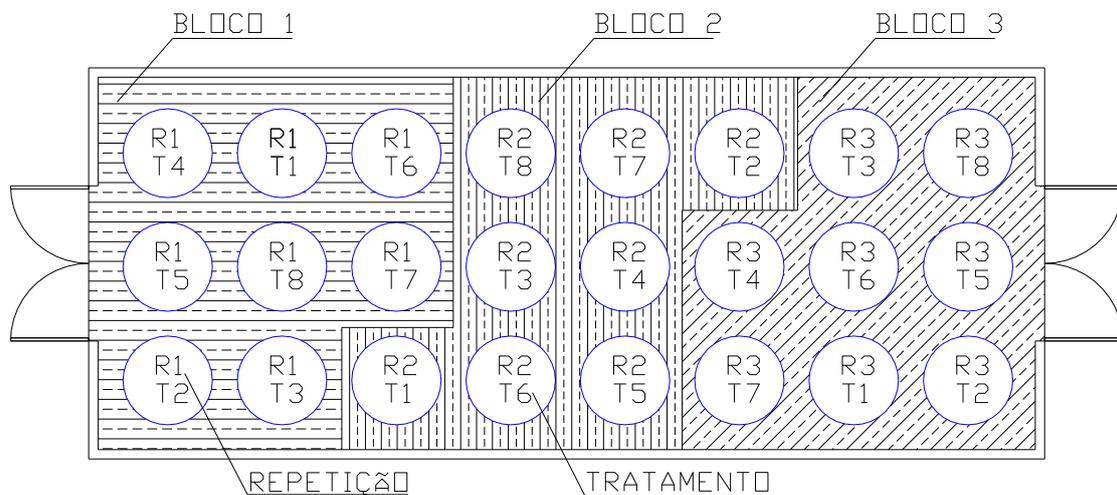


Figura 3 Localização dos tratamentos, repetições e blocos na área experimental

Amostras de solo foram coletadas em cada parcela (lisímetro) nas camadas de 0,0-0,2, 0,2-0,4 e 0,4-0,6 m de profundidade, abrangendo todo o perfil da parcela experimental. Desses valores obtidos nos experimentos, realizou-se uma média das três camadas de solo, representando a camada de 0,0-0,6 m de profundidade. As coletas ocorreram em dois momentos para cada cultura, antes da semeadura e após a colheita.

Nas datas de coleta de solo, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel, secas à sombra e ao ar, destorroadas e passadas na peneira de 2 mm (ABNT n. 10), obtendo, assim, o material denominado terra fina seca ao ar (TFSA), enviadas ao Laboratório do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo, da Universidade Estadual Paulista (UNESP) - Botucatu, SP, para determinação de pH, teores de MO, K, Ca, Mg, Na, H+Al, Cu, Zn segundo as metodologias da Embrapa (1997), Tedesco (1995) e Raij *et al.* (2001).

As culturas semeadas na área foram milho, aveia e soja, em sistema de plantio direto sob a resteva das culturas anteriores – na sequência apresentada na Tabela 2. As análises do tecido vegetal foram determinadas segundo Malavolta *et al.* (1997).

As culturas de milho cultivadas, em 2006 e 2009, são variedades que apresentam ciclo precoce, com densidade de 45.000 plantas por hectare. As semeaduras foram realizadas manualmente, com duas sementes por cova e desbaste realizado cinco dias após a semeadura. As formulações de AD foram realizadas de acordo com os teores de N, sendo 600 kg ha⁻¹ da fórmula comercial 5-20-10 e 400 kg ha⁻¹ da fórmula comercial 120-80-90, respectivamente.

As culturas da soja semeadas nos anos de 2006, 2007 e 2009, apresentam ciclo precoce de 118, 117 dias e 127 dias, respectivamente, com densidade de 15 sementes por metro linear, espaçamento entre linhas de 45 centímetros, proporcionando estandes de, em média, 300.000 plantas por hectare. A adubação na semeadura foi de 250 Kg ha⁻¹ da fórmula 0-20-20, 400 kg ha⁻¹ na fórmula 0-20-10 e 250 Kg ha⁻¹ na fórmula 0-20-20, respectivamente.

As culturas de aveia, cultivar 126 do IAPAR foram semeadas em 2007, 2008 e 2009, com densidade de 300 sementes por metro quadrado e espaçamento entre linhas de 20 cm. Não foi realizada adubação química.

Cultivou-se minimilho, variedade BR 106, com ciclo aproximado de 70 dias, em 2008, sobre os restos culturais da aveia. Na densidade de 12 sementes por metro linear, espaçamento de 70 e 8 centímetros entre linhas e entre plantas, respectivamente, proporcionando estande de 180.000 plantas ha⁻¹. Procedeu-se à adubação mineral na dose de 80 Kg ha⁻¹ de nitrogênio.

Em todas as culturas, quando necessário, realizaram-se tratos culturais empregando-se os produtos e dosagens recomendados para cada cultura. Visando obter um histórico na área, procurou-se manter os manejos culturais o mais homogêneo possível.

4.5 Delineamento estatístico

O delineamento utilizado em todos os experimentos foi de blocos casualizados em esquema fatorial triplo, com quatro taxas de ARS (0, 100, 200, 300 m³ ha⁻¹ no ciclo), dois níveis de adubação (com e sem adubação química na semeadura) e seis períodos de tempos (200, 318, 418, 791, 903 e 1015 dias), com três repetições. Para avaliar os efeitos dos tratamentos ao longo do tempo, utilizou-se uma análise longitudinal segundo Singer *et al.* (2010). Comprovada significância na análise longitudinal, realizaram-se testes de comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Inicialmente, realizou-se análise descritiva, verificação da normalidade dos dados e variâncias homocedásticas dos dados associados aos tratamentos. As transformações necessárias foram procedidas para conseguir as suposições dos modelos segundo Pimentel Gomes (2000).

A correlação linear de Pearson e a regressão linear foram utilizadas para verificar os efeitos das propriedades químicas do solo (pH; MO; CTC) sob o uso de ARS, nos teores de Cu e Zn no solo e nas culturas.

Para a análise dos dados foram utilizados os softwares Sisvar 5.1 (FERREIRA, 2000) e Minitab 14.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado da análise exploratória do banco de dados é apresentado nos Anexos I, II, III, IV e V. Observa-se uma grande variabilidade dos dados para os seis períodos estudados, sendo esta variabilidade explicada pelos diferentes manejos aplicados, tipos de culturas, concentração dos elementos na água residuária de suinocultura e condições climáticas da região que favoreceram a heterogeneidade dos dados. Destaca-se que a utilização de apenas seis dos nove experimentos que foram realizados na área seguiu critérios estatísticos, pois foram dados experimentais que apresentaram normalidade dos dados e variâncias homocedásticas após as transformações dos dados.

5.1 Comportamento das propriedades químicas do solo em relação aos tratamentos ao longo do tempo

Na Tabela 6 pode-se observar o resumo da análise longitudinal, onde se verifica que para todos os parâmetros a análise de variância chegou, no máximo, em dois estágios. Nota-se que os valores de F foram significativos apenas para o fator tempo (T), sem interação significativa para a interação tripla nem para as interações duplas, ao nível de 5% de significância.

Os coeficientes de variação (CV) abaixo de 20% para o parâmetro pH, com valores de 11,92 e 5,71% para os 1º e 2º estágios, respectivamente, demonstram que os dados são homogêneos, segundo Pimentel Gomes (2000). Ainda segundo o autor, o mesmo comportamento não foi observado para os CV dos parâmetros MO, CTC, Cu e Zn, uma vez que são maiores que 20%, indicando heterogeneidade dos dados ao longo do tempo. Entretanto, apesar desses altos valores de CV, os dados apresentaram-se normais e com variâncias homocedásticas pelo teste de Levene's.

Tabela 6 Resumo da análise de variância dos parâmetros do solo

FV	GI	GG	F									
			pH (CaCl ₂)		MO (g dm ⁻³)		CTC(mmol _c dm ⁻³)		Cu (mg dm ⁻³)		Zn (mg dm ⁻³)	
			1º estágio	2º estágio	1º estágio	2º estágio	1º estágio	2º estágio	1º estágio	2º estágio	1º estágio	2º estágio
BLOCO	2		0,72 ^{ns}		2,06 ^{ns}		0,61 ^{ns}		1,57 ^{ns}		0,56 ^{ns}	
ARS	3		0,35 ^{ns}		0,15 ^{ns}		1,34 ^{ns}		1,05 ^{ns}		3,98 ^{ns}	
AD	1		4,89 [*]		0,31 ^{ns}		0,68 ^{ns}		0,01 ^{ns}		0,01 ^{ns}	
ARSxAD	3		2,33 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,66 ^{ns}		1,69 ^{ns}		0,22 ^{ns}	
Erro (I)	16											
T	5	1	5,80 [*]	5,50 [*]	25,64 [*]	21,09 [*]	13,50 [*]	13,70 [*]	53,38 [*]	52,34 [*]	28,22 [*]	28,17 [*]
TxARS	15	3	1,67 ^{ns}	1,59 ^{ns}	0,89 ^{ns}	0,73 ^{ns}	0,57 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,96 ^{ns}	0,94 ^{ns}	1,39 ^{ns}	1,39 ^{ns}
TxAD	5	1	1,16 ^{ns}	1,10 ^{ns}	0,67 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,78 ^{ns}	0,76 ^{ns}	0,49 ^{ns}	0,49 ^{ns}
TxARSxAD	15	3	0,89 ^{ns}	0,84 ^{ns}	0,88 ^{ns}	0,73 ^{ns}	0,93 ^{ns}	0,94 ^{ns}	1,01 ^{ns}	0,99 ^{ns}	1,08 ^{ns}	1,08 ^{ns}
Erro (II)	80	16										
Total	143											
CV (I)			11,92		27,68		717,72		4715,69		584,71	
CV (II)			5,71		12,71		688,33		4415,15		24,71	

*indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fator de Variação (FV). Tempo (T). Graus de liberdade no primeiro estágio (GI) e segundo estágio (GG). Utilizou-se transformação de Jhonson para CTC e Cu, e Box e Cox para Zn. CV = coeficiente de variação.

A comparação dos valores médios dos parâmetros do solo encontrados ao longo do tempo é apresentada na Tabela 7 pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

Tabela 7 Resumo das comparações de médias pelo teste Tukey dos parâmetros do solo na camada de 0,0-0,6 m de profundidade

Tempo (dias)	Valores médios									
	pH (CaCl ₂)		MO (g dm ⁻³)		CTC(mmol _c dm ⁻³)		Cu (mg dm ⁻³)		Zn (mg dm ⁻³)	
200	6,40	b	23,69	b	165,32	a	5,39	d	0,68	d
318	6,46	b	28,17	a	144,25	b	3,98	e	1,29	bc
418	6,66	ab	20,28	c	128,15	b	7,95	ab	1,43	bc
791	6,68	ab	20,08	c	109,90	c	8,47	a	1,59	bc
903	6,89	a	23,99	b	128,16	b	7,02	bc	2,06	b
1015	6,77	ab	25,77	ab	116,39	bc	6,44	cd	3,29	a

Letras iguais na coluna indicam médias iguais ao nível de 5% de significância.

Verifica-se que o pH aumentou 1,30 unidades no perfil do solo (0,0-0,6 m) aos 1015 dias de aplicação da ARS, quando comparado com o pH inicial médio dos três blocos de 5,47 (Tabela 3). O aumento nos valores de pH do solo foram consistentes com os elevados valores de pH das ARSs utilizadas, que variaram entre 7,08 a 7,70 (Tabela 4 e 5), o que, segundo Ayers e Westcot (1991), está de acordo com o intervalo recomendado de 6,5 a 8,4 para irrigação. Chantigny *et al.* (2004) relatam que incrementos nos valores de pH do solo podem ser devidos às características alcalinas das ARSs, bem como à presença de ânions

orgânicos de grande carga negativa no solo ou ao aumento do teor de MO, que, mesmo em pequenas concentrações, promove o consumo de H^+ (ANAMI et al., 2008). Nesse sentido, Pereira (2006) também observou variação de 4,2 a 5,4 no pH do solo em áreas que receberam aplicação de ARS com valores de pH entre 7,0 e 8,1.

Além disso, as alterações nos valores de pH podem ser atribuídas às características alcalinas dos extratos vegetais das culturas (DIEHL et al., 2008) mantidos na superfície do solo, ou seja, pela adsorção do H^+ pelos grupos funcionais de superfície dos compostos orgânicos dos resíduos vegetais, que são liberados, em maior quantidade, no início da decomposição do material vegetal (AMARAL et al., 2000), além da adsorção e precipitação de Al^{+3} (MIYAZAWA et al., 1993).

Entretanto, aumento no teor de pH do solo não foi verificado no trabalho de Scherer et al. (2007), que conduziram dois experimentos com aplicações de 0, 4 e 115 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos líquidos de suíno, em duas áreas distintas de um Latossolo Vermelho Distroférico típico, durante 3 e 4 anos, no qual os valores iniciais de pH do solo foram de 5,2 e 5,4, respectivamente. Neste sentido, Assmann et al. (2007), trabalhando em um Latossolo Vermelho com pH inicial de 4,52 na camada de 0,0-0,2 m e aplicando duas vezes a taxa de 80 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos de suíno, em um período de 156 dias, observaram que o pH aumentou para 4,79. Desse modo, de acordo com estes trabalhos, verifica-se uma tendência de equilíbrio do pH do solo quando o mesmo é submetido a sucessivas aplicações de ARS.

Resultados semelhantes foram obtidos por Rusan et al. (2007) e Adrover et al. (2010) na irrigação de áreas com esgoto doméstico por períodos maiores de 10 anos de observação. Entretanto, Khan et al. (2008) verificaram que na aplicação de uma mistura de esgoto doméstico e efluente industrial houve decréscimo de 0,1 a 0,2 unidades no pH nas áreas com irrigação por 40-45 anos, comparado com o solo controle. Enquanto Xu et al. (2010), em diferentes tempos de aplicação (3, 8 e 20 anos), observaram que o pH do solo decresceu em 1,08 unidades no perfil do solo (0,0-1,5 m) irrigado por um período de 20 anos e, nas áreas com tempos de irrigação de 3 e 8 anos, os valores de pH foram pouco afetados. Neste caso, os autores ressaltam que o decréscimo no valor de pH do solo foi consistente com o valor de pH ácido do esgoto doméstico (pH 4,63 em agosto de 2008 e 6,06 em janeiro de 2009). De acordo com Rosabal et al. (2007), mudanças a longo prazo no pH do solo ocorrem como um resultado do deslocamento de cátions ou adição de ácidos orgânicos ao solo ou, ainda, pelo excesso de lixiviação de cátions no perfil do solo (GWENZI; MUNONDO, 2008).

Verifica-se, na Tabela 7, que as maiores médias encontradas para MO referem-se aos 318 e 1015 dias após a aplicação de ARS, e as menores aos 418 e 791 dias, resultado das concentrações da matéria orgânica biodegradável e inerte presentes na ARS-L e ARS-B, como verificado nas Tabelas 4 e 5. Até o período de 418 dias a ARS era coletada na segunda lagoa de decantação do biossistema integrado; porém, devido às baixas

concentrações de MO presente, o ponto de coleta passou a ser na saída do biodigestor aos 791 dias, por isso houve aumento a partir desta data.

Segundo Novais *et al.* (2007), esse aporte de MO na camada de 0,0-0,6 m no solo pode ser explicado pela migração de compostos orgânicos de baixo peso molecular ao longo do perfil do solo, motivado pela saturação dos grupos funcionais da camada superior do solo em decorrência da adição de elevadas quantidades de compostos orgânicos provenientes da aplicação de ARS. Além disso, os incrementos de MO do solo observados em profundidade são devidos à presença de raízes até camadas mais profundas e, considerando que foram realizados nove cultivos na área experimental, intercalando gramíneas e leguminosas, a produção de matéria seca no decorrer de quatro anos foi elevada.

Comportamento similar foi encontrado por Xu *et al.* (2010), que verificaram aumentos nos teores de MO na camada de 0,10 m do solo em 53%, 89% e 185%, em áreas com aplicações de esgoto doméstico em tempos de 3, 8 e 20 anos, respectivamente. Destaca-se que o acúmulo de MO provinda de águas residuárias, observado na Tabela 7, melhora as propriedades estruturais do solo, atua como uma reserva de nutrientes e ameniza o efeito da salinidade, contribuindo para a fertilidade do solo e a produtividade das culturas (RATTAN *et al.*, 2005). É relatado também que a MO afeta a disponibilidade dos metais devido à capacidade de sequestrá-los, imobilizá-los e reduzir sua mobilidade e o risco de lixiviação (KHAN *et al.*, 2008; GWENZI, MUNONDO, 2008).

Asmann *et al.* (2007) e Scherer *et al.* (2010) não verificaram aumento nos teores de MO em solos sob aplicações de dejetos de suínos, o que, segundo o primeiro autor, deve ser devido às características intrínsecas do esterco utilizado, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de MO no solo. Os compostos orgânicos presentes no esterco líquido de suínos são de fácil mineralização, oxidando em poucos dias ou semanas, favorecidos pela maior atividade microbiana decorrente do dejetos aplicado.

Verifica-se que a maior média de CTC calculada encontrada para os seis tempos avaliados foi aos 200 dias, diferindo estatisticamente dos demais tempos (ao nível de 5% de significância). As aplicações de ARS aumentaram os valores iniciais da CTC calculada (Tabela 3), destacando os dois experimentos iniciais (milho e soja, aos 200 e 318 dias, respectivamente) em função do potássio, cálcio e magnésio provenientes da ARS. Este resultado corrobora com os trabalhos de Queiroz *et al.* (2004) e Smanhotto *et al.* (2010) na aplicação de ARS em área com pastagem e área agrícola, respectivamente, em que os autores também verificaram aumento da CTC em relação às testemunhas que não receberam aplicação de ARS. Neste estudo, verificou-se que, após um tempo de 418 dias, a CTC parece ter estabilizado ao longo do tempo.

De acordo com Katanda *et al.* (2007), uma CTC alta em solos irrigados com águas servidas pode ser atribuída à MO provinda dessas águas, o que corrobora com o encontrado por Ramirez-Fuentes *et al.* (2002), que não observaram efeitos significativos na CTC de uma área de estudo com quase um século de irrigação de uma mistura de esgoto doméstico e efluentes industriais, devido aos baixos teores de MO presentes nestes resíduos.

Os teores de Cu no perfil do solo aumentaram entre os 418 e 1015 dias em relação aos 200 e 318 dias (Tabela 7), evidenciando que pode ocorrer acúmulo de Cu com aplicações sucessivas de ARS na mesma área. O teor de Cu aos 791 dias se aproximou muito da caracterização inicial de 8,62 mg dm⁻³ (Tabela 2), não diferindo estatisticamente ao nível de 5% de significância para o 418 dias.

Nota-se que as concentrações de Cu foram muito altas na caracterização da área experimental, reduzindo significativamente após o cultivo do milho, indicando que este micronutriente, além de ser em parte extraído pela cultura, tornou-se menos disponível, fato este atribuído à formação de complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, mas que, além da complexação com substâncias orgânicas, pode ocorrer sua ligação com frações não-trocáveis do solo, como por exemplo, óxidos de ferro e manganês (OLIVEIRA, MATTIAZZO, 2001; QUEIROZ *et al.*, 2004). Os autores afirmam, ainda, que a maior ou menor mobilidade dos metais é determinada pelos atributos do solo, tais como os teores de argila, pH, CTC, MO, entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

Resultado semelhante foi observado por Queiroz *et al.* (2004), que verificaram que o Cu, diferentemente do encontrado para outros nutrientes, teve sua concentração diminuída em ambos os tratamentos, indicando que esse mineral, além de ser em parte extraído pela cultura, tornou-se menos disponível em razão da complexação pela MO do solo que era adicionada com a ARS, tornando-se, dessa forma, não-extraível com extratores fracos.

Destaca-se, que as concentrações de Cu diminuíram significativamente em períodos de cultivo de soja, confirmando que esta cultura é mais sensível ao micronutriente comparada com o milho e o trigo (LAVADO *et al.*, 2001). Mancuso e Santos (2003) ressaltam que, durante o ciclo de gramíneas, observam-se maiores concentrações de Cu no solo, o que é explicado pelo fato do Cu possuir tendências de se acumular nas raízes de gramíneas, que requerem menores concentrações do micronutriente.

Verifica-se na comparação de médias que o menor teor de Zn foi encontrado para o tempo de aplicação de ARS de 200 dias, e o maior teor do elemento para o tempo de 1015 dias, sendo que ambos diferiram estatisticamente ao nível de 5% de significância. Os incrementos de Zn observados no solo indicam crescimento constante deste metal pesado em aplicações sucessivas de ARS, o que vem de encontro com a análise longitudinal

(Tabela 6), evidenciando que o fator tempo foi mais importante do que ARS e AD no acúmulo no perfil do solo.

Smanhotto *et al.* (2010) verificaram aumento nos teores de Zn em taxas de 200 e 300 m³ ha⁻¹ na cultura da soja, e Bertol (2005), com a aplicação de 60 m³ ha⁻¹ de ARS, verificou concentração de Zn 26 vezes maior em relação à parcela testemunha e ao tratamento com adubação mineral. Freitas (2005) também verificou incrementos na concentração de Zn no solo com a aplicação de ARS bruta e peneirada e verificou concentrações de 16,3 e 13,1 mg dm⁻³, respectivamente no perfil de 0 a 0,5 m, sendo que na testemunha a concentração obtida de Zn foi de 0,44 mg dm⁻³. Outros estudos reportam sobre o aumento nos teores de Zn nas camadas superficiais (0,0-0,2 m de profundidade) do solo com a aplicação de ARS (QUEIROZ *et al.*, 2004; DAL BOSCO *et al.*, 2008). Ressalta-se que a concentração de Zn no solo do presente estudo refere-se ao perfil de 0,0-0,6 m.

Na Tabela 8 verificam-se os acúmulos de Cu e Zn encontrados no solo para cada tratamento em relação às testemunhas, após o manejo da última cultura semeada na área, aos 1015 dias e os valores iniciais destes metais antes da aplicação dos tratamentos.

Os acúmulos de Cu e Zn foram mais significativos para as taxas de 300 m³ ha⁻¹ de ARS-S e ARS-C em relação aos controles na camada de 0,0-0,6 m de profundidade, além da taxa de 100 m³ ha⁻¹ de ARS-C para o Cu. Aumentos de 15,60% para o Cu no tratamento 300 ARS-S e 188% para o Zn no tratamento 300 ARS-C no solo foram observados em relação aos respectivos controles aos 1015 dias.

Tabela 8 Acúmulo de Cu e Zn em cada tratamento em relação às testemunhas, aos 1015 dias de aplicação de ARS

Tratamentos	Cu	Acúmulo de Cu	Zn	Acúmulo de Zn
	mg Kg ⁻¹			
Solo inicial	8,62		0,82	
0 ARS-S	5,96		2,00	
0 ARS-C	6,03		1,92	
100 ARS-C	6,07	0,11	2,54	0,54
100 ARS-C	6,80	0,77	3,01	1,09
200 ARS-S	6,44	0,48	3,07	1,07
200 ARS-C	6,56	0,53	3,91	1,99
300 ARS-S	6,89	0,93	4,40	2,40
300 ARS-C	6,80	0,84	5,53	3,61

Sob outras condições, Berenguer *et al.* (2008) avaliaram durante seis anos o efeito da aplicação de ARS em taxas de 29 e 51 m³ ha⁻¹ por ano em um solo arenoso sob cultivo de milho e verificaram aumentos de 32% para o Cu e 11% para o Zn. Girotto *et al.* (2010) observaram teores de Cu e Zn, de 85,7 e 70 mg Kg⁻¹, respectivamente, na camada

superficial do solo (0,0-0,02 m) sob sistema de plantio direto quando da aplicação da dose máxima de dejetos líquidos de suínos (80 Kg ha^{-1}) por 78 meses.

Mapanda *et al.* (2005) encontraram valores muito superiores de Cu em solos irrigados há mais de duas décadas com esgoto doméstico (21 a 145 mg Kg^{-1}), em relação às áreas irrigadas por um período de 5 a 15 anos com uma mistura de esgoto doméstico com efluentes industriais (7 a 44 mg Kg^{-1}).

Segundo Graber *et al.* (2005), tanto o Cu quanto o Zn são capazes de formar complexos com substâncias húmicas, que influenciam a mobilidade desses metais no perfil do solo, e formar complexos com íons fosfatos, podendo incrementar a solubilidade destes elementos na solução do solo. Scherer *et al.* (2007) e Giroto *et al.* (2010) citam que o Cu e Zn são acumulados no solo, sobretudo nas formas biodisponíveis, sendo os maiores teores de Cu encontrados na forma orgânica e mineral do solo, e os teores do Zn na forma mineral.

Segundo Novais *et al.* (2007), em ambientes ácidos, o Cu apresenta grande mobilidade, a qual está inversamente proporcional à adsorção do elemento à fração sólida. Neste sentido, pode-se inferir, pelo elevado teor de pH neste estudo (Tabela 7), associado ao solo argiloso e altas concentrações de MO, que o Cu apresenta pouca mobilidade no perfil do solo, o que favorece a retenção do metal (LIN *et al.*, 2008) no solo a longo prazo.

Entretanto, não se pode afirmar que o aumento de Cu observado no presente estudo esteja associado apenas ao uso da ARS aplicada nesse intervalo de quatro anos, visto que trabalhos anteriores foram desenvolvidos na área experimental com utilização de águas residuárias, como, por exemplo no trabalho de Caovilla *et al.* (2010), que avaliaram a distribuição “in situ” de nutrientes no solo cultivado com soja e irrigado com ARS, com níveis de concentração de 0, 25, 50 e 75% – por isso, altos teores de cobre foram encontrados na caracterização inicial (Tabela 8).

Nyamangara e Mzezewa (1999) e Rattan *et al.* (2005) também encontraram altos teores de Cu e Zn nas camadas superficiais de solo, 0,0-0,15 m e 0,0-0,4 m, respectivamente, quando irrigados há mais de 19 anos com esgoto doméstico. Khan *et al.* (2008) observaram, além do Cu e Zn, acúmulo de outros metais no solo: cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos irrigados com uma mistura de esgoto doméstico e efluente industrial, em relação aos solos sem a aplicação de águas residuárias. Ressalta-se que a água utilizada pelos autores apresentava elevadas concentrações de Cu ($32,8 \text{ mg Kg}^{-1}$) e Zn (157 mg Kg^{-1}).

Apesar da literatura e dos resultados apresentados na Tabela 7 evidenciarem mudanças nas propriedades químicas de áreas irrigadas com águas residuárias, estudos de Walker e Lin (2008) afirmam que essas alterações, mesmo após 40 anos, ainda mantêm a maior parte da capacidade dos solos para agirem como um filtro vivo.

A Resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2009) determina que solos de qualidade devem apresentar concentrações inferiores aos

limites de 200 mg de Cu Kg⁻¹ e 450 mg de Zn Kg⁻¹ de solo, utilizando a metodologia da USEPA-SW-846. Neste trabalho utilizou-se a metodologia Mehlich, que apresenta os resultados dos metais disponíveis às plantas, e que são inferiores à metodologia da USEPA-SW-846. Por isso, não foi possível uma comparação precisa dos teores de Cu e Zn presentes no solo. Todavia, verifica-se que os valores encontrados são muito inferiores aos limites preconizados pela legislação.

Embora os teores de Cu e Zn no solo, após sucessivas aplicações de ARS, encontrem-se abaixo dos limites preconizados para a qualidade do solo, estes resultados preocupam pela possibilidade de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, redução da produtividade de culturas e efeitos fitotóxicos para plantas e animais, devido ao seu alto potencial de biomagnificação na cadeia trófica.

A fim de verificar quais os parâmetros que mais interferem no acúmulo dos metais no solo, realizaram-se correlações lineares de Pearson para os parâmetros do solo avaliados em cada tratamento, apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo avaliados em cada tratamento

	0 ARS-S				0 ARS-C			
	Cu	Zn	pH	MO	Cu	Zn	pH	MO
Zn	0,147				-0,273			
pH	0,025	0,752*			-0,247	0,743**		
MO	-0,742*	0,124	0,493		-0,694**	0,457	0,670**	
CTC	-0,233	-0,136	0,068	0,557	-0,735**	-0,148	0,162	0,720**
	100 ARS-S				100 ARS-C			
	Cu	Zn	pH	MO	Cu	Zn	pH	MO
Zn	0,128				0,108			
pH	-0,344	0,733*			-0,138	0,341		
MO	-0,695**	0,476	0,894*		-0,602	0,403	0,634	
CTC	-0,852*	-0,114	0,267	0,66	-0,378	-0,098	0,732**	0,283
	200 ARS-S				200 ARS-C			
	Cu	Zn	pH	MO	Cu	Zn	pH	MO
Zn	0,05				0,001			
pH	-0,325	0,638			-0,233	0,339		
MO	-0,692**	0,342	0,875*		-0,495	0,606	0,813*	
CTC	-0,765*	-0,433	0,179	0,602	-0,522	0,031	0,644	0,651
	300 ARS-S				300 ARS-C			
	Cu	Zn	pH	MO	Cu	Zn	pH	MO
Zn	-0,506				0,012			
pH	-0,299	0,444			-0,326	0,433		
MO	-0,631	0,633	0,906*		-0,585	0,434	0,936*	
CTC	-0,704**	-0,085	0,382	0,484	-0,756	-0,275	0,432	0,622

*, ** Correlações são significativas a $p < 0,05$ e $p < 0,01$, respectivamente.

Observam-se correlações fortes (valor de Pearson próximo a 1) e positivas entre Zn e pH nas taxas de 0 e 100 m³ ha⁻¹ de ARS associada ou não à AD. Desta maneira, verifica-se que o elemento Zn está mais fortemente relacionado com o pH do solo neste estudo.

Correlações positivas foram encontradas entre MO, pH e CTC, evidenciando que maiores teores de MO melhoram a capacidade tampão do solo. Em relação a MO e pH, além de positivas as correlações mostraram-se fortes, já quanto à MO e CTC apenas no tratamento 0 ARS-C a correlação é dita forte, devido à adição de nutrientes como cálcio, magnésio e potássio proveniente da ARS, que mascararam a CTC calculada. Segundo Novais *et al.* (2007), a MO contribui com um aumento de 20-90% da CTC das camadas superiores de solos minerais e praticamente toda a CTC de solos orgânicos. Resultado semelhante foi obtido por Adrover *et al.* (2010), que avaliaram a qualidade dos solos de uma área irrigada há mais de 20 anos com esgoto doméstico tratado.

Observa-se na Tabela 9, que o Cu correlacionou-se negativamente com os parâmetros do solo. Nos tratamentos 0 ARS-S, 0 ARS-C, 100 ARS-S e 200 ARS-S foram encontradas correlações fortes entre Cu e MO, e, nos tratamentos 0 ARS-C, 100 ARS-S, 200 ARS-S e 300 ARS-S foram encontradas correlações fortes entre Cu e CTC. Estes resultados indicam estatisticamente que o Cu move-se em direção oposta a MO e a CTC, ou seja, quanto maior o teor de MO e CTC no solo, maior complexação e adsorção deste elemento nas frações orgânicas e minerais e, conseqüentemente, menores teores disponíveis no solo (SCHERER *et al.*, 2010).

Na Tabela 10, as variações das concentrações dos parâmetros do solo foram avaliadas por um modelo linear simples, tendo como variável preditora o tempo.

As variações dos teores de pH do solo foram explicadas através de modelos lineares simples nos tratamentos 0 ARS-S, 0 ARS-C, 100 ARS-S, 200ARS-S e 300 ARS-C, tendo como variável preditora o tempo, ou seja, para o tratamento 0 ARS-S o tempo consegue explicar 88% das variações do pH no solo por dia. Os modelos lineares também explicaram as variações ocorridas para o Zn nos tratamentos, com exceção para 0 ARS-C e 300 ARS-S. Para os parâmetros CTC, MO e Cu, os modelos lineares não explicaram a variação ocorrida com o passar do tempo.

Tabela 10 Variação das concentrações dos parâmetros zinco e pH em função do tempo

Y	Tratamentos	Equação de regressão	R ²	p-value
pH	0 ARS-S	$y = 5,56 + 0,00211 t$	0,88	0,001*
	0 ARS-C	$y = 5,67 + 0,00215 t$	0,79	0,005*
	100 ARS-S	$y = 5,91 + 0,00206 t$	0,76	0,006*
	100 ARS-C	$y = 5,93 + 0,00656 t$	0,00	0,383
	200 ARS-S	$y = 5,88 + 0,00187 t$	0,74	0,008*
	200 ARS-C	$y = 5,75 + 0,000903 t$	0,38	0,080
	300 ARS-S	$y = 6,00 + 0,00137 t$	0,45	0,057
	300 ARS-C	$y = 5,92 + 0,000146 t$	0,51	0,044*
Zn	0 ARS-S	$y = 0,389 + 0,00195 t$	0,62	0,022*
	0 ARS-C	$y = 0,681 + 0,00173 t$	0,32	0,105
	100 ARS-S	$y = 0,637 + 0,00238 t$	0,74	0,008*
	100 ARS-C	$y = 0,429 + 0,00258 t$	0,61	0,022*
	200 ARS-S	$y = 0,341 + 0,00291 t$	0,76	0,006*
	200 ARS-C	$y = 0,255 + 0,00350 t$	0,61	0,023*
	300 ARS-S	$y = 0,944 + 0,00312 t$	0,23	0,158
	300 ARS-C	$y = 0,109 + 0,00491 t$	0,56	0,032*

*valor significativo ao nível de 5% de significância

Observa-se que há uma tendência em aumentar os teores de zinco ao longo do tempo, influenciada principalmente pela taxa de aplicação. A Figura 4 mostra a relação entre a taxa de aplicação e o coeficiente angular da reta de regressão para o modelo linear do Zn e do pH.

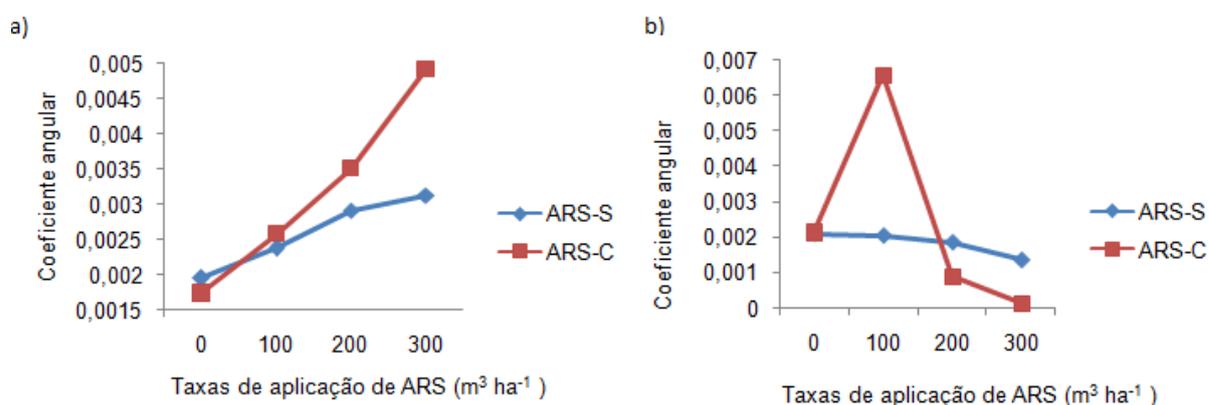


Figura 4 Coeficiente angular do modelo linear dos teores de Zn (a) e pH (b) em função da taxa de aplicação

Observa-se que os comportamentos foram diferentes devido à presença de adubação química. Esta quando utilizada aumentou exponencialmente o coeficiente angular, ou seja, a taxa de acúmulo diária de Zn no solo (Figura 4 (a)). Para os teores de pH observa-se um comportamento praticamente constante quando não utilizado fertilizante

(Figura 4 (b)). Porém, na presença de fertilizante, a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apresenta uma tendência em aumentar rapidamente o pH do solo, já para as demais taxas o coeficiente sofre uma brusca redução, diminuindo a taxa de aumento diário do pH do solo.

Estes resultados sugerem que há acúmulo de metais pesados a longo prazo com aplicações de ARS, destacando-se que o acúmulo de Zn está diretamente relacionado aos teores de pH do solo e às taxas de aplicação de ARS, enquanto que para o Cu esta relação é mais forte com os teores de MO presentes no solo.

5.2 Limites agrônômicos frente aos tratamentos

Os teores de Cu e Zn no decorrer de quatro anos de aplicação de ARS associada a AD, no cultivo de milho, aveia e soja são apresentados na Figura 5.

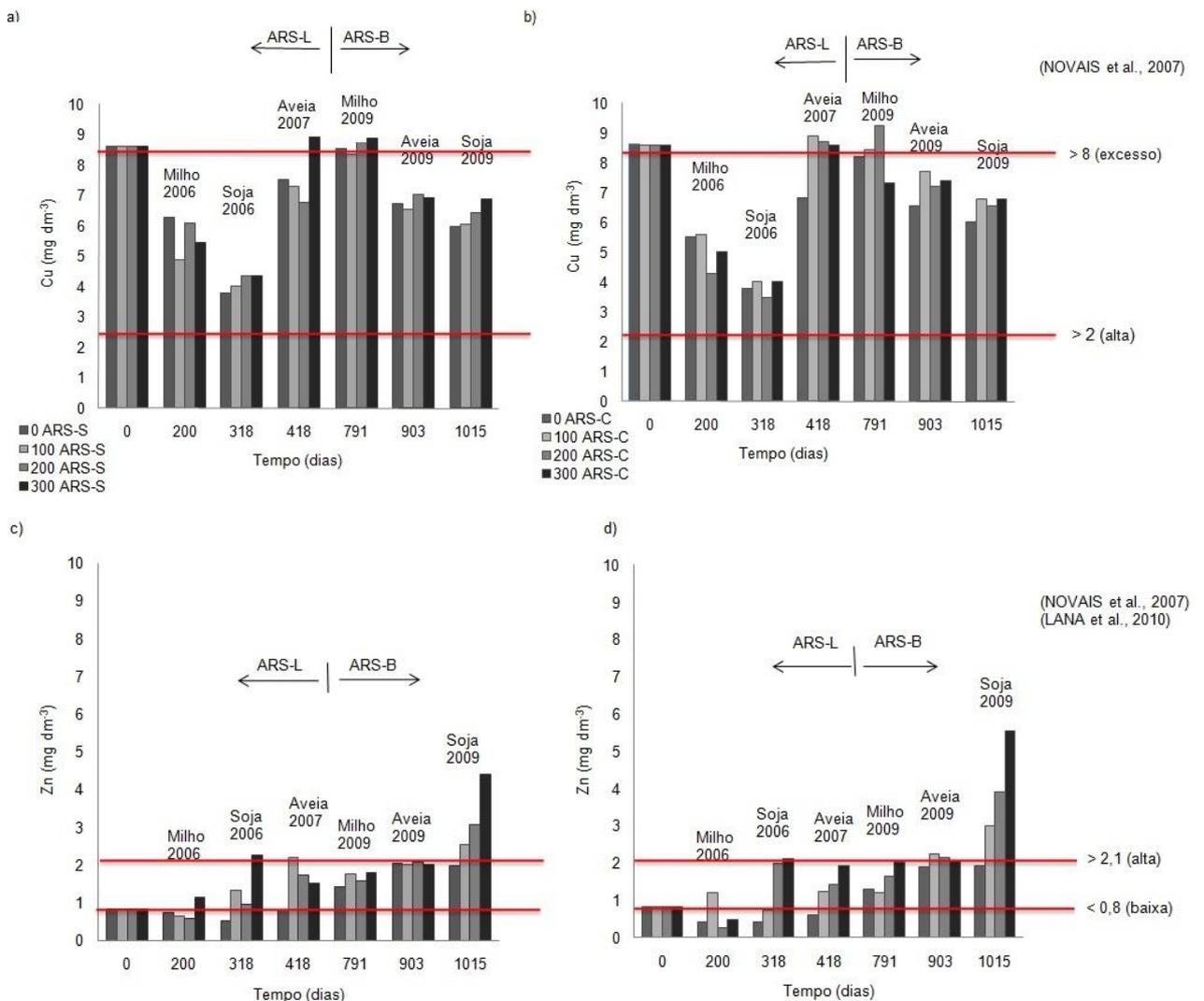


Figura 5 Teores de (a) Cu na irrigação com ARS, (b) Cu na associação de ARS e AD, (c) Zn na irrigação com ARS e (d) Zn na associação de ARS e AD no solo.

De acordo com a classificação quantitativa destes elementos no estado do Paraná (NOVAIS *et al.*, 2007), as concentrações de Cu na área experimental são consideradas altas ($>2,0 \text{ mg dm}^{-3}$) e em excesso ($>8,0 \text{ mg dm}^{-3}$), antes e durante o cultivo das culturas. Já as concentrações de Zn no solo foram classificadas desde baixas ($> 0,8 \text{ mg dm}^{-3}$) até altas ($>2,1 \text{ mg dm}^{-3}$), não alcançando níveis de excesso ($> 30 \text{ mg dm}^{-3}$) segundo Novais *et al.* (2007) e Lana *et al.* (2010).

Em geral verifica-se que a maior taxa de aplicação de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) apresentou os maiores acúmulos de Cu no solo e, em períodos de cultivo da soja, esse acúmulo é reduzido pela absorção do metal pela planta. Resultado semelhante foi observado para o Zn, em que a maior taxa de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) apresentou maiores acúmulos no solo (Tabela 8), exceto para a cultura do milho aos 200 dias no tratamento ARS-C, aveia aos 418 dias no tratamento ARS-S, e a aveia aos 903 dias em ambos, ARS-S e ARS-C (Figura 5, (c) e (d)).

As sucessivas aplicações de $0, 100, 200$ e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS na área provocaram aumentos nos teores de pH em CaCl_2 , no teor de MO e nos valores de CTC do solo (Figura 6). Observa-se que o aumento nos teores de pH do solo no perfil de $0,0-0,6 \text{ m}$ de profundidade pelas aplicações de ARSs associadas ou não a AD durante o ciclo das culturas foi de $5,47$, na análise inicial do solo, para $6,89$, nos tratamentos ARS-S, e $6,99$ nos tratamentos ARS-C, aos 1015 dias (Figura 6, (a) e (b)). Segundo Novais *et al.* (2007), o pH no presente estudo variou desde ácido ($5,6$ a $6,0$), pouco ácido ($6,1$ a $6,5$) até aproximadamente neutro ($6,6$ a $7,0$) ao longo dos quatro anos experimentais.

Os teores de MO (Figura 6, (c) e (d)) do solo aumentaram neste experimento de 14 para $29,33 \text{ g dm}^{-3}$ na aplicação da taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS, correspondendo a um aumento em 85% até a profundidade de $0,6 \text{ m}$. De acordo com a classificação quantitativa no estado do Paraná, os teores de MO da área experimental são considerados altos, pois em todos os tratamentos estes parâmetros se encontram em concentrações acima de 25 e de 14 g dm^{-3} , respectivamente (TOMÉ JUNIOR, 1997; LANA *et al.*, 2010).

Um dos aspectos relevantes da MO do solo é a sua importância nas características coloidais, afetando as propriedades químicas do solo como a CTC (Figura 6, (e) e (f)). Segundo a classificação de Oliveira *et al.* (1989), a CTC no presente estudo variou de média (81 a $150 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), a alta (150 a $200 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) até muito alta (acima de $200 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

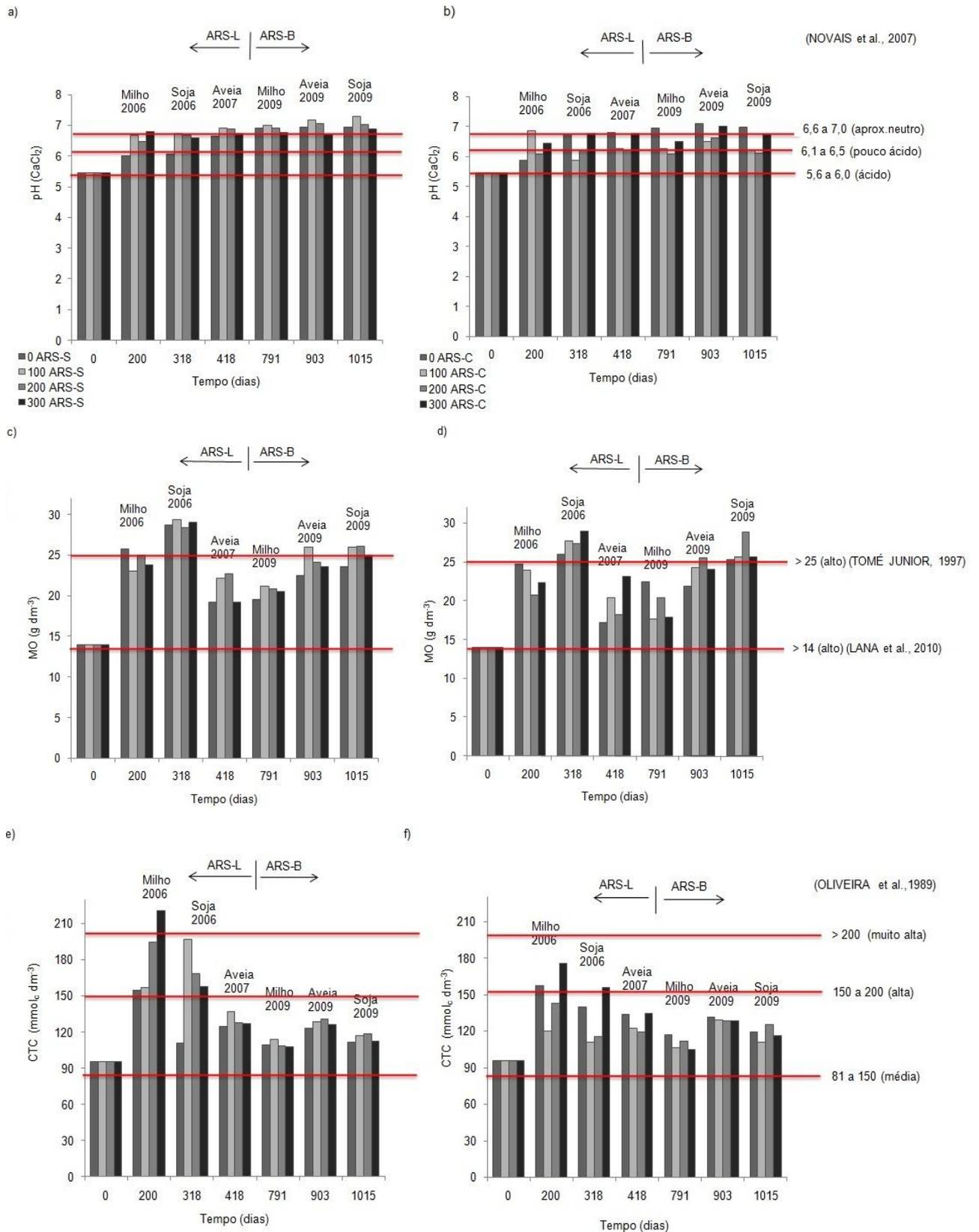


Figura 6 Teores de (a) pH, (c) MO e (e) CTC do solo apenas com aplicação de ARS, (b) pH, (d) MO e (f) CTC do solo na associação de ARS e AD

No tecido vegetal das culturas de milho, aveia e soja irrigadas com diferentes taxas de ARS associada ou não à AD, os teores médios de Cu e Zn estão apresentados na Figura 7.

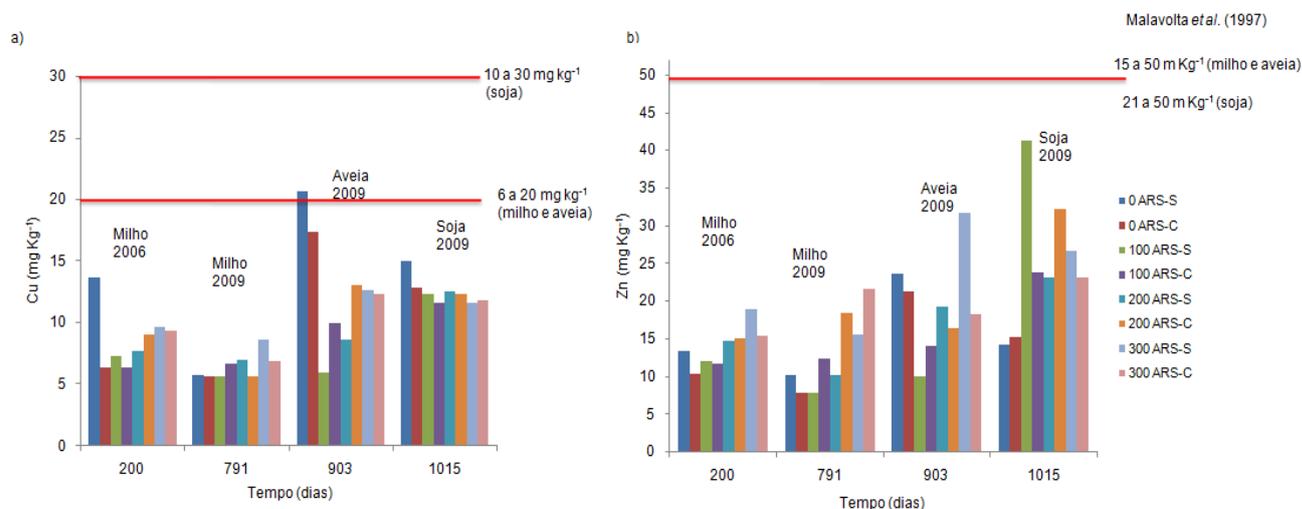


Figura 7 Teores de Cu (a) e Zn (b) no tecido vegetal nas culturas irrigadas com ARS

As culturas de milho e aveia avaliadas apresentaram teores de metais pesados dentro da faixa recomendada por Malavolta *et al.* (1997) no tecido vegetal, de 6 a 20 mg Cu kg⁻¹, e 15 a 50 mg Zn Kg⁻¹, exceto para o teor de 20,67 mg Cu Kg⁻¹ da aveia no tratamento 0 ARS-S, devido ao manejo da cultura antes do período recomendado.

Na Figura 7 observa-se que, em geral, os maiores teores de Cu absorvidos e concentrados pelas culturas foram para os tratamentos 0 ARS-S e 0 ARS-C, ou seja, tratamentos que não receberam aplicação de ARS e, conseqüentemente, aporte de MO. A cultura da soja apresentou teores de metais pesados dentro da faixa recomendada de 10 a 30 mg Cu kg⁻¹ e de 21 a 50 mg Zn Kg⁻¹, segundo Malavolta *et al.* (1997), no tecido vegetal. Observando os teores de cobre absorvidos e armazenados pela cultura da soja, verifica-se que esses foram maiores em geral para as plantas em todos os tratamentos em relação às outras culturas, confirmando a redução no acúmulo de Cu no solo nos períodos de cultivo da soja (Tabela 7).

Para o Zn, verifica-se que, em geral, as plantas absorveram maiores quantidades do elemento nas maiores taxas de ARS aplicadas na área (Figura 7 (b)), com excessão para o tratamento 100 ARS-S na cultura da soja, o qual se apresentou superior aos demais tratamentos durante o ciclo da cultura.

Segundo Lavado *et al.* (2001), os quais pesquisaram a adsorção de micronutrientes por plantas de milho e soja, as raízes das plantas apresentam maior quantidade de Cu e Zn, comparando-se com as folhas e os grãos. As plantas de milho mostraram maior concentração de Cu na raiz enquanto as plantas de soja tiveram maior teor de Zn.

Trabalho semelhante foi realizado por Berenguer *et al.* (2008), que avaliaram os teores de Cu e Zn em milho depois de 6 e 7 anos de aplicação de ARS nas taxas de 29 e 51

$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ por ano e verificaram que as quantidades absorvidas pelas culturas estavam de acordo com os limites de fitotoxicidade. Os valores encontrados para o sétimo ano de aplicação de ARS na taxa de $51 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ por ano foram de $2,11 \text{ mg Cu Kg}^{-1}$ e $17,5 \text{ mg Zn Kg}^{-1}$.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação de resultados oriundos de diferentes estudos realizados na área experimental demanda atenção e trabalho, pois variações são observadas na coleta dos dados, como a quantidade de parâmetros avaliados e a qualidade dos resultados, os quais impossibilitam um trabalho mais completo em relação ao sistema. Questões metodológicas, técnicas de amostragem, interferência dos laboratórios responsáveis pelas análises químicas e físicas, diferentes manejos empregados nas culturas, condições climáticas e temporais na coleta das ARSs utilizadas, além do comprometimento e responsabilidade das pessoas envolvidas no trabalho apresentam grande impacto quando os mesmos são analisados em conjunto. Todos esses fatores somados impossibilitaram a utilização dos dados obtidos para três culturas no decorrer dos quatro anos de aplicação de água residuária de suinocultura na área experimental, pois programas estatísticos indicavam falta de normalidade dos dados e, logo, impossibilitavam resultados estatísticos confiáveis.

De modo a garantir a contínua avaliação dos efeitos de aplicações de ARS no tempo, coletadas em diferentes trabalhos realizados na área, são necessárias padronizações dos objetivos de estudo, de metodologias e laboratórios de análises, bem como padrões de amostragem na coleta dos resultados.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram concluir que:

- 1- O fator Tempo é mais importante do que ARS e adubação química na variação dos parâmetros pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, cobre e zinco em experimentos a longo prazo;
- 2- Aplicações sucessivas de ARS promovem acúmulo de cobre e zinco no solo, destacando-se que o acúmulo de cobre está diretamente relacionado aos teores de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica, enquanto que para o zinco essa relação é mais forte com os teores de pH do solo;
- 3- O zinco aumenta linearmente com a ARS, porém mais fortemente na presença de adubação química;
- 4- Quanto maior o tempo de aplicação de ARS também maior é o acúmulo de cobre e zinco, sendo esse aumento maior para o zinco;
- 5- No geral, os parâmetros de pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, cobre e zinco no solo apresentaram-se acima das recomendações agronômicas;
- 6- Nas análises foliares das culturas o cobre e o zinco apresentaram-se nos limites de recomendação agronômica.

REFERÊNCIAS

- ABOUKHALED, A.; ALFARO, J.F.; SMITH, M. **Los lisímetros**. Roma: FAO, 1986. 60 p.
- ABREU, C.A.; LOPES, A.S.; SANTOS, G. Micronutrients. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds) **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Solo, p.645-736.2007.
- ADROVER, M.; FARRÚS, E.; MOYÁ, G.; VADELL, J. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty wears of treated wastewater irrigation. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, 2010. Doi:10.1016/j.jenvman.2010.08.017.
- ALLEONI, L.R.F; IGLESIAS, C.S.M; MELLO, S.C.; CAMARGO, O.A.; CASAGRANDE, I.C.; LAVORENTI, N.A. Atributos do solo relacionados à adubação de cádmio e de cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.27, n.4. p.729-737, 2005.
- AMARAL, A.S.; SPADER, V.; ANGHINONI, I.; MEURER, E.J. Resíduos vegetais na superfície do solo afetam a acidez do solo e a eficiência do herbicida flumetsulam. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.5. p.789-794, 2000.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. New York: American Public Health Association, 1995. p. 1193.
- ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; SUSZEK, M.; DAMASCENO, S.; QUEIROZ, M.M.F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.1, p.75-80, 2008.
- ASANO, T.; LEVINE, A.D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. **Water Science and Technology**, Colchester, v. 33, n. 10-11, p. 1-14, 1996.
- ASSMANN, T.S.; ASSMANN, J.M.; CASSOL, L.C.; DIEHL, R.C.; MANTELO, C.; MAGIERO, E. 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.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.
- BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suíno: II- perdas por nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.6, p.1234-1242, 2005.
- BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S.C.; SILVA, T.R.; 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, 2007.
- BERENQUER, P.; CELA, S.; SANTIVERI, F.; BOIXADERA, J. LLOVERAS, J. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. **Agronomy Journal**, Madison, v.100, n.4, p.1056-1061. 2008.

BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; SANTOS, D.R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2525-2532, 2008.

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.

BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I-Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.543-555, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. **Diário Oficial da União**. Brasília, 20 de Dezembro de 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispões sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 18 de março de 2005.

BREGA FILHO D.; MANCUSO, P.C.S. Conceito de reúso de água. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003, p.21-36.

CAMPOS, C.M.M.; CARMO, F.R.; BOTELHO, C.G.; COSTA, C.C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, 2006.

CAOVILLA, F.A.; SAMPAIO, S.C.; SMANHOTTO, A.; NOBREGA, L.H.P.; QUEIROZ, M.H.F.; 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, n.7, p.692–697, 2010.

CERETA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L.; BERGWANGER, A.L. Dejeito 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, nov./dez. 2005.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ARGERS, D.A.; MASSÉ, D.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n.1 p.306-312, 2004.

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. f. 128. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

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, 2008.

DÉRE, C.; LAMY, I.; JAULIN, A.; CORNU, S. Long-term fate of exogenous metals in a sandy Luvisol subjected to intensive irrigation with raw wastewater. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v.145, n.1 p. 31-40, 2007.

DIEHL, R.C.; MIYAZANA, M.; TAKAHASHI, H.W. Compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais e seus efeitos nos atributos químicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p. 2653-2659. 2008.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia, 2002, 87 p.

DOBLINSKI, A.F.; SAMPAIO, S.S.; NÓBREGA, L.H.P.; GOMES, S.D.; DAL BOSCO, T.C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p.87-93, 2010.

FERREIRA, D.F. **SisVar versão 4.2**. Lavras: DEX/UFLA, 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de Métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. e atual. Rio de Janeiro, 1997. 212p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro. Embrapa. 2006. 374 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja – Paraná 2007**. Londrina, 2006. 220 p.

FALLEIRO, R.M.; SOUZA, C.M.; SILVA, C.S.W.; DEDIYAMA, C.S.; SILVA, A.A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27; p.1097-1104. 2003.

FERREIRA, M.E.; CRUZ, P.M.C.; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 1991. 600p.

FREITAS, W.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, 95-102, 2005.

GIROTTO, E.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; dos SANTOS, D.R.; da SILVA, L.S.; LOURENZI, C.R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R.C.B.; SHUMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p. 955-965, 2010.

GRABER, I.; HANSEN, J.F.; OLESEN, S.E.; PETERSEN, J.; OSTERGAARD, H.S.; KROGH, L. Accumulation of copper and zinc in Danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal of Geography**, Copenhagen K., v.105, n.2, p. 15-22, 2005.

GWENZI, W.; MUDONDO, R. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on shallow groundwater quality. **Water Science & Technology**, London, v.58, n.12, p.2443-2452, 2008.

HAN, F.X.; HARGREAVES, J.A.; KINGERY, W.L.; HUGGET, D.B.; SCHELENK, D. Accumulation, distribution and toxicity of copper in sediments of catfish ponds receiving periodic copper sulfate applications. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.30, p.912-919. 2001.

HE, Z.L.; ZHANG, M.K.; CALVERT, D.V.; STOFFEIA, R.J.; YANG, X.E.; YO, S. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, n.5, p.1662-1689, 2004.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, p. 37-96. 2003.

HIRAGASHI, M.M.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P.A.V.; KUNZ, A.; MATTEI, R.M.; SILVA, V.S.; AMARAL, A.L. Concentração de macronutrientes e metais pesados em maravalha de unidade de suínos em cama sobreposta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n.3, p.311-317, 2008.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1998.

JONDREVILLE, C.; REVY, P.S.; DOURMAD, J.Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, New York, v.84, n.2 p.147-156, 2003.

KATANDA, Y.; MUSHONGA, C.; BANGANAYI, F.; NYAMANGARA, J. Effects of heavy metals contained in soil irrigated with a mixture of sewage sludge and effluent for thirty years on soil microbial biomass and plant growth. **Physics and Chemistry of the Earth**, Madison, v. 32, p. 1185-1194, 2007.

KABALA, C.; SINGH, B.R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in vicinity of a copper smelter. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.30, n.2, p.485-492, 2001.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-Plant of trace elements – an environmental issue. **Geoderma**, v.122, p.143-149, 2004.

KLAY, S.; CHAREF, A.; AYED, L.; HOUMAN, B.; REZGUI, F. Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). **Desalination**, v. 253, p. 180-187. 2010.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y.Z.; ZHU, Y.G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 152, n.1, p. 686-692. 2008.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: SEMINÁRIOS TÉCNICOS DE SUINOCULTURA. 7º SIMPÓSIO GOIANO DE AVICULTURA E SIMPÓSIO DE SUINOCULTURA, 2, 2005, Goiânia; **Anais...**, Goiânia, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brasil. **Bioresource Technology**, 2008, doi:10.1016/j.biortech.2008.10.039

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M.M.; SANGOI, V. **Recomendações para uso de esterqueiras para armazenagem de dejetos de suínos**. Embrapa suínos e Aves. Comunicado Técnico 361, Concórdia, 2005, 4 p.

LANA, M. do C. (Org.). In: FEY, R.; FRANDOLOSO, J.F.; RICHART, A.; FONTANIVA, S. **Análise química de solo e tecido vegetal: práticas de laboratório**. Cascavel: EDUNIOESTE, 2010. 130 p.

LAVADO, R.S.; PORCELLI, C.A.; ALVAREZ, R. Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soil Tillage Research**, v.62, n.1-2, p.55-60, 2001.

LIMA, G.J.M.M. de. Nutrição de suínos: ferramenta para reduzir a poluição causada pelos dejetos e aumentar a lucratividade do negócio. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE NUTRIÇÃO ANIMAL E ALIMENTOS SEGUROS, 1., 2007, Campinas. **Anais...**, Campinas: Colégio Brasileiro de Nutrição Animal, p.121-144, 2007.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2. ed. Piracicaba: POTAFÓS, 1997. 319p.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL G.F.; ALCARDE, J.C. **Adubos e adubações**. São Paulo: Nobel, 2002. 199p.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. dos. **Reúso de água**. Barueri: Manole, 2003. 579 p.

MARCATO, S.M.; LIMA, G.J.M.M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 855-863, 2005.

MARSCHENER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed., San Diego, Academic Press, 1995. 889p.

MAPANDA, F.; MANGWAYANA, E.N.; NYAMANGARA, J.; GILLER, K.E. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.107, p.151-165. 2005.

McBRIDE, M.B.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility Control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.48, p.337-346, 1997.

MEDEIROS, S.S. de; SOARES, A.A.; FERREIRA, P.A.; NEVES, J.C.L.; SOUZA, J.A. de. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.2, p.109-115, 2008.

MIRANDA, C.R. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: **Gestão ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p. 13-36.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.17, p.411- 416, 1993.

MOREIRA, I.C.L; MATTIAS, J.L; CERETTA, C.A; GIROTTO, E; TRENTIN, E; POCOJESKI, E; LOURENZI, C. Adsorção de Cobre, Zinco e Manganês em solos sob aplicação de dejetos suínos em Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30, 2005. Recife, PE. **Anais...**Recife: XXX CBCS. 2005.

MUCHUWETI, M.; BIRKETT, J.W.; CHINYANGA, E.; ZVAUYA, R.; SCRIMSHAW, M.D.; LESTER, J.N. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.112, n.2, p.41-48, 2006.

MULLIGAN, C.N.; YONG, R.N.; GIBBS, B.F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. **Engineering Geology**, v. 60, p.193-207, 2001.

NYAMANGARA, J.; MZEZEWA, J. The effect of long-term sewage sludge application on Zn, Cu, Ni and Pb levels in a clay loam soil under pasture grass in Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v.73, p. 199-204, 1999.

NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1015p.

OLIVEIRA, E.L.; COSTA, A.; PAIVA, M.S.; CHAVES, J.C.D.; PAVAN, M.A. Recomendação de adubação e calagem para as principais culturas do Estado do Paraná. In: **Manual técnico do subprograma de manejo e conservação do solo**, Curitiba, SEAB/IAPAR, p.85-104, 1989.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n. 4, p. 807-812, 2001.

OLIVEIRA, W. **Uso de água residuária da suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plectostachyum***. 2006, 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PAGANINI, W.S. da. Reúso de água na agricultura. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003. p. 339-402.

PAULINO, C.D.; SINGER, J.M. **Análise de dados categorizados**. São Paulo: Edgard Blucher, 2006. 629 p.

PELISSARI, R.A.Z.; SAMPAIO, S.C.; GOMES, S.D.; CREPALLI, M.S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* (W, Hill ex Maiden). **Engenharia Agrícola**, Botucatu, v. 29, p. 288-300, 2009.

PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.V.; KUNZ, A.; **Sistemas de tratamento de dejetos suínos: Inventário Tecnológico**. Embrapa Suínos e Aves, Documentos, n. 85. Concórdia, 2003.

PEREIRA, E. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reúso no ambiente agrícola**. 2006, 129 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PÉREZ-NOVO, C.; BERMÚDEZ-COUSO, A.; LÓPEZ-PERIAGO, E.; FERNANDES-CALVINO.; ARIAS-ESTÉVES, M. The effect of phosphate on the sorption of copper by acid soils. **Geoderma**, v.150, n.1-2, p.166-170, 2009.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 14. ed. Piracicaba: Degaspari, 2000. 477 p.

PRÁ, M.A.D.; KONZEN, E.A.; OLIVEIRA, P.A. MORES, E. **Compostagem de dejetos líquidos de suínos**. Embrapa Milho e Sorgo, Documentos, n.45. Sete Lagoas, 2005.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008, 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Botucatu, 2008.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.5, set-out, 2004.

RAIJ, B.; **Fertilidade de solos e adubação**. Piracicaba: Ceres, POTAFOS, 1991. 343 p.

- RAIJ, B.; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.
- RAMIREZ-FUENTES, E.; LUCHO-CONSTANTINO, C.; ESCAMILLA-SILVA, E.; DENDOOVEN, L. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology**, Madison, v.85, p. 179-187. 2002.
- RATTAN, R.K.; DATTA, S.P.; CHHONKAR, P.K.; SURIBABU, K.; SINGH, A.K. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater – a case study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 109, p. 310-322, 2005.
- ROSABAL, A.; MORILLO, E.; UNDABEYTIA, T.; MAQUEDA, C.; JUSTO, A.; HERENCIA, J.F. Longterm impacts of wastewater irrigation on Cuban soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.71, p.1292–1298. 2007.
- RUSAN, M.J.M.; HINNAWI, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. **Desalination**, v. 215, p. 143-152. 2007.
- SANTOS, G.C.G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico**. (Tese). Agronomia, Universidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo. 2005.
- SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sobre 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, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p. 1375-1383. 2010.
- SEGANFREDO, M.A. Uso de dejetos suínos como fertilizantes orgânicos e seus riscos ambientais. In: _____. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p. 149-175.
- SINGER, J.M.; ANDRADE, D.F. Análise de dados longitudinais. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE PROBABILIDADE ESTATÍSTICA, 7, 1986, Campinas – SP, **Anais...Campinas – SP: UNICAMP**, 1986, p. 1-44.
- SINGER, J.M.; NOBRE, J.S. ROCHA, F.M.M. **Análise de dados longitudinais**. (Versão parcial preliminar). Departamento de estatística – USP: SP. maio 2010.
- SMANHOTTO, A.; SOUZA, A.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.
- STEINMETZ, R.L.R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V.L.; FLORES, E.M.M.; MARTINS, A.F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 37, n.3, p. 239-244. 2009.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.
- TIJANI, M.N. Contamination of shallow groundwater system and soil-plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. **Agricultural Water Management**, v. 96, p. 437-444. 2009.

TOMÉ JÚNIOR, J.B. **Manual para interpretação de análises de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247p.

TOZE, S. Reuse of effluent water-benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Palmerston North, v. 80, p. 147–159, 2006.

XU, J.; XU, L.; CHANG, A.C.; ZHANG, Y. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment. **Journal of Hazardous Material**, v.183, p. 780-786, 2010.

WALKER, C.; LIN, H.S. Soil property changes after four decades of wastewater irrigation: a landscape perspective. **Catena**, v. 73, n.2, p. 63-74. 2008.

WILSON, B.; PYATT, F.B. Heavy metal dispersion, persistence, and bioaccumulation around an ancient copper mine situated in Anglesey. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, p. 224-231. 2007.

ZAMPARETTI, A.; GAYA, J.P. O uso racional dos dejetos como adubo orgânico. In: **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas**. Concórdia, Embrapa, 2004, p. 81-86.

ANEXOS

Anexo I Análise exploratória do parâmetro pH (CaCl₂) do solo

Tempo (dias)	ARS	AD	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	1º Quartil	Mediana	3º Quartil	Mínimo	Máximo
200	0	0	6,00	0,52	8,68	5,58	5,77	6,67	5,58	6,67
200	0	100	5,87	0,69	11,68	5,10	5,88	6,64	5,10	6,64
200	100	0	6,69	0,42	6,26	6,29	6,57	7,20	6,29	7,20
200	100	100	6,85	0,32	4,71	6,54	6,77	7,25	6,54	7,25
200	200	0	6,48	1,15	2,26	6,31	6,49	6,64	6,31	6,64
200	200	100	6,10	0,14	2,25	5,93	6,18	6,20	5,93	6,20
200	300	0	6,79	0,09	1,28	6,68	6,84	6,86	6,68	6,86
200	300	100	6,45	0,22	3,33	6,18	6,51	6,65	6,18	6,65
318	0	0	6,07	0,31	5,18	5,70	6,10	6,40	5,70	6,40
318	0	100	6,73	0,49	7,32	6,20	6,70	7,30	6,20	7,30
318	100	0	6,73	0,41	6,14	6,20	7,00	7,00	6,20	7,00
318	100	100	5,87	0,49	8,40	5,50	5,60	6,50	5,50	6,50
318	200	0	6,70	0,31	4,62	6,30	6,90	6,90	6,30	6,90
318	200	100	6,20	0,09	1,44	6,10	6,20	6,30	6,10	6,30
318	300	0	6,60	0,09	1,36	6,50	6,60	6,70	6,50	6,70
318	300	100	6,77	0,05	0,76	6,70	6,80	6,80	6,70	6,80
418	0	0	6,67	0,61	9,13	5,90	6,90	7,20	5,90	7,20
418	0	100	6,80	0,47	6,96	6,20	7,00	7,20	6,20	7,20
418	100	0	6,93	0,26	3,72	6,60	7,10	7,10	6,60	7,10
418	100	100	6,27	0,21	3,30	6,00	6,40	6,40	6,00	6,40
418	200	0	6,90	0,24	3,43	6,70	6,80	7,20	6,70	7,20
418	200	100	6,20	0,68	10,89	5,40	6,30	6,90	5,40	6,90
418	300	0	6,73	0,10	1,53	6,60	6,80	6,80	6,60	6,80
418	300	100	6,77	0,14	2,02	6,60	6,80	6,90	6,60	6,90
791	0	0	6,93	0,63	9,04	6,17	7,07	7,55	6,17	7,55
791	0	100	6,94	0,60	8,65	6,30	6,89	7,64	6,30	7,64
791	100	0	7,02	0,53	7,50	6,53	6,85	7,67	6,53	7,67
791	100	100	6,27	0,26	4,16	6,06	6,14	6,60	6,06	6,60
791	200	0	6,92	0,49	7,04	6,52	6,70	7,54	6,52	7,54
791	200	100	6,10	0,29	4,78	5,74	6,20	6,37	5,74	6,37
791	300	0	6,77	0,30	4,50	6,42	6,78	7,10	6,42	7,10
791	300	100	6,50	0,60	9,16	6,04	6,19	7,26	6,04	7,26
903	0	0	6,94	0,61	8,81	6,27	6,91	7,64	6,27	7,64
903	0	100	7,10	0,62	8,67	6,46	7,00	7,83	6,46	7,83
903	100	0	7,17	0,41	5,75	6,83	6,99	7,70	6,83	7,70
903	100	100	6,51	0,44	6,69	5,97	6,67	6,90	5,97	6,90
903	200	0	7,08	0,21	3,01	6,90	6,98	7,35	6,90	7,35
903	200	100	6,64	0,54	8,15	6,07	6,57	7,27	6,07	7,27
903	300	0	6,72	0,14	2,11	6,57	6,72	6,89	6,57	6,89
903	300	100	7,02	0,21	3,06	6,75	7,07	7,22	6,75	7,22
1015	0	0	6,94	0,56	8,12	6,43	6,75	7,65	6,43	7,65
1015	0	100	6,99	0,57	8,13	6,55	6,70	7,72	6,55	7,72
1015	100	0	7,29	0,30	4,09	6,99	7,23	7,65	6,99	7,65
1015	100	100	6,20	0,60	9,73	5,48	6,31	6,82	5,48	6,82
1015	200	0	7,03	0,17	2,36	6,82	7,10	7,17	6,82	7,17
1015	200	100	6,11	0,97	15,83	4,89	6,52	6,93	4,89	6,93
1015	300	0	6,89	0,12	1,80	6,81	6,81	7,05	6,81	7,05
1015	300	100	6,73	0,43	6,33	6,30	6,65	7,25	6,30	7,25

Anexo II Análise exploratória do parâmetro MO (g dm⁻³) do solo

Tempo (dias)	ARS	AD	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	1º Quartil	Mediana	3º Quartil	Mínimo	Máximo
200	0	0	25,80	3,46	13,41	23,30	23,84	30,25	23,30	30,25
200	0	100	24,77	1,77	7,16	22,62	25,18	26,52	22,62	26,52
200	100	0	23,05	3,66	15,89	20,18	21,23	27,74	20,18	27,74
200	100	100	23,91	1,78	7,43	22,32	23,28	26,14	22,32	26,14
200	200	0	25,00	2,17	8,67	23,58	23,62	27,79	23,58	27,79
200	200	100	20,78	2,98	14,34	18,76	18,95	24,62	18,76	24,62
200	300	0	23,82	3,67	15,42	19,44	24,43	27,58	19,44	27,58
200	300	100	22,37	3,46	15,45	19,69	20,63	26,80	19,69	26,80
318	0	0	28,67	6,28	21,91	22,00	28,00	36,00	22,00	36,00
318	0	100	26,00	3,10	11,92	24,00	24,00	30,00	24,00	30,00
318	100	0	29,33	2,25	7,67	27,00	29,00	32,00	27,00	32,00
318	100	100	27,67	0,52	1,87	27,00	28,00	28,00	27,00	28,00
318	200	0	28,33	4,41	15,57	25,00	26,00	34,00	25,00	34,00
318	200	100	27,33	2,25	8,24	25,00	27,00	30,00	25,00	30,00
318	300	0	29,00	2,68	9,25	26,00	29,00	32,00	26,00	32,00
318	300	100	29,00	7,10	24,48	23,00	26,00	38,00	23,00	38,00
418	0	0	19,19	3,86	20,13	14,21	21,69	21,69	14,21	21,69
418	0	100	17,19	3,72	21,66	12,71	17,95	20,93	12,71	20,93
418	100	0	22,18	1,68	7,59	20,19	22,43	23,93	20,19	23,93
418	100	100	20,44	1,68	8,24	18,69	20,19	22,43	18,69	22,43
418	200	0	22,68	4,84	21,34	16,45	25,43	26,17	16,45	26,17
418	200	100	18,19	3,37	18,51	14,21	18,69	21,69	14,21	21,69
418	300	0	19,19	3,43	17,90	14,95	20,19	22,43	14,95	22,43
418	300	100	23,18	6,59	28,43	14,95	25,43	29,15	14,95	29,15
791	0	0	19,55	4,31	22,05	14,00	22,00	22,66	14,00	22,66
791	0	100	22,44	1,05	4,68	21,33	22,33	23,67	21,33	23,67
791	100	0	21,22	2,48	11,69	19,00	20,33	24,33	19,00	24,33
791	100	100	17,67	1,07	6,08	16,67	17,33	19,00	16,67	19,00
791	200	0	20,89	2,41	11,55	19,33	19,33	24,00	19,33	24,00
791	200	100	20,44	1,98	9,70	18,00	21,00	22,33	18,00	22,33
791	300	0	20,56	3,39	16,51	16,33	21,67	23,67	16,33	23,67
791	300	100	17,89	0,46	2,55	17,33	18,00	18,33	17,33	18,33
903	0	0	22,47	6,32	28,11	14,67	24,32	28,42	14,67	28,42
903	0	100	21,94	1,67	7,62	19,84	22,57	23,41	19,84	23,41
903	100	0	25,99	2,77	10,67	24,02	24,40	29,56	24,02	29,56
903	100	100	24,29	3,52	14,49	19,76	26,30	26,83	19,76	26,83
903	200	0	24,14	3,62	15,00	21,51	22,12	28,80	21,51	28,80
903	200	100	25,51	3,51	13,77	20,98	27,66	27,89	20,98	27,89
903	300	0	23,53	4,15	17,62	18,92	23,48	28,20	18,92	28,20
903	300	100	24,02	1,12	4,68	22,72	24,09	25,23	22,72	25,23
1015	0	0	23,61	5,36	22,69	17,02	25,08	28,73	17,02	28,73
1015	0	100	25,28	2,69	10,62	21,89	26,37	27,59	21,89	27,59
1015	100	0	25,97	5,56	21,40	19,00	27,97	30,93	19,00	30,93
1015	100	100	25,69	1,52	5,91	23,79	26,22	27,06	23,79	27,06
1015	200	0	26,12	2,71	10,38	23,86	24,93	29,56	23,86	29,56
1015	200	100	28,83	7,79	27,02	20,90	27,44	38,15	20,90	38,15
1015	300	0	24,95	1,65	6,63	22,95	25,31	26,60	22,95	26,60
1015	300	100	25,71	2,28	8,87	24,09	24,40	28,65	24,09	28,65

Anexo III Análise exploratória do parâmetro CTC ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) do solo

Tempo (dias)	ARS	AD	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	1º Quartil	Mediana	3º Quartil	Mínimo	Máximo
200	0	0	154,60	48,80	31,55	117,30	129,30	217,20	117,30	217,20
200	0	100	157,60	78,40	49,77	91,50	124,20	257,00	91,50	257,00
200	100	0	227,30	116,20	51,12	118,20	192,70	371,00	118,20	371,00
200	100	100	301,64	24,02	7,96	270,74	314,76	319,41	270,74	319,41
200	200	0	194,32	18,33	9,43	177,50	188,33	217,14	177,50	217,14
200	200	100	142,64	21,73	15,24	118,17	143,00	166,77	118,17	166,77
200	300	0	221,00	29,60	13,38	183,80	232,00	247,20	183,80	247,20
200	300	100	175,40	50,20	28,62	110,80	203,10	212,30	110,80	212,30
318	0	0	111,00	23,51	21,18	92,00	100,00	141,00	92,00	141,00
318	0	100	139,30	31,20	22,42	99,00	159,00	160,00	99,00	160,00
318	100	0	196,70	117,40	59,69	114,00	128,00	348,00	114,00	348,00
318	100	100	111,00	26,70	24,07	89,00	99,00	154,00	89,00	154,00
318	200	0	168,30	39,40	23,43	126,00	165,00	214,00	126,00	214,00
318	200	100	115,00	8,81	7,66	107,00	112,00	126,00	107,00	126,00
318	300	0	157,30	47,50	30,17	106,00	154,00	212,00	106,00	212,00
318	300	100	155,30	44,10	28,41	117,00	138,00	211,00	117,00	211,00
418	0	0	124,70	17,08	13,70	107,00	125,90	141,10	107,00	141,10
418	0	100	133,60	27,00	20,28	103,40	140,60	156,80	103,40	156,80
418	100	0	133,67	22,80	16,66	111,00	144,70	145,40	111,00	145,40
418	100	100	122,67	6,91	5,64	114,60	126,10	127,00	114,60	127,00
418	200	0	127,80	12,10	9,52	114,00	132,40	144,00	114,00	144,00
418	200	100	119,20	23,50	19,75	92,10	131,30	134,30	92,10	134,30
418	300	0	126,80	15,76	12,42	110,80	127,40	142,30	110,80	142,30
418	300	100	134,10	4,52	3,37	129,30	134,60	138,30	129,30	138,30
791	0	0	109,11	12,08	11,07	97,66	105,66	124,00	97,66	124,00
791	0	100	78,60	51,60	65,63	12,00	111,30	112,30	12,00	112,30
791	100	0	114,00	15,00	13,16	103,33	105,33	133,33	103,33	133,33
791	100	100	106,33	1,07	1,01	105,33	106,00	107,66	105,33	107,66
791	200	0	108,33	10,13	9,35	97,00	108,33	119,66	97,00	119,66
791	200	100	111,78	4,97	4,44	107,33	110,00	118,00	107,33	118,00
791	300	0	107,66	12,13	11,27	92,00	115,33	115,66	92,00	115,66
791	300	100	104,78	8,22	7,84	96,00	104,00	114,33	96,00	114,33
903	0	0	122,87	19,54	15,91	97,65	134,85	136,11	97,65	136,11
903	0	100	131,22	10,86	8,28	117,86	134,23	141,58	117,86	141,58
903	100	0	128,79	20,80	16,15	113,91	116,87	155,58	113,91	155,58
903	100	100	128,93	5,75	4,46	121,65	131,29	133,85	121,65	133,85
903	200	0	130,57	4,83	3,70	125,56	129,85	136,30	125,56	136,30
903	200	100	128,47	6,17	4,80	121,39	128,84	135,17	121,39	135,17
903	300	0	126,31	8,04	6,37	116,07	129,91	132,95	116,07	132,95
903	300	100	128,11	3,84	3,00	125,31	125,97	133,06	125,31	133,06
1015	0	0	111,24	15,90	14,29	91,26	117,16	125,30	91,26	125,30
1015	0	100	118,98	7,19	6,04	113,37	115,38	128,18	113,37	128,18
1015	100	0	117,20	12,75	10,88	104,68	114,21	132,72	104,68	132,72
1015	100	100	111,15	8,02	7,21	101,27	113,43	118,75	101,27	118,75
1015	200	0	118,58	9,13	7,70	107,65	120,21	127,87	107,65	127,87
1015	200	100	125,21	11,15	8,90	110,86	131,47	133,30	110,86	133,30
1015	300	0	112,53	11,10	9,86	98,67	116,32	122,61	98,67	122,61
1015	300	100	116,20	2,34	2,01	113,97	115,56	119,07	113,97	119,07

Anexo IV Análise exploratória do parâmetro Cu (mg dm^{-3}) do solo

Tempo (dias)	ARS	AD	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	1º Quartil	Mediana	3º Quartil	Mínimo	Máximo
200	0	0	6,29	1,94	30,89	4,62	5,50	8,74	4,62	8,74
200	0	100	5,51	1,60	28,99	3,64	5,70	7,19	3,64	7,19
200	100	0	4,90	1,44	29,20	3,75	4,22	6,73	3,75	6,73
200	100	100	5,59	0,58	10,46	4,95	5,55	6,26	4,95	6,26
200	200	0	6,11	0,54	8,83	5,61	5,94	6,78	5,61	6,78
200	200	100	4,28	0,56	13,13	3,80	4,04	4,99	3,80	4,99
200	300	0	5,46	1,12	20,44	4,19	5,49	6,69	4,19	6,69
200	300	100	5,00	1,20	23,90	4,01	4,47	6,53	4,01	6,53
318	0	0	3,80	0,94	24,80	2,80	3,70	4,90	2,80	3,70
318	0	100	3,80	0,32	8,49	3,40	3,90	4,10	3,40	3,90
318	100	0	4,00	0,31	7,75	3,80	3,80	4,40	3,80	3,80
318	100	100	4,00	0,32	8,06	3,70	3,90	4,40	3,70	3,90
318	200	0	4,37	0,42	9,68	4,00	4,20	4,90	4,00	4,20
318	200	100	3,47	0,05	1,49	3,40	3,50	3,50	3,40	3,50
318	300	0	4,37	0,63	14,39	3,70	4,30	5,10	3,70	4,30
318	300	100	4,03	0,86	21,31	3,00	4,20	4,90	3,00	4,20
418	0	0	7,53	1,29	17,18	6,20	7,32	9,07	6,20	9,07
418	0	100	6,83	2,25	32,91	4,01	7,66	8,83	4,01	8,83
418	100	0	7,28	1,76	24,18	5,49	6,97	9,39	5,49	9,39
418	100	100	8,89	0,22	2,48	8,61	9,01	9,06	8,61	9,06
418	200	0	6,79	1,53	22,59	4,81	7,75	7,81	4,81	7,81
418	200	100	8,71	0,36	4,09	8,25	8,93	8,95	8,25	8,95
418	300	0	8,91	0,54	6,08	8,32	8,89	9,53	8,32	9,53
418	300	100	8,63	0,15	1,78	8,49	8,57	8,82	8,49	8,82
791	0	0	8,53	0,27	3,15	8,23	8,53	8,83	8,23	8,83
791	0	100	8,22	0,86	10,43	7,16	8,46	9,03	7,16	9,03
791	100	0	8,37	0,64	7,58	7,60	8,50	9,00	7,60	9,00
791	100	100	8,44	1,19	14,13	7,00	8,70	9,63	7,00	9,63
791	200	0	8,77	0,55	6,31	8,06	9,10	9,16	8,06	9,16
791	200	100	9,23	0,69	7,49	8,53	9,10	10,06	8,53	10,06
791	300	0	8,87	0,63	7,10	8,06	9,26	9,30	8,06	9,30
791	300	100	7,35	0,99	13,55	6,24	7,66	8,16	6,24	8,16
903	0	0	6,75	1,18	17,52	5,73	6,27	8,24	5,73	8,24
903	0	100	6,57	0,47	7,08	6,27	6,27	7,17	6,27	7,17
903	100	0	6,53	0,88	13,47	5,57	6,50	7,53	5,57	7,53
903	100	100	7,71	0,56	7,31	7,33	7,37	8,44	7,33	8,44
903	200	0	7,05	1,06	15,07	6,03	6,77	8,36	6,03	8,36
903	200	100	7,21	0,84	11,65	6,47	6,90	8,27	6,47	8,27
903	300	0	6,94	1,46	20,96	5,73	6,30	8,79	5,73	8,79
903	300	100	7,43	0,74	9,97	6,67	7,30	8,31	6,67	8,31
1015	0	0	5,96	0,58	9,78	5,36	5,88	6,66	5,36	6,66
1015	0	100	6,03	0,92	15,27	4,84	6,53	6,71	4,84	6,71
1015	100	0	6,07	0,58	9,55	5,34	6,28	6,59	5,34	6,59
1015	100	100	6,80	0,42	6,23	6,27	6,96	7,17	6,27	7,17
1015	200	0	6,44	0,30	4,66	6,07	6,51	6,73	6,07	6,73
1015	200	100	6,56	0,34	5,20	6,14	6,66	6,89	6,14	6,89
1015	300	0	6,89	0,33	4,81	6,46	7,06	7,14	6,46	7,14
1015	300	100	6,80	0,22	3,24	6,53	6,87	7,01	6,53	7,01

Anexo V Análise exploratória do parâmetro Zn (mg dm⁻³) do solo

Tempo (dias)	ARS	AD	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação	1º Quartil	Mediana	3º Quartil	Mínimo	Máximo
200	0	0	0,75	0,72	96,20	0,20	0,37	1,67	0,20	1,67
200	0	100	0,43	0,31	72,07	0,11	0,37	0,79	0,11	0,79
200	100	0	0,65	0,43	65,89	0,25	0,52	1,19	0,25	1,19
200	100	100	1,19	0,90	75,62	0,42	0,82	2,33	0,42	2,33
200	200	0	0,58	0,17	29,83	0,45	0,49	0,80	0,45	0,80
200	200	100	0,26	0,11	41,55	0,18	0,20	0,40	0,18	0,40
200	300	0	1,13	0,88	77,19	0,31	0,88	2,21	0,31	2,21
200	300	100	0,48	0,06	12,51	0,41	0,49	0,55	0,41	0,55
318	0	0	0,53	0,19	34,91	0,30	0,60	0,70	0,30	0,70
318	0	100	2,10	2,64	125,48	0,30	0,50	5,50	0,30	5,50
318	100	0	1,33	0,52	39,31	0,90	1,10	2,00	0,90	2,00
318	100	100	0,73	0,23	30,69	0,50	0,70	1,00	0,50	1,00
318	200	0	0,97	0,36	37,39	0,60	0,90	1,40	0,60	1,40
318	200	100	2,00	1,38	68,85	0,30	2,40	3,30	0,30	3,30
318	300	0	3,93	2,80	71,27	1,30	3,10	7,40	1,30	7,40
318	300	100	2,10	2,05	97,40	0,40	1,20	4,70	0,40	4,70
418	0	0	0,80	0,23	28,22	0,59	0,73	1,08	0,59	1,08
418	0	100	0,78	0,13	16,86	0,62	0,80	0,91	0,62	0,91
418	100	0	2,21	1,62	73,39	1,13	1,20	4,31	1,13	4,31
418	100	100	1,25	0,48	37,98	0,77	1,16	1,82	0,77	1,82
418	200	0	1,72	0,60	34,81	1,07	1,69	2,41	1,07	2,41
418	200	100	1,42	0,64	44,76	0,66	1,54	2,07	0,66	2,07
418	300	0	1,52	0,21	13,82	1,25	1,61	1,69	1,25	1,69
418	300	100	1,93	0,91	46,82	1,13	1,60	3,07	1,13	3,07
791	0	0	1,42	0,59	41,85	1,00	1,16	2,10	1,00	2,10
791	0	100	1,79	0,75	42,07	0,96	2,00	2,43	0,96	2,43
791	100	0	1,77	0,94	53,01	1,03	1,46	2,83	1,03	2,83
791	100	100	1,20	0,23	19,55	0,96	1,23	1,43	0,96	1,43
791	200	0	1,57	0,34	21,32	1,36	1,40	1,96	1,36	1,96
791	200	100	1,65	0,53	32,43	1,26	1,43	2,26	1,26	2,26
791	300	0	1,79	0,17	9,68	1,60	1,86	1,93	1,60	1,93
791	300	100	2,03	0,38	18,68	1,76	1,86	2,46	1,76	2,46
903	0	0	2,03	0,42	20,68	1,60	1,97	2,53	1,60	2,53
903	0	100	1,99	0,23	11,35	1,70	2,10	2,17	1,70	2,17
903	100	0	2,01	0,14	6,85	1,83	2,10	2,10	1,83	2,10
903	100	100	2,24	0,32	14,08	1,87	2,30	2,57	1,87	2,57
903	200	0	2,07	0,39	18,75	1,80	1,83	2,57	1,80	2,57
903	200	100	2,13	0,22	10,08	1,93	2,07	2,40	1,93	2,40
903	300	0	2,02	0,29	14,32	1,67	2,10	2,30	1,67	2,30
903	300	100	2,07	0,21	10,10	1,83	2,07	2,30	1,83	2,30
1015	0	0	2,00	0,55	27,30	1,31	2,23	2,46	1,31	2,46
1015	0	100	1,86	0,47	25,52	1,26	2,06	2,26	1,26	2,26
1015	100	0	2,54	1,28	50,30	1,48	1,97	4,17	1,48	4,17
1015	100	100	3,01	0,23	7,63	2,73	3,05	3,24	2,73	3,24
1015	200	0	3,07	1,30	42,39	1,61	3,08	4,53	1,61	4,53
1015	200	100	3,91	0,53	13,42	3,47	3,69	4,58	3,47	4,58
1015	300	0	4,40	0,48	10,89	3,90	4,34	4,97	3,90	4,97
1015	300	100	5,53	1,98	35,77	2,99	6,61	7,00	2,99	7,00