

JOSÉ ALBERTO ALVES DE SOUZA

**USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA
NA FERTIRRIGAÇÃO DO CAFEIRO: EFEITOS NO
SOLO E NA PLANTA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2005

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S729u
2005

Souza, José Alberto Alves de, 1963-

Uso de água residuária de origem doméstica na
fertirrigação do cafeeiro : efeitos no solo e na planta /
José Alberto Alves de Souza. – Viçosa : UFV, 2005.
xi, 147f. : il. ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Marcio Mota Ramos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 121-131.

1. Irrigação com águas residuais. 2. Solos - Análise.
3. Café - Nutrição. 4. Águas residuais - Purificação.
5. Irrigação por gotejamento. I. Universidade Federal de
Viçosa. II. Título.

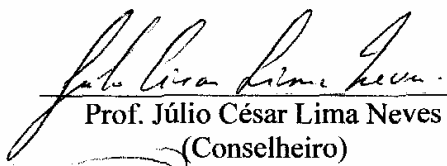
CDD 22.ed. 628.3623

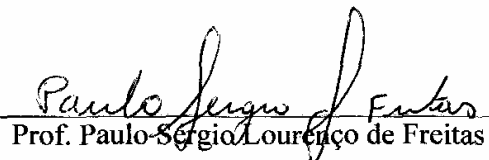
JOSÉ ALBERTO ALVES DE SOUZA

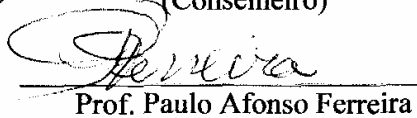
USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA NA
FERTIRRIGAÇÃO DO CAFEIEIRO: EFEITOS NO SOLO E NA PLANTA

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de *Doctor Scientiae*.

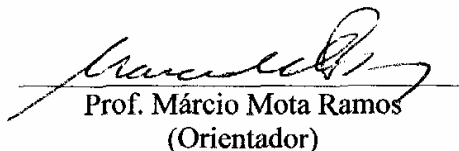
APROVADA: 20 de dezembro de 2005.


Prof. Júlio César Lima Neves
(Conselheiro)


Prof. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas


Prof. Paulo Afonso Ferreira


Prof. Mauro Aparecido Martinez


Prof. Márcio Mota Ramos
(Orientador)

À minha esposa, Celma.

Aos meus filhos, Gabriel e Camila.

Aos meus pais, José Alves e Sidelice.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família, pelo incentivo e pelo sacrifício que passou junto comigo nesta caminhada.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa.

À Universidade Federal de Viçosa, por meio do Departamento de Engenharia Agrícola – DEA, pela oportunidade e por haver ministrado os conhecimentos necessários à realização do curso.

Ao professor Márcio Mota Ramos, pela orientação e pelo apoio na realização deste trabalho.

Aos conselheiros, professor Antônio Alves Soares e professor Júlio César Lima Neves, pela colaboração e pelas sugestões durante o desenvolvimento do trabalho.

Ao Dr. Salomão, pela amizade e pelo grande apoio e incentivo.

A Élio, Delfran, Marcelo, Adílson, Roberto, Mozart, Paula, Gustavo e demais colegas do Programa de Pós-Graduação, pela amizade, pelo convívio e pela colaboração no desenvolvimento do trabalho.

Aos estudantes José Adinan, Júlio, Douglas e Ricardo, ao engenheiro-agrônomo Agmar e à colega Patrícia, pela colaboração e dedicação na realização deste trabalho.

Aos funcionários e professores do DEA, pelo apoio durante a realização do curso.

Aos meus companheiros de república, pelo convívio diário.

À Maria, que cuidou de nossa república todos esses anos e nos aturou com paciência e bom humor.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

JOSÉ ALBERTO ALVES DE SOUZA, filho de José Alves de Souza e Sidelice Alves de Souza, nasceu em 13 de dezembro de 1963, na cidade de Janaúba, Estado de Minas Gerais.

Em 1982, iniciou o Curso de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa - UFV, na cidade de Viçosa – MG, diplomando-se em janeiro de 1986.

Em agosto de 2000, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Irrigação e Drenagem, em nível de mestrado, na UFV, concluindo em março de 2002.

Em abril de 2002, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Ambientais, em nível de doutorado, na UFV.

CONTEÚDO

	Página
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo	4
2.1.1. Aspectos físicos e químicos	4
2.1.2. Aspectos microbiológicos.....	13
2.2. Efeitos da aplicação de águas residuárias nas plantas.....	15
2.2.1. Aspectos químicos	15
2.2.2. Aspectos microbiológicos.....	18
2.3. Efeitos da aplicação de águas residuárias nos sistemas de irrigação por gotejamento.....	20
2.4. Efeitos da aplicação de águas residuárias nos sistemas de filtração.....	22
2.5. Características físicas e químicas da água residuária.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1. Unidade piloto de tratamento de águas residuárias e agricultura irrigada	27
3.2. Implantação do experimento.....	28
3.3. Características iniciais do solo.....	33
3.4. Tratamentos aplicados, delineamento experimental e condução do experimento.....	35
3.5. Análise estatística dos dados.....	38

	Página
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4.1. Coeficiente de uniformidade de distribuição de água pelos emissores.....	41
4.2. Remoção de sólidos suspensos totais e DBO _{5, 20 °C}	42
4.3. Teor de água no solo	44
4.4. Caracterização da água residuária e aporte de nutrientes ao solo.....	47
4.5. Efeito do manejo nas características químicas do solo.....	51
4.5.1. Efeitos da aplicação de diferentes lâminas de água residuária filtrada em cada camada de solo em cada época de avaliação	51
4.5.2. Efeito do tipo de manejo adotado em função do tempo de aplicação em cada profundidade	51
4.5.3. Comparação entre o manejo com água residuária (MR) e o manejo convencional (MC)	91
4.5.4. Efeito dos tipos de manejo nos atributos do solo ao longo do perfil ..	98
4.6. Efeito dos manejos nas características físicas do solo	105
4.7. Efeito dos manejos na contaminação por <i>Escherichia coli</i> no perfil do solo.....	107
4.8. Efeito dos manejos sobre a cultura.....	109
4.8.1. Efeito dos manejos sobre o estado nutricional do cafeeiro.....	109
4.8.2. Efeito dos manejos sobre a produtividade do cafeeiro	115
5. CONCLUSÕES	119
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	121
APÊNDICE.....	132

RESUMO

SOUZA, José Alberto Alves de, D.S., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2005. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta.** Orientador: Márcio Mota Ramos. Conselheiros: Antônio Alves Soares e Júlio César Lima Neves.

A água é um recurso natural finito e essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social. Devido à sua alta demanda por água, a irrigação tem que ser a mais eficiente possível quanto ao seu uso. No Brasil, as políticas públicas de saneamento básico priorizaram a construção dos sistemas de coleta, relegando a segundo plano, talvez devido ao custo elevado, o tratamento dos resíduos coletados. A irrigação por gotejamento com águas residuárias permite aliar a economia de água de boa qualidade com o tratamento de efluentes, preservando a qualidade da água, além de possibilitar a economia no uso de fertilizantes químicos. No entanto, quando não usada adequadamente, pode ocasionar problemas como: contaminação do lençol freático e das culturas por patógenos e parasitas, acumulação de elementos tóxicos, salinização, impermeabilização e o desequilíbrio de nutrientes no solo. Este trabalho teve como objetivo investigar, em condições de campo: as alterações nas propriedades físicas e químicas do solo; a possibilidade de contaminação por microrganismos patogênicos no perfil do solo após a irrigação e a possibilidade dessa contaminação atingir o lençol freático; algumas características fisiológicas, o estado nutricional e a produtividade do cafeeiro em resposta à fertirrigação com água residuária de origem doméstica bruta,

além de comparar os resultados com aqueles obtidos com a irrigação com água-doce e adubação convencional. Foram monitoradas várias características químicas, biológicas e físicas do solo; as concentrações foliares de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B; e a produtividade da cultura. O experimento foi implementado no Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. Para as características químicas do solo, ADA e estado nutricional do cafeeiro, os tratamentos (T) avaliados foram: manejo convencional – MC (T₁), com irrigação com água-doce e adubação; e manejo com água residuária – MR, com aplicação de cinco diferentes lâminas, correspondentes a T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆. Para as demais características avaliadas foi incluído um tratamento sem irrigação, com adubação e calagem apenas no início do experimento, denominado testemunha (T₀). O período de avaliação foi de 18 meses. Ao final do experimento, verificou-se que: de modo geral, o MR melhorou a fertilidade do solo, sendo mais eficiente que o MC para elevar o pH do solo e diminuir os teores de Al³⁺ trocável, de H⁺Al e a saturação por alumínio na CTCe (m) e tão eficiente quanto para elevar os teores de N, P, Ca²⁺, Mg²⁺, a soma de bases (SB), a capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) e potencial (CTCt), a saturação por bases (V) e o P-remanescente do solo; o MR não proporcionou ao solo os mesmos teores de K⁺ e S proporcionados pelo MC, no entanto forneceu maior concentração de Na⁺ no solo, maior índice de saturação por sódio (ISNa) e maior ADA, RAS e PST que o MC; o teor de Na⁺ no solo sob o MR teve comportamento sazonal, aumentando nos períodos secos e diminuindo nos períodos chuvosos; o teor de matéria orgânica do solo diminuiu no decorrer do tempo no MR e não sofreu influência do tempo no MC; o MC proporcionou maior aumento da CE_{es} que o MR; não houve diferença significativa entre os teores de Zn, Fe, Mn, Cu e B no solo, entre o MR e o MC; os teores de B decresceram linearmente com o tempo em ambos os manejos; o MR aumentou a massa específica do solo mais que o MC, e ambos os manejos aumentaram a microporosidade e a capacidade de campo e diminuíram a macroporosidade e a K₀; no MR, a contaminação por coliformes fecais na superfície ficou abaixo de 500 NMP 100 g⁻¹, chegando à ausência de contaminação a 1,00 m de profundidade; o MR proporcionou maiores concentrações de N, P, Ca, Mg e B e menores concentrações de K nas folhas do cafeeiro que o MC; e ambos os manejos foram eficientes em aumentar a produtividade do cafeeiro, porém a produtividade foi maior no MC.

ABSTRACT

MEDEIROS, Salomão de Sousa, D. S., Universidade Federal de Viçosa, February 2005.
Use of domestic wastewater to fertirrigation of coffee crop: effects in the soil and plants. Adviser: Márcio Mota Ramos. Committee members: Antônio Alves Soares and Júlio César Lima Neves.

Water is a finite natural resource essential to life and to economical and social development. The irrigated agriculture must be as efficient as it is possible due to its great water consumption. In Brazil, the public politics of sanitation has given priority to collecting systems, relegating to background the treatment of the wastewater. The drip irrigation using wastewater appears to be a feasible alternative, because it combines save of good quality water with treatment of wastewater, preventing against the pollution of rivers and lakes, besides the saving of chemical fertilizers. However, when this technique is not adequately used, it can cause serious problems as: contamination of the water table and crops by pathogenic and parasite organisms, accumulation of toxic elements, salinization and impermeabilization of the soil, and unbalance of the soil nutrients. Therefore, the objective of this work was to investigate soil physical and chemical alterations; the possibility of the soil and the water table contamination; the physiology, nutritional status and yield of coffee plants, in response to fertirrigation with untreated domestic wastewater (WM) in relation to an irrigated control parcel with chemical fertilization (CM). The characteristics assayed were: several soil biological, physical and chemical characteristics; the leaf concentration of N, P, K, Ca, Mg, S, Zn,

Fe, Mn, Cu and B and the crop yield. The experiment was carried out at Agricultural Engineering Department of the Universidade Federal de Viçosa. For chemical characteristics, CDW and coffee nutritional status, the treatments assayed were: conventional management – CM (T₁), with irrigation with fresh water more chemical fertilization; and wastewater management – WM, with five depths of wastewater, corresponding to treatments T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆. For other characteristics assayed (soil physical characteristics, contamination by microorganisms and crop yield), a treatment without irrigation with chemical fertilization only at beginning of the experiment, called check plot (T₀), was included. The plots were distributed in randomized block design with three repetitions. The experiment was carried out for 18 months. The results showed that: in wastewater management (WM), soil fertility was enhanced, the WM was more efficient than fresh water more chemical fertilization (CM) to rise the soil pH and to reduce the exchangeable Al³⁺ and the saturation for aluminium (m) and it was as efficient as CM to rise the N, P, Ca²⁺, Mg²⁺ contents, the sum of alkalis (SA), the effective cations exchange capacity (CECe), the total cations exchange capacity (CECt), the saturation for alkalis (V), the remaining P; the WM was not capable to provide K⁺ and S contents as much as the fertilizations at CM; the WM provided soil Na⁺ contents, sodium saturation index (SSI), CDW, SAR and ESP bigger than CM. The soil Na⁺ content, at WM, has cyclic behavior in the time. It rises at dry seasons and decreases at rainy seasons; the soil organic matter content decreases with time in WM and it was not influenced by the time in CM; the CM increased the soil EC more than the WM; there was not statistical difference between WM and CM for the Zn, Fe, Mn, Cu and B contents; the B contents decreased linearly by the time in both WM and CM; WM and CM rised the bulk density, but the WM rises more than CM; WM and CM rise the microporosity and field capacity and decrease macroporosity and soil hydraulic conductivity; at soil surface, the contamination with fecal coliforms was lower than 500 NMP 100 g⁻¹, and at 1,00 m depth, it was not contaminated by WM; the WM provided higher contents of N, P, Ca, MG e B and lower content of K in the coffee leaves than CM; and both WM and CM were efficient to rise the crop yield, but the yield was higher at CM than WM.

1. INTRODUÇÃO

A cafeicultura irrigada vem crescendo sistematicamente no Brasil. Dados da EMBRAPA (1999a) mostraram que cerca de 10% da cafeicultura nacional, aproximadamente 200.000 ha, era irrigada. Esse número é bem maior hoje, devido à constante abertura de novas fronteiras, antes consideradas marginais à cafeicultura, como o Alto Paranaíba, Triângulo Mineiro, noroeste de Minas e oeste da Bahia. Por outro lado, a competição pelo uso da água também está se acirrando. Vários Estados brasileiros vêm aprovando legislação mais rigorosa para regulamentar o seu uso.

A água é um recurso natural finito e essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social. Embora o Brasil possua água em abundância, esta se encontra mal distribuída, com os maiores volumes ocupando as regiões de baixa densidade demográfica. Além disso, há comprometimento da sua qualidade, principalmente nas regiões próximas aos grandes centros.

No Brasil, as políticas públicas de saneamento básico priorizaram a construção dos sistemas de coleta, relegando a segundo plano, talvez devido ao custo elevado, o tratamento dos resíduos coletados.

Segundo o Censo do IBGE de 2000, apenas 41,6% dos municípios brasileiros dispõem de rede coletora de esgoto e, destes, somente 33,8% tratam os esgotos coletados. O restante despeja os resíduos não-tratados nos corpos hídricos.

A Região Norte tem a maior proporção de municípios sem coleta (92,9%), seguida das Regiões Centro-Oeste (82,1%), Sul (61,1%), Nordeste (57,1) e Sudeste (7,1%). Mesmo na Região Sudeste, onde está a maior proporção de municípios com

água residuária coletada e tratada, somente um terço dos municípios apresenta condições adequadas de esgotamento sanitário (IBGE, 2000).

Dentre as tecnologias disponíveis para o tratamento de água residuária de origem doméstica ou destino final dos efluentes líquidos, destaca-se o método de disposição de água no solo (DAS), cuja técnica vem sendo utilizada em grande escala, principalmente em regiões áridas e semi-áridas. Os processos de tratamento de água residuária considerados naturais, dentre eles o DAS, apresentam a vantagem de utilizar o sistema solo-planta-microrganismos e a radiação solar como reatores para depuração dos resíduos, com baixo custo e a possibilidade de ganhos econômicos pela utilização da água residuária também como fertilizante orgânico.

A irrigação, por ser uma técnica de alto custo, só é economicamente viável em lavouras altamente produtivas. Dentre os insumos importantes para a produtividade estão os fertilizantes. Sendo assim, o aporte de nutrientes promovido pelo DAS pode ser um atrativo para adoção dessa tecnologia, que permite aliar o tratamento de esgotos com a produção agrícola.

A terminologia disposição no solo tem sido definida como aplicação planejada e controlada de um resíduo específico sobre a superfície do solo, a fim de alcançar um grau específico de tratamento, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, que ocorrem naturalmente no sistema água-solo-planta (FEIGIN et al., 1991; METCALF e EDDY, 1991).

Em certos países, razões culturais favorecem a aplicação de resíduos no solo, em vez de descarregá-los nos corpos d'água (CAMERON et al., 1997). Em outros, como o Brasil, há falta de tradição na reciclagem dos resíduos gerados, particularmente do efluente de esgoto, no entanto a aplicação de resíduos orgânicos na agricultura tem recebido atenção considerável devido ao aumento crescente do requerimento de energia para produção de fertilizantes minerais e por causa dos custos e problemas ambientais associados aos métodos alternativos de disposição de resíduos (CHAE e TABATABAI, 1986).

Segundo van der Hoek et al. (2002), as maiores vantagens do aproveitamento da água residuária são: conservação da água disponível, sua grande disponibilidade, possibilitar o aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) e concorrer para a preservação do meio ambiente.

Apesar das vantagens do uso da água residuária na agricultura, sua utilização de maneira inadequada pode trazer alguns riscos, como: contaminação microbiológica dos

produtos agrícolas e do lençol freático, bioacumulação de elementos tóxicos, salinização, impermeabilização e desequilíbrio de nutrientes no solo (KELLER et al., 1984; LÉON SUEMATSU e CAVALLINI, 1999).

Sendo assim, há a necessidade de investigar mais a respeito das conseqüências do uso da água residuária na agricultura sobre o sistema solo-planta-microrganismos e sobre o meio ambiente, de forma que se possa estabelecer critérios de manejo que visem a sustentabilidade técnica e ambiental dessa tecnologia.

Portanto, este trabalho objetivou investigar o impacto da fertirrigação com água residuária de origem doméstica, filtrada, sobre as propriedades físicas e químicas do solo; a contaminação por microrganismos patogênicos no perfil do solo após a irrigação e a possibilidade dessa contaminação atingir o lençol freático; algumas características fisiológicas, o estado nutricional e a produtividade do cafeeiro; além de comparar os resultados com aqueles obtidos com o manejo com irrigação com água-doce e adubação convencional.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo

2.1.1. Aspectos físicos e químicos

O objetivo da disposição de resíduos no solo (DAS) é sua destinação final em quantidades que não venham comprometer os componentes ambientais (solo, água, ar, organismos). No DAS, utiliza-se o sistema solo-planta para degradação, assimilação e imobilização dos constituintes da água residuária e dos produtos de sua transformação no meio. O solo exerce, normalmente, papel significativo na disposição de águas residuárias, atuando como depósito e meio de tratamento para os seus diferentes constituintes químicos. (REZENDE, 2003).

Quando os efluentes são aplicados de forma controlada na superfície do solo, eles podem adquirir maior grau de tratamento através dos processos físicos, químicos e biológicos no sistema solo-água-planta. O solo, como um sistema polifásico e dinâmico, caracterizado por apresentar grande superfície ativa e resultante de processos físicos, químicos e biológicos, reage fortemente com os constituintes do efluente aplicado. Os compostos orgânicos se decompõem em CO₂, H₂O e compostos inorgânicos. Os constituintes inorgânicos podem ser trocáveis, adsorvidos ou precipitados, seguindo reações químicas que os transformem em compostos de baixa solubilidade, ou podem ser absorvidos pelas plantas e, conseqüentemente, ser parcialmente removidos da solução do solo. Assim, o solo e as plantas atuam como verdadeiros “filtros vivos”,

absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes nos resíduos e efluentes (FEIGIN et al., 1991).

O solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao ambiente, através de reações químicas e da multiplicidade de processos microbiológicos. Os íons e compostos podem ser inativados por reações de adsorção, complexação ou precipitação; já os microrganismos presentes no solo podem decompor os mais diversos materiais orgânicos, desdobrando-os em compostos menos tóxicos ou atóxicos (COSTA et al., 2004).

Os resíduos líquidos mais comumente aplicados ao solo incluem a água residuária de origem doméstica (bruta ou tratada), o lodo de esgoto líquido (com mais de 95% de água), os dejetos líquidos de animais, os efluentes do processamento de frutas e vegetais e os efluentes da indústria de celulose.

Os efluentes devem ser aplicados em quantidades previamente calculadas, de acordo com a capacidade de assimilação do sistema solo-planta, o que depende de fatores específicos de cada área, como propriedades físicas e químicas do solo, taxas de absorção da vegetação, limitações de qualidade da água subterrânea e de riscos e prejuízos a outras atividades biológicas.

Segundo Rezende (2003), as características das águas residuárias que limitarão a sua aplicação no solo são determinadas por meio da concentração de nutrientes como nitrogênio e fósforo, de material orgânico e de outros constituintes presentes na água residuária. Em geral, o projeto de sistemas de aplicação é controlado pela taxa de aplicação hidráulica ou lâmina de aplicação, ou seja, pelo volume de água residuária aplicada por unidade de área em determinado período de tempo.

O esgoto sanitário apresenta concentrações relativamente baixas de matéria orgânica, mas aplicações freqüentes, associadas a altas taxas, podem incorporar quantidades apreciáveis de matéria orgânica ao solo, que exercem influência nas propriedades físicas do solo, dentre as quais se destacam: a massa específica, a estrutura e estabilidade dos agregados, a aeração, a drenagem e a retenção de água (MATOS et al., 2003).

Campelo (1999), trabalhando com aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura, com diferentes concentrações de sólidos totais (2.400, 7.000, 16.300 e 26.900 mg L⁻¹), detectou diminuição da massa específica de distintas camadas de solo. Segundo Kiehl (1985), a matéria orgânica reduz a massa específica do solo, direta e indiretamente. Diretamente porque está se juntando ao solo, cuja massa específica varia

de 1,2 a 1,4 g cm⁻³, um material de massa específica média que varia de 0,2 a 0,4 g cm⁻³; e indiretamente pelo seu efeito na estruturação do solo, tornando-o menos denso.

Coraucci Filho (1991) aplicou esgoto sanitário em rampas de tratamento por escoamento superficial e verificou que a concentração de carbono orgânico diminuiu com a profundidade do solo, demonstrando que durante a passagem do esgoto através da superfície do solo (infiltração) ocorre o processo de filtração, que é influenciado pela taxa de aplicação e pela declividade da superfície do solo na rampa. Resultado similar foi obtido por Campelo (1999), com aplicação de água residuária de suinocultura em distintas camadas de solo, onde a maior concentração de carbono orgânico ocorreu na camada superficial do solo (0-10 cm).

Feigin et al. (1991) afirmaram que as elevadas concentrações de partículas orgânicas e inorgânicas dos esgotos sanitários obstruem os poros da superfície do solo, reduzindo a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica entre 20 e 30%, sendo os solos arenosos mais suscetíveis ao entupimento de poros que os solos argilosos.

A principal alteração nas características físicas do solo decorrentes da aplicação de esgoto sanitário tratado, via sistema de irrigação por gotejamento subsuperficial, em áreas cultivadas com grama, foi o incremento na capacidade de retenção de água no solo, atribuído ao decréscimo de macroporos e ao acréscimo de microporos, influenciando, assim, a condutividade hidráulica do solo saturado. A redução no tamanho de poros foi atribuída à acumulação de sólidos em suspensão, matéria orgânica e decréscimo da concentração de Ca²⁺ e Mg²⁺ no solo, em relação à de Na⁺, que causou a dispersão (JNAD et al., 2001b).

Fonseca (2001) adverte que não somente o efeito do Na⁺ no solo é responsável pela diminuição da condutividade hidráulica, mas também os sólidos suspensos de origem orgânica podem ser agentes para redução da condutividade hidráulica; contudo, este efeito depende da sua concentração na água, da taxa de aplicação, do tipo de solo e das condições climáticas.

Campelo (1999) verificou que a aplicação de águas residuárias de suinocultura, contendo altas concentrações de sólidos totais, provocou alterações na capacidade de infiltração de água no solo, ocasionadas pela obstrução dos macroporos. Observou também que a aplicação de água residuária de suinocultura com concentração de sólidos totais de 26.900 mg L⁻¹ acarretou um acúmulo de lodo na superfície do solo, após a segunda aplicação, resultando na impermeabilização do solo e fazendo com que sua taxa de infiltração fosse nula.

Por outro lado, resultados apresentados por Hardan e Al-Ani (1978) evidenciaram aumento contínuo e significativo da taxa de infiltração de água no solo, com aplicação de taxas crescentes de águas residuárias do processamento de tâmaras. De acordo com Detar (1980), líquidos com mais de 200 mg L⁻¹ de sólidos totais não infiltram no solo a taxas idênticas às observadas para água limpa.

Falkiner e Smith (1997) não apenas observaram aumento no valor de pH de solos fertirrigados com água residuária, mas, também, diminuição do teor de alumínio trocável, devido ao aumento dos cátions trocáveis no solo (cálcio, magnésio, potássio e sódio) e da alcalinidade, adicionados pelo esgoto sanitário tratado.

Garcia (2003), estudando as alterações químicas e físicas e a mobilidade de íons no solo, decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro, em três tipos de solo (Aluvial Eutrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo), verificou que o aumento da concentração da água residuária aplicada aos solos resultou em aumentos lineares nos valores de pH, sódio, soma de bases, capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), saturação por bases e decréscimos de natureza quadrática nos valores da acidez trocável (H+Al). As concentrações de boro, cálcio e carbono orgânico permaneceram constantes.

Os resultados apresentados por Campelo (1999) comprovaram que a aplicação de água residuária de suinocultura, com concentrações de sólidos totais de 2.400, 7.000 e 16.300 mg L⁻¹, aumentou o pH do solo nas diversas camadas estudadas.

Nos solos fertirrigados com esgotos sanitários tratados, os microrganismos atuam na degradação do material orgânico, podendo ocorrer diminuição no pH do solo devido à produção de dióxido de carbono e ácidos orgânicos (BOUWER e CHANEY, 1974). Porém, nessas condições, o pH do solo também pode aumentar, em razão da adição de cátions trocáveis e de ânions oriundos do efluente (STEWART et al., 1990). A aplicação de esgoto sanitário tratado com pH igual a 5,5 causou o aumento da condutividade elétrica e da concentração do íon cloreto no solo e a diminuição no valor da razão de adsorção de sódio (ORON et al., 1979).

O uso de águas residuárias com baixa salinidade, porém com porcentagem de sódio trocável (PST) acima de 10, pode promover a dispersão das partículas de argila, provocando diminuição na permeabilidade do solo e, conseqüentemente, acarretando a redução na aeração do solo.

Adisescha et al. (1997) não encontraram mudanças significativas nas características químicas do solo submetido, por períodos de tempo inferior a três anos, à

fertirrigação com efluente da indústria de celulose e papel. Por outro lado, Cromer et al. (1984) abordaram os efeitos químicos da aplicação do efluente no solo e constataram altas concentrações de sódio, cloreto, potássio e cálcio, além de valores elevados de condutividade elétrica do extrato de saturação do solo e razão de adsorção de sódio que contrabalançaram o efeito dispersante da argila no solo.

A aplicação de efluente da indústria de celulose e papel, junto com fosfogesso, corrigiu a acidez do solo, aumentou a concentração de cálcio e, ao mesmo tempo, diminuiu o acúmulo de sódio no solo (KINJO et al., 1992). Os Argissolos de textura média/argilosa e arenosa/média apresentaram maior capacidade de retenção do efluente da indústria de celulose e papel, não gerando percolado. Já o Neossolo Quartzarênico apresentou vulnerabilidade na contaminação de águas subterrâneas, em razão do surgimento de percolado contendo sódio, cloreto e potássio (RESENDE, 2003).

Fuentes et al. (2002) observaram, em solos irrigados com águas residuárias oriundas de sistemas de drenagem agrícola, durante um período de cinco anos, aumento na concentração de sódio em relação ao cálcio e magnésio. Os autores concluíram que a aplicação dessas águas sem tratamento prévio poderá ocasionar a sodificação do solo.

Os efeitos da aplicação de águas residuárias nas propriedades físicas e químicas do solo só são pronunciados após longo período de aplicação, pelos parâmetros que definem sua composição física e química, pelas condições de clima e pelo tipo de solo. Ayers e Westcot (1999) relataram que a limitação principal do uso de águas residuárias na agricultura é a sua composição química (totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente. Segundo Pizarro (1990), os sais solúveis contidos nas águas de irrigação podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica no complexo sortivo, alterando as características físicas e químicas do solo, como o regime de umidade, a aeração, os nutrientes, o desenvolvimento vegetativo e a produtividade.

Fonseca (2001), objetivando avaliar o potencial de uso e o impacto da utilização do efluente secundário de esgoto tratado (EET) como fonte de N e água em um Latossolo Vermelho distrófico cultivado com milho, concluiu que o efluente foi efetivo em reduzir a capacidade de acidificação do solo pelo uso de fertilizante mineral nitrogenado e ainda aumentou a CE e a capacidade de troca catiônica efetiva do solo (CTCe), e que o EET não conseguiu substituir completamente a adubação mineral nitrogenada, apesar de ter ocasionado maior acúmulo de N e de matéria seca na falta do

fertilizante nitrogenado mineral, quando comparado com a mesma situação de fertilização, mas irrigado com água. As concentrações de metais pesados no sistema solo-planta não foram influenciadas pelo uso de EET, uma vez que o efluente era pobre nesses elementos. Todavia, o Na^+ foi o constituinte do EET mais problemático, pois sua concentração nas amostras de solo e nas plantas aumentou mais de 15 e 100 vezes, respectivamente. O EET não foi capaz de nutrir adequadamente as plantas com P, na ausência de fertilização mineral. Nas plantas que receberam adubação completa, o efluente mostrou-se eficaz em substituir a água de irrigação, sem qualquer efeito negativo na produção de matéria seca, e proporcionou, ainda, maior acúmulo de K^+ , P e Na^+ nas folhas. Segundo Jnad et al. (2001a), o aumento na concentração de sódio e fósforo foi a principal alteração nas características químicas no solo, decorrentes da aplicação de esgoto sanitário tratado via sistema de irrigação por gotejamento subsuperficial, em áreas cultivadas com grama. Porém, não foram observados aumentos significativos nas concentrações de nitrogênio total, magnésio, potássio, carbono orgânico e condutividade elétrica do extrato de saturação do solo.

Mikkelsen et al. (1997) afirmaram que a aplicação de águas residuárias no solo, por períodos longos, pode resultar em acúmulo de nutrientes, excedendo as exigências nutricionais das plantas. Quin e Woods (1978) verificaram aumento na concentração de nitrogênio total em pastagens fertirrigadas por mais de 16 anos com esgoto sanitário tratado. Resultados semelhantes foram obtidos por Latterell et al. (1982), após cinco anos de cultivo de milho fertirrigado com água residuária. Quin e Forsythe (1978) constataram que a aplicação anual de 840 mm de esgoto sanitário tratado, com concentrações de nitrogênio total variando de 14 a 41 mg L^{-1} , acarretou o aumento nas concentrações de nitrato e de outros nutrientes, exceto de fósforo. Entretanto, esse aumento de nitrato não atingiu concentrações perigosas na solução do solo.

Estudos realizados por Lund et al. (1981) comprovaram que 51% do nitrogênio presente no esgoto sanitário aplicado foi lixiviado num perfil de solo de 0 a 6 m de profundidade. Tal lixiviação foi decorrente das altas taxas de aplicação da água residuária e da textura arenosa do solo.

Pinto (2001) também observou aumento na concentração de potássio no solo, em torno de 150%, decorrente da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro.

Campelo (1999) observou acréscimo considerável na concentração de fósforo na camada de 0,0 a 0,1 m de profundidade, principalmente onde se aplicou água residuária

com maior concentração de sólidos totais. A maior concentração de fósforo nessa camada foi atribuída, principalmente, à menor mobilidade do fósforo no solo. Loures (2002) analisou o solo de um sistema de tratamento de esgoto sanitário por escoamento superficial, sob taxas de aplicação de 0,24, 0,36 e 0,48 m³ h⁻¹ m⁻¹. Para a taxa de aplicação de 0,36 m³ h⁻¹ m⁻¹, houve aumento na concentração de fósforo, correspondendo a 8% na camada de 0,0 a 0,1 m e a 59% na camada de 0,5 a 0,6 m.

Segundo Falkiner e Polglase (1997), a capacidade do solo em reter P tem contribuído para prevenir que este nutriente não seja lixiviado abaixo da zona radicular, podendo determinar a sustentabilidade dos cultivos em que se utilize água residuária na irrigação.

Todavia, na aplicação de águas residuárias ao solo é assumido que o P é altamente retido no solo, mas estudos demonstram aumento na concentração desse nutriente nas camadas mais profundas, embora muitas vezes estes incrementos do P-solução sejam negligíveis (JOHNS e McCONCHIE, 1994b).

Queiroz et al. (2004) constataram que a aplicação de água residuária de suinocultura proporcionou acúmulo de fósforo, potássio, sódio e zinco no solo cultivado com gramíneas forrageiras, enquanto as concentrações de magnésio e cobre reduziram-se e a de cálcio manteve-se constante.

Falkiner e Smith (1997) não apenas observaram aumento no valor de pH de solos irrigados com água residuária, mas, também, diminuição do teor de Al trocável, devido ao aumento dos cátions trocáveis no solo (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺) e da alcalinidade, adicionados pelo EET. Os autores também relataram que a capacidade de troca catiônica efetiva (CTC_e) aumentou, o que foi atribuído à substituição de íons H⁺ na superfície das argilas, devido à adição de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ e HCO₃⁻ pela água de irrigação (efluente). Stewart et al. (1990) verificaram redução no teor de K⁺ em profundidade (abaixo de 100 cm).

A disposição de EET no solo mediante irrigação pode até ocasionar diminuição nas concentrações de metais pesados disponíveis no solo. Johns e McConchie (1994b) verificaram que as concentrações de Fe diminuíram na superfície do solo, embora tenham aumentado em profundidade, mediante irrigação com efluente de origem doméstica. Em outra situação, Al-Jaloud et al. (1995) constataram decréscimos nas concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn, em solos cultivados com milho e irrigados com efluente de origem doméstica. Em situações semelhantes, porém em outro experimento

(com a cultura do sorgo), os mesmos autores viram que as concentrações de Cu, Fe, Mn e Ni no solo diminuíram com a aplicação de água residuária de origem doméstica.

Estudos demonstram que as concentrações de metais pesados disponíveis no solo não têm sido alteradas pela aplicação de água residuária de origem doméstica. Inglés et al. (1992) verificaram que a fertirrigação com esse efluente não afetou as concentrações de cádmio, níquel e chumbo no solo. Smith et al. (1996) também observaram, em solos florestais irrigados com água residuária por mais de quatro anos, que as concentrações de cromo, níquel, chumbo e zinco permaneceram constantes. Resultados semelhantes foram observados por Johns e McConchie (1994a,b) e Al-Jaloud et al. (1995).

Nos trabalhos de Johns e McConchie (1994a e 1994b), ficou evidenciado que as concentrações de As, Cd, Cr e Pb, em solos cultivados com bananeira e irrigados com efluente de origem doméstica, não foram afetados. Al-Jaloud et al. (1995) notaram, em solos cultivados com milho e irrigados com EET, que o teor de Ni não foi alterado. Smith et al. (1996) também observaram, em solos florestais irrigados com água residuária por mais de quatro anos, que as concentrações de Cr, Ni, Pb e Zn extraíveis em EDTA permaneceram constantes.

Normalmente, pelo fato de o efluente ser salino, a irrigação com água residuária ocasiona aumento da salinidade do solo (CROMER et al., 1984; SMITH et al., 1996; RESENDE, 2003), que pode afetar a absorção de água pelas plantas, em virtude da presença de maior concentração dos íons Na^+ , Cl^- e HCO_3^- na solução do solo (BIELORAI et al., 1984).

O aumento da condutividade elétrica do extrato da pasta de saturação do solo submetido à irrigação com efluente de origem doméstica tem sido comum em sistemas agrícolas (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; LATTERELL et al., 1982; JOHNS e McCONCHIE, 1994b), pastagens (HORTENSTINE, 1976) e florestas (SMITH et al., 1996; FALKINER e SMITH, 1997; SPEIR et al., 1999), mais pronunciadamente na camada superficial do solo (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; LATTERELL et al., 1982; SPEIR et al., 1999). Tal situação pode ser devido a dois fatores: a evaporação da água na superfície do solo, levando ao acúmulo de sais, e a exposição do subsolo à contínua lixiviação e substituição dos sais na periferia da zona úmida, que tem apresentado aumento na concentração de sais (AL-NAKSHABANDI et al., 1997).

Johns e McConchie (1994b) verificaram que a irrigação com efluente não proporcionou apenas aumento no teor de Na^+ trocável, mas, também, levou ao

incremento no teor de Na^+ lixiviado na solução do solo. Porém, segundo os autores, o aporte de Na^+ pela aplicação de efluente não foi suficiente para substituir o Ca^{2+} e o Mg^{2+} na superfície dos colóides, tendo em vista que a lixiviação de Ca^{2+} foi semelhante em todos os tratamentos irrigados, independentemente do tipo ou da qualidade da água de irrigação. No trabalho de Stewart et al. (1990), a irrigação com efluente contendo 66,6 - 113,0 mg L^{-1} de Na^+ , apesar de ter levado ao aumento no teor de Na^+ trocável, não alterou a distribuição de sais solúveis nem dos cátions trocáveis no solo, mesmo havendo dominância de Na^+ no efluente.

Feigin et al. (1991) afirmaram que a concentração de íons específicos como Na^+ e HCO_3^- encontrados na água residuária de esgoto doméstico pode, quando aplicada ao solo, resultar na deterioração de sua estrutura, ocasionando, como conseqüência, a redução da permeabilidade do solo. Os autores afirmam ainda que, devido à abundância de partículas orgânicas e inorgânicas existentes na água, os poros da superfície do solo são obstruídos, reduzindo a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica de 20 a 30%, sendo os solos arenosos mais suscetíveis ao entupimento que os solos argilosos.

Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram aumento na concentração de metais pesados, como manganês, zinco, chumbo, cobre e cádmio, no solo que recebeu aplicação de esgoto sanitário tratado. Entretanto, a concentração de ferro diminuiu na camada de 0 a 0,2 m de profundidade, provavelmente devido à lixiviação.

Oliveira e Mattiazzo (2001) estudaram a movimentação de cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco em um solo argiloso tratado com aplicações sucessivas de efluente de lodo de esgoto, por um período de dois anos. Os resultados para cádmio, níquel e chumbo não foram conclusivos, uma vez que seus teores no solo e na solução do solo estiveram abaixo da sensibilidade do método analítico utilizado. Para os metais cobre e cromo, não houve evidência de mobilidade ao final dos dois anos agrícolas. O zinco apresentou mobilidade no perfil do solo, tendo sido encontrados incrementos significativos até a camada 0,4 a 0,6 m de profundidade.

Cao e Hu (2000) relataram que a aplicação de água residuária com 12 mg L^{-1} de cobre proporcionou aumento de 495% na concentração de cobre do solo, em relação ao solo irrigado com água limpa.

Outros estudos demonstraram que as concentrações de metais pesados disponíveis no solo não têm sido alteradas pela aplicação de esgoto sanitário tratado.

2.1.2. Aspectos microbiológicos

Em geral, a sobrevivência de bactérias patogênicas no solo depende de alguns fatores como: umidade, pH, radiação solar, temperatura, concentração de matéria orgânica e predação por outros microrganismos (CHERNICHARO, 1997). Segundo Léon Suematsu e Cavallini (1999), os microrganismos podem sobreviver por períodos mais longos no solo do que nas superfícies das culturas onde há maior exposição aos raios solares.

Beard (1940) comprovou que a umidade interfere na sobrevivência de *Salmonella typhosa* no solo. A persistência da bactéria nos solos arenosos, de baixa capacidade de retenção de água, foi de quatro a sete dias durante o período seco, porém a sobrevivência da bactéria nos solos argilosos, com alta capacidade de retenção de água, foi superior a 42 dias. Em geral, a persistência da *Salmonella typhosa* em todos os tipos de solo estudados foi maior durante o período chuvoso.

Na Tabela 1 estão os períodos de sobrevivência de alguns agentes patogênicos encontrados em solos fertirrigados com águas residuárias.

Tabela 1 – Períodos de sobrevivência de alguns agentes patogênicos no solo, para as condições de clima quente com temperatura entre 20 e 30 °C

Agentes Patogênicos	Período de Sobrevivência no Solo
Vírus	
<i>Enterovirus</i>	< 100, mais comum < 20 dias
Bactérias	
Coliformes fecais	< 70, mais comum < 20 dias
<i>Salmonella spp</i>	< 70, mais comum < 20 dias
<i>Vibrio cholerae</i>	< 20, mais comum < 10 dias
Protozoários	
<i>Entamoeba histolytica</i>	< 20, mais comum < 10 dias
Helmintos	
<i>Ancilostoma</i>	< 90, mais comum < 30 dias

Fonte: Léon Suematsu e Cavallini (1999).

Van Donsel et al. (1967) encontraram redução de 90% no nível populacional de coliformes fecais com 3,3 e 13,4 dias nas amostras de solo expostas ao ar livre, no verão e inverno, respectivamente. Chandler e Craven (1978) constataram que períodos de 18 dias em solo com 30% de umidade e de 2,5 dias em solo com 10% de umidade reduziram em 90% o nível populacional de *Escherichia coli*, para uma temperatura

ambiente de 20°C. O tempo de sobrevivência de *Salmonella typhosa* em solos ácidos (pH de 3 a 5) é bem menor do que em alcalinos (BEARD, 1940).

Yitzhaki (1971), trabalhando com água residuária contendo *Salmonella typhimurium* em colunas preenchidas com solo arenoso, verificou que a bactéria não reproduziu nessas condições, mas persistiu no solo por 44 dias. McGauher e Krone (1967) estudaram a remoção de coliformes fecais durante a percolação de água residuária através do perfil do solo, identificando o confinamento das bactérias na camada de 0,0 a 0,9 m e a redução de 64% no nível populacional. Após 12 dias Butler et al. (1954) aplicaram esgoto sanitário tratado na superfície de um solo argilo-arenoso e verificaram que na camada de 1,2 a 2,1 m de profundidade os níveis de contaminação por coliformes fecais foram inferiores a um microrganismo por 100 mL. Bitton (1994) afirmou que, a partir de 3 m no perfil do solo, os coliformes fecais não conseguem sobreviver, provavelmente em razão da ausência de material orgânico, fundamental à sua sobrevivência.

Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram que o nível populacional de bactérias heterotróficas, na camada de 0,07 a 0,10 m de profundidade do solo, é menor que na superfície de um solo que recebeu a aplicação de esgoto sanitário tratado. Os autores relataram também que a aplicação desse efluente no solo proporcionou aumento no nível populacional dos coliformes fecais, em relação ao solo seco. Hayat et al. (2002) confirmaram que a aplicação de efluente tratado de refinaria de óleo, durante 12 anos, não acarretou alteração significativa na atividade microbológica do solo.

Segundo Rocha et al. (2003), após 54 dias da aplicação de esgoto sanitário tratado não foram identificados coliformes fecais no solo, e a partir dos 60 dias não foram mais encontradas amostras positivas com ovos de helmintos, apesar do alto grau de contaminação inicial.

Na Tabela 2 estão os níveis de contaminação do solo em razão da aplicação de águas residuárias por meio de distintos sistemas de irrigação. Verifica-se, nessa tabela, que os solos fertirrigados com água residuária apresentaram contaminações microbológicas consideráveis. Os níveis populacionais de microrganismos encontrados na água residuária e no solo foram semelhantes, na maioria dos casos.

Tabela 2 – Níveis de contaminação microbiológica nas águas residuárias e nos solos por diversos métodos de irrigação

Microrganismo	Água Residuária¹	Solo²	Sistema de Irrigação
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶ a 10 ⁸	10 ⁶ a 10 ⁷	Irrigação por gotejamento
Salonella sp.	10 ⁸	10 ⁸	Irrigação por inundação
<i>Escherichia coli</i>	6 x 10 ⁶	10 ⁷ a 10 ⁸	Irrigação por aspersão
<i>Salmonella spp.</i>	1,7 x 10 ¹	10 ²	
Coliformes fecais	10 ⁴ a 10 ⁶	10 ⁴	Irrigação por sulcos

Fonte: Bastos (1992).

¹ Contagem de microrganismos por 100 mL.

² Contagem de microrganismos por 100 g de solo.

2.2. Efeitos da aplicação de águas residuárias nas plantas

2.2.1. Aspectos químicos

Estudos realizados em diversos países demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em áreas fertirrigadas com águas residuárias, desde que estas sejam adequadamente manejadas.

Léon Suematsu e Cavallini (1999) afirmaram que a utilização de esgoto sanitário tratado como fonte de nutrientes traz benefícios ao meio ambiente e ao produtor rural, podendo, assim, reduzir seus custos com aplicação de fertilizantes e, conseqüentemente, aumentar a rentabilidade.

A quantidade de N adicionada ao solo por meio da irrigação com água residuária de origem doméstica pode ser similar, ou até mesmo exceder, a quantidade aplicada via fertilização nitrogenada recomendada, durante períodos de tempo iguais (FEIGIN et al., 1978). Em Israel, enquanto a fertilização convencional de N para o algodão variou de 120 a 180 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, a quantidade de N adicionado pela irrigação EET nos experimentos com essa cultura foi maior que 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (FEIGIN et al., 1978, 1984) e ocasionou aumento na concentração de N nas folhas (FEIGIN et al., 1984).

Feigin et al. (1978) relataram que a quantidade de N adicionado ao capim-de-rhodes pela irrigação com efluente secundário de esgoto tratado foi aproximadamente 500 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Gadallah (1994) estudou o efeito da irrigação com efluente de esgoto na cultura do girassol e constatou que as plantas tiveram teores foliares de Ca, Mg e Cl mais

elevados e que o teor de P nas folhas foi menor que o de Cl. Quanto às raízes, observou-se aumento nos teores de Zn, Mn e Na, e que o aumento deste último levou as plantas a acumularem menos K. Nesse mesmo trabalho, verificou-se que as plantas tratadas com efluente apresentaram menores teores de elementos inorgânicos, devido às alterações no crescimento e na absorção de nutrientes, e que também não houve correlações entre os teores de metais no efluente e em plantas, em virtude de sua variação na água residuária.

O trabalho realizado por Shende (1985), comparando o rendimento anual de algumas culturas, comprovou que os cultivos fertirrigados com águas residuárias apresentaram maior rendimento do que os cultivos irrigados com água limpa e fertilizados com adubos químicos, conforme apresentado na Tabela 3. Martins et al. (2005) concluíram que a fertilização do solo com lodo de esgoto não afetou a qualidade de bebida do café.

Tabela 3 – Produtividade média de algumas culturas irrigadas com água limpa e fertirrigadas com distintas águas residuárias

Tipo de água	Trigo	Arroz	Batata	Algodão
	t . ha ⁻¹ ano ⁻¹			
Água limpa + adubação (NPK)	2,70	2,03	17,16	1,70
Água residuária sem tratamento	3,34	2,97	23,11	2,56
Efluente de lagoa de estabilização	3,34	2,94	20,78	2,56

Fonte: Shende (1985).

Rocha et al. (2003) relataram que plantas de couve fertirrigadas com esgoto sanitário tratado apresentaram maior produtividade e menores teores de nitrogênio total nas folhas em relação às plantas cultivadas com esterco bovino.

Al-Jaloud et al. (1995) verificaram que as concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio, sódio, cobre, manganês, molibdênio e zinco nas folhas de milho aumentaram mediante a fertirrigação com EET e que 82 a 99% da variabilidade na concentração desses minerais nas plantas foi decorrente da qualidade da água de irrigação. Em outro experimento com a cultura do sorgo, Al-Jaloud et al. (1995) observaram aumento nas concentrações foliares de nitrogênio, cálcio, magnésio e sódio mediante a fertirrigação com o mesmo efluente e diminuição nas concentrações de fósforo e potássio.

Al-Nakshabandi et al. (1997) constataram aumento nas concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio nas folhas e nos frutos de berinjela, em razão da fertirrigação com esgoto sanitário tratado. Os autores não verificaram aumento nos teores de zinco, manganês, cádmio, cromo e chumbo nas folhas.

Simonete e Kiehl (2002) cultivaram plantas de milho fertirrigadas com efluente de lodo de esgoto durante 50 dias e constataram acúmulo de ferro, manganês, zinco e cobre nas plantas.

Cao e Hu (2000) afirmaram que existe relação exponencial entre a concentração de cobre na casca do arroz e a concentração de cobre no solo. Os autores obtiveram redução de 18 a 25% na produção do arroz, em razão da diminuição tanto do número, quanto do tamanho de raízes das plantas fertirrigadas com água residuária com excesso de cobre.

Segundo Resende (2003), a aplicação de efluente tratado (proveniente do processo de fabricação de celulose) influenciou a produção de biomassa e o crescimento das plantas de eucalipto, após 240 dias de aplicação, e o aspecto nutricional das plantas foi compatível com os valores de referência de níveis críticos e faixa de suficiência para a cultura do eucalipto. Fonseca (2001), estudando o potencial de fertilização do EET sobre a cultura do milho, verificou que o efluente não conseguiu substituir completamente a adubação mineral nitrogenada, apesar de ter ocasionado maior acúmulo de N e de matéria seca na omissão do fertilizante nitrogenado mineral, quando comparado com a mesma situação de fertilização, mas irrigação com água.

Oliveira e Mattiazzo (2001) analisaram os efeitos da aplicação de efluente de lodo de esgoto na cana-de-açúcar. As concentrações de cádmio, cromo, níquel e chumbo nas amostras de plantas estiveram abaixo da sensibilidade do método analítico empregado, porém no caldo as concentrações de cádmio, cromo e níquel estiveram abaixo de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$. Os teores de cobre e zinco nas várias partes da planta de cana-de-açúcar não foram superiores aos limites normais de variação encontrados na literatura.

Águas com alta salinidade causam danos à vegetação, por simples contato direto. Os sais podem acumular-se no solo, inibindo a germinação e o crescimento das plantas, além de os efeitos osmóticos ou de toxicidade de certos íons poderem prejudicar o desenvolvimento da vegetação.

Segundo Ayers e Westcot (1991), a aplicação de águas com elevados teores de sódio e cloreto, via aspersão, proporciona desfolhação e queimaduras nas folhas de culturas sensíveis.

2.2.2. Aspectos microbiológicos

Um dos maiores problemas da utilização de águas residuárias na agricultura é a possibilidade de contaminação microbiológica do produto agrícola. Entretanto, se as técnicas de tratamento e manejo dessas águas forem adequadas, os riscos de contaminação microbiológica dos vegetais passam a ser mínimos. Geralmente, as bactérias estão mais expostas a condições ambientais adversas, como elevada temperatura, baixa umidade relativa do ar e incidência de radiação na superfície das culturas.

Estudos indicaram que a própria estrutura da planta influencia a sobrevivência de microrganismos, particularmente no sistema radicular. Com relação ao efeito da estrutura da planta, Bell e Bole (1978) constataram que 10 horas de exposição à radiação solar foram suficientes para erradicar os coliformes fecais nas plantas de alfafa fertirrigadas com esgoto sanitário tratado, porém 50 horas foram requeridas para eliminar os coliformes fecais na grama (*Phalaris arundinacea*).

Sadovski et al. (1978a) comprovaram que o nível populacional de *Escherichia coli* na casca do pepino decresceu de 10^4 bactérias por 100 g para 65 bactérias por 100 g, em oito dias após suspender a irrigação com água residuária de esgoto doméstico tratado. O clima quente e seco da região e a forma do pepino foram os fatores responsáveis pelo tempo de sobrevivência da *Escherichia coli*. Em outro experimento, Sadovski et al. (1978b) verificaram que a contaminação microbiológica de vegetais (pepino e berinjela) fertirrigados com esgoto sanitário tratado, aplicado via sistema de irrigação por gotejamento, foi 38 vezes maior que a dos vegetais irrigados com água limpa.

Al-Lahham et al. (2003) analisaram a contaminação microbiológica de frutos do tomateiro fertirrigados com esgoto sanitário tratado, via sistema de irrigação por sulcos. Os níveis populacionais de coliformes fecais na casca do fruto oscilaram entre $1,3 \times 10^2$ e 3×10^2 UFC por 100 g, porém nenhum coliforme fecal foi detectado na polpa do fruto. Os autores sugerem um limite de 3×10^2 UFC por 100 g, em relação à contaminação microbiológica de vegetais fertirrigados com águas residuárias.

Na Tabela 4 estão os períodos de sobrevivência de alguns agentes patogênicos nos vegetais, para as condições de clima quente, com temperatura entre 20 e 30°C. Verifica-se nessa tabela que os agentes patogênicos podem persistir por alguns ou por vários dias nos vegetais, porém os níveis de contaminação das águas residuárias e dos solos fertirrigados são bem maiores. Essas informações são muito importantes, tanto no manejo da aplicação de águas residuárias quanto na definição da melhor época para colheita do produto agrícola, com a finalidade de minimizar as contaminações microbiológicas.

Tabela 4 – Períodos de sobrevivência de alguns agentes patogênicos nos vegetais, para as condições de clima quente com temperatura entre 20 e 30 °C

Agentes Patogênicos	Período de Sobrevivência nos Vegetais
Vírus	
<i>Enterovirus</i>	< 60, mais comum < 15 dias
Bactérias	
Coliformes fecais	< 30, mais comum < 15 dias
<i>Salmonella</i> spp.	< 30, mais comum < 15 dias
<i>Vibrio cholerae</i>	< 5, mais comum < 2 dias
Protozoários	
<i>Entamoeba histolytica</i>	< 10, mais comum < 2 dias
Helmintos	
<i>Ancilostoma</i>	< 30, mais comum < 10 dias

Fonte: Léon Suematsu e Cavallini (1999).

Oron et al. (1991) afirmaram que a contaminação microbiológica do milho que recebeu aplicação subsuperficial de esgoto sanitário tratado foi mínima. A cobertura do solo com manta de polietileno transparente reduz consideravelmente a contaminação microbiológica de vegetais fertirrigados com esgoto sanitário tratado, aplicado via sistema de irrigação por gotejamento (SADOVSKI et al., 1978b).

A aplicação de águas de qualidade inferior pode ser feita via sistemas de irrigação por sulcos, inundação, aspersão, gotejamento e microaspersão. Aspersão e inundação são os menos indicados, em razão da maior possibilidade de contaminação do meio ambiente. Na Tabela 5 pode-se observar que o nível de contaminação microbiológica nos vegetais é bem menor que o da água residuária, independentemente do sistema de aplicação utilizado.

Tabela 5 – Níveis de contaminação microbiológica de água residuárias e das culturas

Microrganismo	Água Residuária¹	Cultura²	Observação
<i>Escherichia coli</i>	1,9x10 ⁷	8 x 10 ³	Sulcos fertirrigando alface com efluente de lodo de esgoto
		1,8 x 10 ³	Sulcos fertirrigando rabanete com lodo de esgoto
<i>Salmonella spp.</i>	10 ⁸	10 ³	Tabuleiros fertirrigando alface com esgoto sanitário tratado
		10 ⁶	Tabuleiros fertirrigando rabanete com esgoto sanitário tratado
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶	10 ⁵	Aspersores fertirrigando alface com esgoto sanitário tratado
Coliformes fecais	10 ⁶	10 ²	Gotejadores fertirrigando pepino e berinjela com esgoto sanitário tratado

Fonte: Bastos (1992).

¹ Contagem de microrganismos por 100 mL.

² Contagem de microrganismos por 100 g da planta.

2.3. Efeitos da aplicação de águas residuárias nos sistemas de irrigação por gotejamento

As águas de qualidade inferior podem danificar os sistemas de aplicação por meio da corrosão e, ou, por entupimento dos equipamentos. Geralmente, a aplicação das águas de qualidade inferior tem sido feita via sistemas de irrigação por sulcos, faixas, inundação, aspersão, gotejamento e microaspersão.

O método de irrigação localizada tem sido usado para aplicação de águas de qualidade inferior, devido à elevada eficiência de aplicação de água e ao baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo. No entanto, os sistemas de irrigação localizada possuem emissores que apresentam alta suscetibilidade ao entupimento. A sensibilidade ao problema de entupimento varia com as características do emissor (TROOIJEN et al., 2000) e com a qualidade da água relacionada aos aspectos físicos, químicos e biológicos (NAKAYAMA e BUCKS, 1991).

Os sólidos suspensos que podem entupir as pequenas passagens dos gotejadores, na maioria das vezes, possuem componentes orgânicos e inorgânicos. Geralmente, partículas maiores que um décimo do diâmetro do orifício para escoamento de água no gotejador representam risco potencial de entupimento (KELLER e BLIESNER, 1990). Problemas de entupimentos, ocasionados somente por partículas inorgânicas presentes

em esgoto sanitário tratado, são relatados por Taylor et al. (1995). Adin e Sacks (1991) consideraram as algas como um grupo de partículas de alto potencial indireto de obstrução dos emissores, particularmente aquelas com tamanho superior a 50 µm. Identificaram no esgoto sanitário tratado algas das espécies *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Coelastrium*, *Dictyosphaerium*, *Oocystis* e *Tetrahedon*, com tamanho variando de 3 a 50 µm.

Dentre os fatores biológicos de entupimento de gotejadores destacam-se as bactérias e os protozoários. Sagi et al. (1995) aplicaram esgoto sanitário tratado via sistema de irrigação por gotejamento e constataram entupimento de gotejadores por sulfobactéria (*Beggiatoa alba*). Nos relatos apresentados por Gilbert e Ford (1986), constatou-se que outros gêneros de bactérias, como *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus*, também podem propiciar problemas de obstruções. Foram identificadas colônias de protozoários do gênero *Ciliatea* nos gotejadores entupidos e ao longo das linhas laterais de sistemas de irrigação por gotejamento, abastecidos com águas residuárias (RAVINA et al., 1992). Problema idêntico foi relatado por Sagi et al. (1995), que, no entanto, constataram colônias de protozoários nos gotejadores obstruídos (*Epystilus balanarum*).

O entupimento dos emissores reduz a vazão e, conseqüentemente, diminui a uniformidade de aplicação de água de sistemas de irrigação localizada. Hills et al. (2000) verificaram diminuição de até 75% da vazão nominal média de sistemas de irrigação por gotejamento, aplicando esgoto sanitário tratado, após 3.000 horas de funcionamento. Dehghanisani et al. (2003) constataram que a aplicação de esgoto sanitário tratado proporcionou redução de até 9% no coeficiente estatístico de uniformidade de aplicação de água de sistemas de irrigação por gotejamento, operando por 187 horas. Capra e Scicolone (2004) obtiveram coeficientes de uniformidade de distribuição de água entre 0 e 77%, em sistemas de irrigação por gotejamento com aplicação de esgoto sanitário tratado, após 60 horas de operação.

Na Tabela 6 estão os principais problemas potenciais da água de irrigação quanto ao potencial de obstrução dos emissores.

Tabela 6 – Influência da qualidade da água no surgimento de problemas de obstrução nos sistemas de irrigação localizada

Problema Potencial	Unid.	Grau de Restrição para Uso		
		Nenhum	Ligeiro a Moderado	Severo
Físicos				
Sólidos em suspensão	mg L ⁻¹	< 50	50 – 100	> 100
Químicos				
Ph		< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
Sólidos solúveis	mg L ⁻¹	< 500	500 – 2.000	> 2.000
Mn	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Fe	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ácido sulfídrico	mg L ⁻¹	< 0,5		> 2,0
Biológicas				
Populações bacterianas	máx mL ⁻¹	< 10.000	10.000 – 50.000	> 50.000

Fonte: Feigin et al. (1991).

2.4. Efeitos da aplicação de águas residuárias nos sistemas de filtração

Os altos níveis de nutrientes existentes nas águas residuárias favorecem a proliferação de várias espécies de zooplâncton e de fitoplâncton, que representam um risco potencial para o entupimento de sistemas de filtração (SAGI, 1992). Em geral, os filtros que operam com águas residuárias requerem um maior número de limpezas do elemento filtrante, em razão das elevadas concentrações de sólidos suspensos.

Teltsch et al. (1992) constataram a predominância de grandes espécies de zoo e fitoplâncton ($\geq 200 \mu\text{m}$) em esgoto sanitário tratado, destinado à fertirrigação. Sagi (1992) constatou elevadas concentrações de partículas orgânicas com diâmetros entre 20 e 600 μm em esgotos sanitários tratados. Esas partículas foram representadas, principalmente, por algas dos gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Spirolina* e zooplâncton dos grupos Rotifera, Copepoda e Clodocera.

2.5. Características físicas e químicas da água residuária

Segundo von Sperling (1996), as águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, portanto é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade de tratamento de esgotos. A característica dos esgotos é função dos usos aos quais a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam

com o clima, a situação social e econômica e os hábitos da população (von SPERLING, 1996).

Na Tabela 7 estão apresentadas as principais características físicas e químicas das águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos, segundo von Sperling (1996).

Tabela 7 – Características físicas e químicas das águas residuárias brutas provenientes dos esgotos domésticos¹

Parâmetros	Contribuição <i>Per Capita</i>			Concentração	
	(g hab ⁻¹ d ¹)				
	Faixa	Típico	Unid.	Faixa	Típico
Sólidos totais	120 – 200	180	mg L ⁻¹	700 – 1350	1100
Em suspensão	35 – 70	60	mg L ⁻¹	200 – 450	400
Fixos	7 – 14	10	mg L ⁻¹	40 – 100	80
Voláteis	25 – 60	50	mg L ⁻¹	165 – 350	320
Dissolvidos	85 – 150	120	mg L ⁻¹	500 – 900	700
Fixos	50 – 90	70	mg L ⁻¹	300 – 550	400
Voláteis	35 – 60	50	mg L ⁻¹	200 – 350	300
Sedimentáveis	-	-	mg L ⁻¹	10 – 20	15
Matéria orgânica					
Determinação indireta					
DBO ₅	40 – 60	50	mg L ⁻¹	200 – 500	350
DQO	80 – 130	100	mg L ⁻¹	400 – 800	700
DBO última	60 – 90	75	mg L ⁻¹	350 – 600	500
Determinação direta					
COT	30 – 60	45	mg L ⁻¹	170 – 350	250
Nitrogênio total	6,0 – 112,0	8,0	mg L ⁻¹	35 – 70	50
Nitrogênio orgânico	2,5 – 5,0	3,5	mg L ⁻¹	15 – 30	20
Amônia	3,5 – 7,0	4,5	mg L ⁻¹	20 – 40	30
Nitrito	≅ 0	≅ 0	mg L ⁻¹	≅ 0	≅ 0
Nitrito	0,0 – 0,5	≅ 0	mg L ⁻¹	0 – 2	≅ 0
Fósforo total	1,0 – 4,5	2,5	mg L ⁻¹	5 – 25	14
Fósforo orgânico	0,30 – 1,5	0,8	mg L ⁻¹	2 – 8	4
Fósforo inorgânico	0,7 – 3,0	1,7	mg L ⁻¹	4 – 17	10
pH	-	-	-	6,7 – 7,5	7,0
Alcalinidade (CaCO ₃)	20 – 30	25	mg L ⁻¹	110 – 170	140
Cloreto	4 – 8	6	mg L ⁻¹	20 – 50	35
Óleos e graxas	10 – 30	20	mg L ⁻¹	55 – 170	110

¹Fonte: von Sperling (1996).

Segundo Ayers e Westcot (1999), as principais características estudadas para avaliação da qualidade da água de irrigação são: salinidade da água de irrigação e a Razão de Adsorção de Sódio – RAS. A salinidade afeta a disponibilidade de água para a cultura e, juntamente com a RAS, influencia a taxa de infiltração de água no solo, e toxicidade de íons específicos, como Na, Cl e B.

Na Tabela 8 estão as principais diretrizes para interpretação da qualidade de água de irrigação quanto ao grau de restrição para uso, segundo Ayers e Westcot (1999).

Tabelas 8 – Diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação¹

Problema Potencial	Unid.	Grau de Restrição para Uso			
		Nenhum	Ligeiro a Moderado	Severo	
Salinidade (afeta a disponibilidade de água para as culturas)					
CE _a ²	dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0	
Ou					
TDS ³	mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000	
Infiltração (avaliada usando-se a CE_a e RAS, conjuntamente)					
RAS ⁴	= 0 – 3	e CE _a =	> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
	= 3 – 6	=	> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
	= 6 – 12	=	> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
	= 12 – 20	=	> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
	= 20 – 40	=	> 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9
Toxicidade por íons específicos (afeta culturas sensíveis)					
Sódio (Na)					
Irrigação por superfície	RAS	< 3	3 – 9	> 9	
Irrigação por aspersão	mg L ⁻¹	< 69	> 69		
Cloreto (Cl)					
Irrigação por superfície	mg L ⁻¹	< 142	142 – 355	> 355	
Irrigação por aspersão	mg L ⁻¹	< 106	> 106		
Boro (B)					
	mg L ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0	
Outros (afetam culturas sensíveis)					
Nitrogênio (NO ₃ - N)	mg L ⁻¹	< 5	5 – 30	> 30	
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)					
(apenas aspersão convencional)	mg L ⁻¹	< 90	90 – 500	> 500	
pH			Faixa Normal 6,5 – 8,4		

¹ Com base em uma porcentagem de lixiviação entre 15 e 20%.

² CE_a – condutividade elétrica da água de irrigação.

³ TDS – totais de sólidos dissolvidos.

⁴ RAS – razão de adsorção de sódio (mmol_e L⁻¹)^{0,5}.

Fonte: Ayers e Westcot (1999).

Na Tabela 9 estão as concentrações de elementos-traços contidos nas águas residuárias de esgoto bruto, após os tratamentos primário e secundário, e os níveis permissíveis para uso na irrigação e no consumo humano.

Tabela 9 – Concentração de alguns elementos-traços contidos nas águas residuárias de origem doméstica brutas, após tratamento primário, secundário, níveis permissíveis para uso na irrigação e consumo humano

Elementos	Esgoto Bruto		Efluente Primário		Efluente Secundário		Critério para Irrigação ¹		Consumo Humano
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Longo Tempo	Curto Tempo ²	
----- mg L ⁻¹ -----									
Al	-	-	-	-	-	-	5,0	-	5,0
As	< 0,0003 – 1,9	0,085	< 0,005 – 0,03	< 0,005	< 0,005 – 0,023	< 0,005	0,1	10,0	0,2
Be	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1
B	< 0,123 – 20,0	-	< 0,01 – 2,5	1,0	< 0,1 – 2,5	0,7	0,75	2,0	5,0
Cd	< 0,0012 – 2,1	0,024	< 0,02 – 6,4	< 0,02	< 0,005 – 0,15	< 0,005	0,01	0,05	0,05
Cr	< 0,008 – 83,3	0,400	< 0,05 – 6,8	< 0,05	< 0,005 – 1,2	0,02	0,1	20,0	1,0
Co	-	-	-	-	-	-	0,05	-	1,0
Cu	< 0,001 – 36,5	0,420	< 0,02 – 5,9	0,10	< 0,006 – 1,3	0,04	0,20	5,0	0,5
F	-	-	-	-	-	-	1,0	-	2,0
Fe	-	-	-	-	-	-	5,0	-	-
Pb	0,001 – 11,6	0,120	< 0,02 – 6,0	< 0,2	0,003 – 0,35	0,008	5,0	20,0	0,1
Li	-	-	-	-	-	-	2,5	-	-
Mn	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,05
Hg	< 0,0001 – 3,0	0,110	0,0001 – 0,125	0,0009	< 0,0002 – 0,001	0,0005	-	-	0,01
Mo	< 0,0011 – 0,9	-	< 0,001 – 0,02	0,007	0,001 – 0,0018	0,007	0,01	0,05	-
Ni	0,002 – 111,4	0,230	< 0,1 – 1,5	< 0,1	0,003 – 0,6	0,004	0,2	2,0	-
Se	< 0,002 – 10,0	0,041	< 0,005 – 0,02	< 0,005	< 0,005 – 0,002	< 0,005	0,02	0,05	0,05
Va	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1
Zn	< 0,001 – 28,7	0,52	< 0,02 – 2,0	0,12	0,004 – 1,2	0,04	2,0	10,0	24,0

¹ A máxima concentração é baseada numa taxa de aplicação de água residuária de 1.200 mm ano⁻¹. Em casos de taxas maiores, as concentrações máximas devem ser reduzidas.

² Para uma aplicação em solos de textura fina.

Fonte: Feigin et al. (1991).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Unidade piloto de tratamento de água residuária e agricultura irrigada

O experimento foi realizado na Unidade Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada, localizada na Universidade Federal de Viçosa – UFV, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola – DEA. A Unidade Piloto é constituída por uma estação elevatória e uma unidade de tratamento de água residuária de origem doméstica, abastecida pelo esgoto proveniente do condomínio residencial Bosque Acamari.

Na Unidade são conduzidos vários experimentos com tratamento de esgotos por disposição no solo via escoamento superficial, via irrigação por gotejamento e pelo sistema alagado. Em alguns experimentos a AR recebe tratamento primário e em outros é utilizada a AR não-tratada.

Um sistema de irrigação localizada por gotejamento possibilita a aplicação do efluente em uma área de 0,14 ha de cafeeiro arábica (*Coffea arabica*), variedade Catuaí, cujo espaçamento é de 2,5 m entre as linhas de plantio e 0,75 m entre as plantas, com quatro anos de idade. O sistema de tratamento por escoamento superficial é constituído de quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de irrigação de 1 m de largura e 25 m de comprimento, com declividade de 2%, cultivadas com capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers). O sistema alagado vegetado (*wetland*) é composto por quatro leitos com fluxo subsuperficial horizontal, para tratamento secundário/terciário de esgoto doméstico, construídos paralelamente,

com blocos de cimento, nas dimensões de 0,35 m de altura x 1,0 m de largura x 24,0 m de comprimento, posicionados sobre o solo e impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila (PVC), espessura de 0,50 mm. O meio suporte utilizado é a brita # 0 e a espécie plantada é a taboa (*Typha sp*). O efluente dos dois últimos sistemas é armazenado em uma lagoa facultativa, com capacidade de 300 m³.

O solo da área experimental, segundo Vieira (2003), é um Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, dividido em cinco horizontes, denominados: horizonte A de 0 a 0,13 m de profundidade; horizonte AB de 0,13 a 0,26 m de profundidade; horizonte BA de 0,26 a 0,48 m; horizonte B₁ de 0,48 a 0,75 m; e o horizonte B₂ de 0,75 a 1,00 m.

3.2. Implantação do experimento

Na realização do experimento usou-se apenas parte da Unidade Piloto (0,14 ha de cafeeiro arábica, variedade Catuaí, plantado em 2002). Nessa área, Santos (2004) realizou um experimento, em 2003, visando avaliar os aspectos de contaminação do solo e dos grãos de café, além de verificar o estado nutricional do cafeeiro, após aplicação da água residuária tratada de origem doméstica, proveniente da lagoa facultativa. Os resultados demonstraram que, apesar do aumento nas concentrações de Na⁺, P e K⁺ no solo, estas não foram significativas e não houve contaminação dos grãos, mas houve contaminação do solo na camada superficial, porém em níveis muito baixos.

Após o final do experimento de Santos (2004), foi montada, na mesma área, uma infra-estrutura para aplicação da água residuária bruta, proveniente do esgoto doméstico. A infra-estrutura é composta de uma linha de derivação que capta a água residuária bruta da adutora e a conduz a um filtro de areia, para ser filtrada. Após a filtração, a água residuária é armazenada num tanque com capacidade de 2.500 L, com um sistema de motobomba acoplado, o que possibilita a sua aplicação através de um sistema de irrigação por gotejamento, depois de passar novamente por um filtro de disco de 1", com malha de 120 mesh e capacidade de filtração de até 5,0 m³ h⁻¹.

Essa infra-estrutura foi utilizada para implementação do experimento conduzido por Medeiros (2005), entre novembro de 2003 e julho de 2004, que avaliou, durante nove meses, as alterações químicas do solo, além da dispersão de argilas e o estado nutricional do cafeeiro sob efeito da fertirrigação com água residuária de origem doméstica filtrada. Além da caracterização inicial do solo e da planta, foram feitas

avaliações trimestrais das características do solo e do estado nutricional da cultura, nos tempos tp_1 , tp_2 e tp_3 (aos três, seis e nove meses, respectivamente). No que se refere às características químicas do solo, à dispersão de argilas e ao estado nutricional do cafeeiro, este experimento é continuação do trabalho de Medeiros (2005), e avaliou as mesmas características nos tempos tp_4 , tp_5 e tp_6 (aos 12, 15 e 18 meses de aplicação de água residuária).

Nos Laboratórios de Física e de Fertilidade do Solo, ambos do Departamento de Solos (DPS) da UFV, foram determinadas as características físicas (Tabela 10) e químicas (Tabela 11) do solo: CE, ADA, RAS, PST, análise granulométrica, densidade do solo (D_s) e das partículas (D_p) e condutividade hidráulica em meio saturado (K_o), porosidade total (P_t), macroporosidade (α) e microporosidade (μ), curvas de retenção de água no solo, pH, P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, matéria orgânica (MO), N – total, P – remanescente, Zn, Fe, Mn, Cu, B e S.

As análises físicas e químicas do solo foram realizadas, segundo métodos descritos em EMBRAPA (1997).

A K_o foi obtida pelo método do permeâmetro de carga constante, conforme a metodologia de Klute (1965), apresentada pela EMBRAPA (1997), usando-se água destilada e uma solução eletrolítica de cloreto de cálcio, $CaCl_2$ ($0,5 \text{ mmol.L}^{-1}$). (μ) foi obtida pelo método da mesa de tensão, enquanto P_t e α foram obtidas pelas fórmulas descritas pela EMBRAPA (1997). A D_s foi obtida pelo método do anel de Kopecky e a D_p , pelo método do balão volumétrico, descritos pela EMBRAPA (1997). A curva de retenção de água no solo foi obtida pelo método do extrator de Richards (1954), para amostra de solo com estrutura deformada, empregando-se as tensões de 10, 33, 100, 300, 1.000 e 1.500 kPa.

O pH foi determinado em água, usando-se 10 cm^3 de terra fina seca ao ar (TFSA) e 25 mL de água destilada. A condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo foi determinada a 25°C .

O carbono orgânico foi obtido pelo método Walkley e Black, que utiliza o dicromato ($Cr_2O_7^{-2}$) em meio ácido como oxidante dos compostos orgânicos contidos em amostra de 1,0 g de TFSA triturada em almofariz. Para dosagem do carbono orgânico “facilmente oxidável” (CO_{fo}), procedeu-se à titulação do dicromato de potássio ($1/6 \text{ mol.L}^{-1}$) remanescente da oxidação com a solução de sulfato ferroso amoniacal, usando-se a difenilamina como indicador.

O conteúdo de carbono orgânico total foi estimado mediante a multiplicação do conteúdo de CO_{fo} por um fator de 1,3 assumindo-se que, em média, 77% dos compostos orgânicos foram oxidados. O conteúdo de matéria orgânica foi estimado ao multiplicar o valor do conteúdo de carbono orgânico total pelo fator 1,724 (fator de “Van Bemmelen”).

Cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídos com KCl 1 mol L^{-1} , na relação de 5 cm^3 de TFSA para 50 mL de extrator, com 5 minutos de agitação da mistura, seguida por decantação, pelo tempo de 16 horas. As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica, com adição de cloreto de estrôncio (1600 mg L^{-1} de Sr^{2+} na solução de leitura), para prevenir a interferência do íon fosfato nas determinações. O Al^{3+} foi determinado por titulometria, tendo sido utilizado NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ como titulante, na presença de azul-de-bromotimol como indicador.

Fósforo, potássio e sódio foram extraídos com a solução Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ + H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$), na relação solo: solução de 1:10, com 5 minutos de agitação da mistura, seguindo-se decantação durante 16 horas. O fósforo foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular e o potássio e o sódio, por fotometria de emissão de chama.

Fez-se a determinação de enxofre disponível pelo método de Hoefl et al., ou seja, extração do enxofre disponível com $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, 500 mg L^{-1} de fósforo, em HOAc 2 mol L^{-1} (HOEFT et al., 1973; ALVAREZ, V. et al., 2001). Em 10 cm^3 de TFSA, adicionaram-se 0,5 g de carvão ativado e 25 mL do extrator, e agitou-se a mistura durante 45 minutos, seguida de decantação por 5 minutos, e de filtração em papel de filtração lenta. As concentrações de enxofre disponível foram determinadas mediante espectrofotometria UV-visível.

A extração de zinco, manganês, ferro e cobre trocáveis se deu em conjunto com o fósforo disponível e potássio trocável, ou seja, utilizando-se a mesma solução extraída com Mehlich-1. As concentrações de Zn, Mn, Fe e Cu foram determinadas mediante espectrofotometria de absorção atômica.

Para extração de boro disponível utilizou-se o método da água quente, isto é, com a adição de água deionizada a 10 cm^3 de TFSA, acondicionada em saco de polietileno com 0,4 g de carvão ativado, 20 mL de água, aquecendo-se a mistura em forno microondas (durante 4 minutos a 700 W, seguido de 5 minutos a 490 W); após a

filtragem lenta da mistura, a determinação de boro foi feita por espectrofotometria UV/VIS com azometina (ABREU et al., 1994; FERREIRA, 1998).

O nitrogênio total do solo foi determinado pelo método Kjeldahl. Uma amostra de 1 g de TFSA foi submetida à digestão ácida (conversão do N orgânico em NH_4^+ e, posteriormente, em amônia), seguida de destilação da amônia arrastada por vapor d'água até solução de H_3BO_3 , contendo indicador ácido-base, seguindo-se a titulação com HCl ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) (APHA, 1995).

Os teores de potássio foram determinados diretamente em extratos da mineralização nítrico-perclórica, mediante fotometria de emissão de chama.

Para avaliação da contaminação microbiológica no perfil do solo, foram coletadas amostras de solo ao final do experimento, um dia após a última irrigação, com trado Uhland, esterilizado, à superfície e nas profundidades 0,10, 0,30 e 1,00 m. As amostras foram colocadas em sacos plásticos esterilizados e levadas ao Laboratório de Microbiologia de Alimentos do Departamento de Microbiologia da UFV. Para indicador de contaminação microbiológica foi determinada a quantidade de *Escherichia coli* por grama de solo. As amostras foram analisadas pela técnica do Número Mais Provável, de acordo com a Instrução Normativa 62, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA (2003).

Antes do início do experimento, caracterizaram-se inicialmente as plantas em cada parcela. Foram medidos as alturas das plantas e o diâmetro da base das copas, e realizada amostragem de folhas, visando determinar os teores de macro e de micronutrientes; foram coletados o terceiro e quarto pares de folhas, a partir do ápice dos ramos produtivos no terço médio e no terço superior do cafeeiro, dos dois lados de cada uma das quatro plantas úteis por parcela.

Durante o período do experimento, a cada três meses, foram medidos a altura da planta e o diâmetro da copa, e coletadas amostras de folhas.

No Laboratório de Análise Foliar do DPS, da UFV, determinaram-se os teores foliares de nutrientes com base nos métodos constantes em EMBRAPA (1999b). Para tanto, subamostras de folhas foram, após secagem, moídas e mineralizadas. Nos extratos da mineralização sulfúrica determinou-se o nitrogênio e nos extratos da mineralização nítrico-perclórica, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu e Zn. Os teores de Cu, Fe, Mn, Zn foram determinados diretamente nos extratos, por espectrofotometria de absorção atômica; por esse método foram também determinados Ca e Mg, adicionando-se cloreto de estrôncio à solução, a fim de evitar a interferência de fosfatos e de alumínio possivelmente presentes.

Em junho de 2004 foi realizada a primeira colheita do café, e ao final do experimento, em junho de 2005, a segunda. Após as colheitas, os grãos foram secos, beneficiados e pesados, para determinação da produtividade em cada parcela. O teor de água dos grãos beneficiados foi determinado e o peso de cada amostra foi ajustado para a umidade-padrão de 12%. Amostras de grãos de cada parcela, na segunda colheita, foram levadas ao Laboratório de Armazenamento e Secagem de Grãos do DEA – UFV, para determinação do tamanho de peneiras. Dessas amostras foram retiradas subamostras, que foram levadas ao Laboratório de Análises Foliaves do DPS, para determinação dos teores dos mesmos nutrientes analisados nas folhas do cafeeiro.

Para quantificar o aporte de nutrientes pela água residuária, foram coletadas alíquotas de 100 mL a cada irrigação, diretamente no gotejador. As amostras foram acumuladas durante cada mês e armazenadas em freezer. Mensalmente, as amostras compostas foram analisadas para determinação das concentrações de P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, N – total, Zn, Fe, Mn, Cu, além do pH e da condutividade elétrica (CE).

Devido à dificuldade operacional para determinação da matéria orgânica da água residuária e sua grande variabilidade temporal, inicialmente optou-se por não quantificá-la. Com o decorrer do experimento, houve necessidade de, pelo menos, obter uma estimativa dessa matéria orgânica. Para quantificar o aporte de matéria orgânica foi feita uma análise mensal de DBO_{5, 20}, entre janeiro e maio de 2005. Como esta precisa ser feita no mesmo dia da coleta da amostra e o procedimento dura cinco dias, apenas uma análise mensal foi realizada e o resultado foi adotado como média do mês. Em quatro das cinco amostras, aproveitou-se para quantificar também o teor de sólidos totais, fixos, voláteis, suspensos e dissolvidos. As amostras foram coletadas antes do filtro de areia, entre os filtros de areia e de disco e nos gotejadores, após passarem pelo conjunto de filtros.

As análises da água residuária foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em conformidade com as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 1995).

A DBO_{5, 20°C} foi obtida pela determinação do oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (processo Winkler).

Os sólidos suspensos totais foram determinados pelo método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro).

A quantificação de *Escherichia coli* foi realizada pelo método do substrato cromogênico. Os equipamentos utilizados foram: cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer e lâmpada UV, do método conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX.

O pH foi determinado com peagâmetro de bancada “DIGIMED DM-20” (eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica), com resolução de 0,1/0,01 de pH.

A condutividade elétrica foi quantificada com condutivímetro de bancada “Cia da Água”, modelo Mca-150.

Os nutrientes foram quantificados pela metodologia proposta pela APHA (1995 e 1997).

3.3. Características iniciais do solo

Pelas características iniciais do solo (Tabelas 10 e 11) e considerando as diretrizes preconizadas pela Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação (1999), pode-se inferir que o solo apresentava:

- acidez elevada em todo o perfil, aumentando com a profundidade (pH variando de 4,5 a 5,0);
- teor de P disponível considerado muito baixo;
- teores de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis considerados baixos e decrescentes com a profundidade;
- teor de S disponível considerado baixo na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m; médio na de 0,20 – 0,40 m; e muito boa na de 0,40 – 0,60 m;
- acidez trocável (Al^{3+}) e potencial (H + Al) consideradas altas nas faixas de profundidades de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m e médias na de 0,40 – 0,60 m;
- soma de base (SB) considerada baixa na faixa de profundidade 0 – 0,20 e muito baixa nas de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m;
- CTC efetiva (t) baixa em todas as faixas de profundidade;
- CTC total média nas faixas de profundidade 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m e baixa na de 0,40 – 0,60 m;
- saturação por alumínio (m) alta nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m e média na de 0,40 – 0,60 m;
- saturação por bases (V) considerada muito baixa, em todas as faixas de profundidade;

Tabela 10 – Características físicas iniciais do solo da área experimental

Prof. (m)	D _s	D _p	ADA	K _o (20°C)	Areia		Silte	Argila	Classificação Textural	Tensão de Água no Solo (kPa)				
					Grossa	Fina				10	30	100	500	1500
		-----g cm ⁻³ -----	%	cm h ⁻¹	-----%-----				-----Teor de água (kg kg ⁻¹)-----					
0 – 0,20	1,29	2,65	44,00	4,91	27	14	8	51	Argilosa	0,339	0,280	0,216	0,203	0,184
0,20 – 0,40	1,37	2,68	42,00	3,72	26	12	9	53	Argilosa	0,310	0,260	0,201	0,198	0,181
0,40 – 0,60	1,34	2,69	2,00	2,68	21	11	7	61	Muito argiloso	0,319	0,291	0,228	0,220	0,203

Prof = profundidade; D_s = densidade do solo; D_p = densidade de partícula; ADA = argila dispersa em água; K_o = condutividade hidráulica em meio saturado.

Tabela 11 – Características químicas iniciais do solo da área experimental

Prof. (m)	pH	PST	CE	RAS	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H AL	SB	t	T	V	m	ISNa	MO	N - total	P rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
		%	ì S cm ⁻¹		mg dm ⁻³		-----cmolc dm ⁻³ -----							-----%-----	----dag kg ⁻¹ ----	mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----									
0 – 0,20	4,59	1,10	135,0	0,13	5,70	0,07	0,09	0,66	0,19	1,20	6,90	1,01	2,21	7,91	12,80	54,30	3,93	3,66	0,08	22,10	45,80	38,60	11,40	9,42	2,32	5,20
0,20 – 0,40	4,66	1,11	86,8	0,14	1,50	0,10	0,07	0,35	0,08	1,20	5,30	0,60	1,80	5,90	10,20	66,70	3,62	2,44	0,05	20,50	2,31	25,50	4,30	1,39	0,87	7,40
0,40 – 0,60	4,86	0,91	61,5	0,07	0,50	0,04	0,04	0,53	0,07	0,60	3,60	0,68	1,28	4,28	15,90	46,90	3,06	1,47	0,03	13,20	18,40	14,10	1,80	3,98	1,08	10,70

Prof = profundidade; pH em água; PST = porcentagem de sódio trocável; RAS = razão de adsorção de sódio; CEes = condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo; P, Na⁺, K⁺, Fe, Zn, Mn, Cu = extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ = extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al = extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; SB = soma de bases trocáveis; t = capacidade de troca catiônica efetiva; T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V = índice de saturação de bases; m = índice de saturação de alumínio; ISNa = índice de saturação de sódio; MO = carbono orgânico.

* 1,724 = Walkley-Black; N = total = nitrogênio total – Kjeldahl; P-rem = fósforo remanescente; B = extrator água quente; e S = extrator fosfato monocálcico em ácido acético.

- teor de matéria orgânica (MO) no solo, nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, considerado médio; e baixo na de 0,40 – 0,60 m;
- teor de Zn considerado alto em todas as faixas de profundidade;
- teor de Fe considerado adequado na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m; médio na de 0,20 – 0,40 m e baixo na de 0,40 – 0,60 m;
- teor de Mn disponível considerado adequado na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m; baixo na de 0,20 – 0,40 m e muito baixo na de 0,40 – 0,60 m;
- teores de Cu e B considerados altos nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,40 – 0,60 m e adequado nas de 0,20 – 0,40m;
- dispersão química nas camadas de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, nas quais a ADA alcançou valores superiores a 40%;
- $CE_{es} < 2 \text{ dS m}^{-1}$ e $PST < 7 \%$, sendo classificado como normal, segundo Pizarro (1990), portanto não apresentava problemas de salinidade e o sódio adsorvido se encontrava abaixo dos limites prejudiciais;
- condutividade hidráulica em meio saturado (K_o) moderada e decrescente com a profundidade;
- densidade de partículas do solo iguais a 1,29, 1,37 e 1,34 nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, respectivamente;
- porosidade total igual a 51,3, 48,9 e 50,2% nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, respectivamente; e
- capacidade de retenção de água igual a 40,0, 35,3 e 31,1 mm nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, respectivamente.

Na Tabela 12 estão as características iniciais das folhas do cafeeiro quanto ao teor de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B) e a faixa crítica para cada um deles, segundo a Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do Estado de Minas Gerais – 5^a aproximação, 1999.

3.4. Tratamentos aplicados, delineamento experimental e condução do experimento

Para as características químicas do solo, ADA e estado nutricional do cafeeiro, os tratamentos (T) avaliados foram: manejo convencional – MC (T_1), com irrigação com água -doce e adubação segundo a 5^a aproximação, e manejo com água residuária – MR, com aplicação de cinco diferentes lâminas, correspondentes a T_2 , T_3 , T_4 , T_5 e T_6 .

Tabela 12 – Teores foliares de nutrientes no cafeeiro no início do experimento

	N	P	K	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B
	-----g kg ⁻¹ -----						-----mg kg ⁻¹ -----				
FC	26,40 – 30,80	2,20 – 2,60	21,80 – 28,40	12,10 – 14,50	3,40 – 5,80	1,00 – 1,20	6,00 – 12,00	62,00 – 88,00	94,00 – 313,00	12,00 – 29,00	28,00 – 52,00
C_{ic}	24,90	2,24	12,00	7,82	2,66	1,46	12,40	132,00	365,30	22,50	46,80

FC = faixas críticas de macro e micronutrientes em folhas de cafeeiros (Fonte: Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação, 1999).

C_{ic} = condição inicial do cafeeiro.

Cada unidade experimental tinha oito plantas por parcela, e ocupava uma área de 15 m². Apenas as quatro plantas centrais foram avaliadas; as demais foram utilizadas como bordadura. Para as demais características avaliadas (características físicas do solo, contaminação microbiológica e produtividade do cafeeiro), foi incluído um tratamento sem irrigação, com adubação e calagem apenas no início do experimento, denominado testemunha (T₀). O delineamento utilizado foi o de blocos casualizados, com três repetições.

O intervalo entre amostragens para avaliação das alterações físicas do solo foi de 18 meses, realizando-se uma avaliação inicial e outra ao final do experimento.

O MC (T₁) consistiu de calagem, adubação convencional e irrigação suplementar com água-doce.

Nos tratamentos T₀ e T₁, realizaram-se a calagem e adubação do cafeeiro com base na análise química do solo, seguindo a Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do Estado de Minas Gerais – 5^a aproximação (1999). A calagem foi realizada com base no método da neutralização do Al³⁺ e da elevação dos teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, aplicando-se, de uma só vez, em novembro de 2003, 1.290 kg ha⁻¹ de calcário PRNT 65%, com 30% de CaO e 12% de MgO, em linha contínua, abaixo da saia do cafeeiro.

Na adubação convencional foram aplicados, em dezembro de 2003 (T₀ e T₁), 50 kg ha⁻¹ de P₂O₅, tomando-se por base as concentrações de P disponível no solo e a de P-remanescente, considerando-se uma produtividade de 31 a 40 sc ha⁻¹, e em dezembro de 2004 (T₁), 63 kg ha⁻¹, considerando-se uma produtividade acima de 50 sc ha⁻¹. A fonte de P₂O₅ utilizada foi o superfosfato simples, aplicado de uma só vez. As adubações com N e K⁺ foram realizadas, aplicando-se 150 kg ha⁻¹ de N e 150 kg ha⁻¹ de K₂O no ano 1, com base na concentração de N nas folhas e na concentração de K⁺ no solo. A aplicação desses nutrientes foi realizada sob a saia do cafeeiro e parcelada em duas vezes, com intervalo de 30 dias (12/2003 e 1/2004). No ano 2, foram aplicados 500 kg ha⁻¹ de N e 400 kg ha⁻¹ de K₂O, também parcelado em duas vezes (12/2004 e 1/2005). A fonte de N utilizada foi o sulfato de amônio e a de K, o cloreto de potássio.

A irrigação no MC foi conduzida com base na evapotranspiração do cafeeiro, devendo-se ressaltar que no tempo 1 – tp₁ (31/1/2004, após 90 dias da adoção dos manejos) foi aplicada uma lâmina acumulada de 46 mm; no tempo 2 – tp₂ (30/04/2004, após 180 dias da adoção dos manejos), a lâmina acumulada totalizou 55 mm; no tempo 3 – tp₃ (31/7/2004, após 270 dias da adoção dos manejos), a lâmina acumulada foi de

101 mm; no tempo 4 – tp₄ (31/10/2004, após 360 dias da adoção dos manejos), foi aplicada uma lâmina acumulada de 229 mm; no tempo 5 – tp₅ (31/1/2005, após 450 dias da adoção dos manejos), a lâmina acumulada totalizou 285 mm; e no tempo 6 – tp₆ (30/4/2005, após 540 dias da adoção dos manejos), a lâmina acumulada foi de 341 mm.

Para estimativa da evapotranspiração do cafeeiro, instalou-se uma estação climatológica na área experimental, para monitoramento das condições climáticas.

No MR, o critério adotado na definição das lâminas da água residuária seguiu o manejo adotado por Medeiros (2005). As lâminas de água residuária aplicadas acumuladas totalizaram: no tp₁, 117, 146, 234, 264 e 293 mm; no tp₂, 155, 197, 309, 360 e 399 mm; no tp₃, 202, 262, 399, 468 e 532 mm; no tp₄, 308, 422, 616, 731 e 857 mm; no tp₅, 358, 466, 705, 828 e 956 mm; e no tp₆ 406, 515, 798, 924 e 1071 mm (nos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆, respectivamente). A frequência da aplicação da água residuária foi diária, exceto aos sábados e domingos.

A cada três meses foi monitorada a uniformidade de distribuição de água do sistema de irrigação, mediante medições de vazão pelo método direto, durante três minutos, em 50% dos emissores de cada linha. Com os dados de vazão determinou-se o coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD do sistema de irrigação, segundo a metodologia proposta por Keller e Karmeli (1975).

Semanalmente, realizavam-se práticas preventivas para reduzir o risco de entupimento do sistema de aplicação (gotejadores), as quais consistiam na observação visual da vazão dos gotejadores, nas aberturas dos finais das linhas para remoção dos sólidos que se acumulavam e na retrolavagem do filtro de areia. O filtro de disco foi lavado diariamente. Os gotejadores obstruídos foram imediatamente substituídos.

3.5. Análise estatística dos dados

Os dados das características químicas de solo - pH, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H + Al, MO, N – total, P – rem, Zn, Fe, Mn, Cu, B, S, CE, RAS e PST – e os de ADA, nas seis épocas de amostragem (tp₁ a tp₆), foram, inicialmente, submetidos à análise de variância, segundo o esquema de parcelas subdivididas, em que os tratamentos de manejo constituíram os da parcela e os tempos, os da subparcela, estes com restrições à casualização (Tabela 13). As análises de variância foram realizadas para cada camada de solo (0 – 0,20, 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m).

Tabela 13 – Esquema utilizado na análise de variância dos dados de características químicas de solo e planta

Fonte de Variação	Graus de Liberdade
Bloco	2
Tratamento	5
Bloco x tratamento (erro A)	10
Tempo de aplicação	5
Tempo de aplicação x bloco	10
Tratamento x tempo de aplicação	25
Resíduo (erro B)	50

O mesmo procedimento foi adotado em relação aos teores foliares de N, P, K, Ca, Mg, Na, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B e às características da planta.

Para cada camada, realizou-se o desdobramento da interação tratamento x tempo de aplicação, visando avaliar os efeitos polinomiais (linear, quadrático, cúbico e quarto grau) das cinco lâminas de água residuária aplicadas (T_2 , T_3 , T_4 , T_5 e T_6) em cada tempo. Esse desdobramento visou avaliar o efeito cumulativo da aplicação de AR nas características do solo. A significância desses efeitos foi testada com base num valor de quadrado médio do resíduo combinado e no respectivo número de graus de liberdade, calculados com base em Satterthwaite, até o nível de 5% de probabilidade, pelo teste F. Foram também avaliados os comportamentos das características químicas de solo e da ADA em resposta ao tempo de aplicação da irrigação com água-doce (MC) ou com água residuária (MR, considerando a média das lâminas aplicadas), mediante efeitos polinomiais testados até 10% de probabilidade, com posterior ajustamento de equações de regressão.

Visando estudar o comportamento das características químicas do solo e da ADA no perfil de solo, os dados correspondentes aos tempos 3 e 6 foram submetidos à análise de variância, segundo o esquema de parcelas subdivididas, em que os tratamentos de manejo de irrigação constituíram os tratamentos da parcela e as profundidades (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 e 50-60 cm), os tratamentos da subparcela (com restrições à casualização), de modo análogo ao apresentado na Tabela 13. A interação entre os tratamentos de manejo e a profundidade foi desdobrada no sentido de avaliar, mediante efeitos polinomiais testados até 10% de probabilidade, com posterior ajustamento de equações de regressão, os efeitos da profundidade, sendo utilizado nesse ajustamento o valor da profundidade média de cada camada de solo.

Para as características de solo testou-se também um contraste, a fim de verificar o efeito de MC *versus* MR em cada tempo e em cada camada, o qual foi testado até 10% de probabilidade.

Para os dados de características físicas do solo e produtividade, foi realizada a análise de variância em função dos tratamentos de manejo, incluindo-se na análise o tratamento sem irrigação (T), segundo esquema apresentado na Tabela 14. Posteriormente, foi aplicado o teste de Duncan, a 5% de probabilidade, para comparação das médias.

Tabela 14 – Modelo estatístico utilizado na análise dos dados de produção

Fonte de Variação	Graus de Liberdade
Bloco	2
Tratamento	6
Resíduo	12

Para as análises estatísticas, utilizou-se o *software* SAEG 5.0 (FUNARBE, 1993).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Coeficiente de uniformidade de distribuição de água pelos emissores

Embora não fosse objetivo deste estudo verificar a influência da fertirrigação com água residuária no coeficiente de uniformidade de distribuição de água pelos emissores (CUD), foi necessário monitorar, durante todo o experimento, a uniformidade de distribuição de água e a vazão dos emissores. Como o aporte de nutrientes pela água residuária é função da quantidade de água aplicada e da concentração de nutrientes contidos nesta, foi necessário verificar a quantidade e a uniformidade de água aplicada.

Na Figura 1 está apresentada a evolução do CUD em função do tempo de aplicação de água, no MC e no MR. Não foi feita análise estatística para o CUD, uma vez que era desejável manter a uniformidade de distribuição a maior possível, e sempre que eram detectados emissores obstruídos, estes foram substituídos. Estas substituições foram mais frequentes no MR que no MC. A baixa uniformidade observada no MC, na segunda avaliação (tp_3), foi provocada por vazamentos nas inserções de emissores na linha lateral, que aumentou a vazão de alguns emissores, e não por problemas de obstrução dos emissores.

A ocorrência de emissores obstruídos no MR se deu, na maioria dos casos, quando o sistema teve de ser paralisado por alguns dias, em razão de chuvas prolongadas ou reparos no sistema de irrigação. Esse problema foi amenizado, operando-se o sistema de irrigação com água limpa e com os finais de linhas laterais abertos, para lavar o sistema. De modo geral, foi possível manter boa uniformidade de

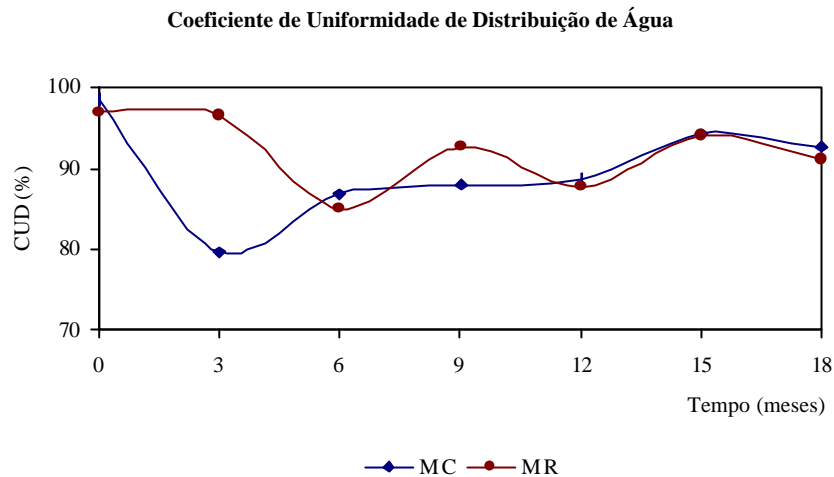


Figura 1 – Coeficiente de uniformidade de distribuição de água (CUD) no manejo convencional (MC) e no manejo com água residuária (MR), em função do tempo de aplicação de água.

distribuição de água nos dois manejos no decorrer do experimento (CUD de, aproximadamente, 90%), sendo classificados como excelentes, segundo critérios propostos por ASAE EP 458 (ASAE STANDARDS, 1996).

A redução do CUD após seis meses do início do experimento (t_2), equivalente a aproximadamente 150 horas de funcionamento, obrigou a substituição de 11,9% dos emissores. Resultado semelhante foi obtido por Batista (2004), que avaliou um sistema de irrigação por gotejamento após 120 horas de operação com água residuária proveniente de lagoa facultativa, adotando como medidas preventivas a abertura do final das linhas laterais a cada duas semanas e um sistema de filtração automático autolimpante de 550 mesh, e obteve redução no CUD de 10,58%.

4.2. Remoção de sólidos suspensos totais e $DBO_{5,20^{\circ}C}$ pelo conjunto de filtros

Próximo ao final do período experimental avaliou-se o desempenho do conjunto de filtros na remoção dos sólidos suspensos totais e da $DBO_{5,20^{\circ}C}$ da água residuária. Foram coletadas amostras da água residuária bruta antes do filtro de areia e diretamente nos gotejadores, após passar pelos dois filtros. Na Tabela 15 estão os teores de sólidos totais, fixos, voláteis, dissolvidos e suspensos, em $mg L^{-1}$, antes do conjunto de filtros (afluente) e após os filtros (efluente), em quatro avaliações entre 20 de abril e 22 de maio de 2005, e na Tabela 16 estão os teores de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ em cada data e em cada

Tabela 15 – Média dos valores de três repetições de sólidos totais, fixos, voláteis, dissolvidos e suspensos, em mg L^{-1} , antes (afluente) e após (efluente) o conjunto de filtros em cada data

Data	Posição	Sólidos Totais	Sólidos Fixos	Sólidos Voláteis	Sólidos Dissolvidos	Sólidos Suspensos
fev/05	Afluente	694	451	243	574	120
	Efluente	536	440	96	524	12
mar/05	Afluente	627	489	138	531	96
	Efluente	495	258	237	481	14
abr/05	Afluente	631	513	118	421	210
	Efluente	434	378	56	406	28
mai/05	Afluente	589	245	344	411	178
	Efluente	381	232	149	367	14

Tabela 16 – Teores de $\text{DBO}_{5, 20^{\circ}\text{C}}$ na água residuária antes do conjunto de filtros e após o conjunto de filtros, em mg L^{-1} , e eficiência de remoção, em porcentagem

Posição	Data					Média
	26/03/2005	13/04/2005	20/04/2005	27/04/2005	04/05/2005	
Afluente	308,19	385,16	446,88	384,56	321,49	369,26
Efluente	104,35	217,00	135,00	126,37	144,70	146,45
Eficiência	66,14	43,66	69,79	67,14	54,99	60,34

posição. A eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5, 20^{\circ}\text{C}}$ pelo conjunto de filtros foi obtida pela diferença entre os teores no afluente e no efluente, dividida pelos teores no afluente, em porcentagem.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos média do conjunto foi 88,6%. Como o objetivo da instalação do conjunto de filtros no início do conjunto de irrigação foi, principalmente, a remoção de sólidos suspensos, que poderiam obstruir os gotejadores. Os sólidos suspensos que atravessaram pelo filtro de disco proporcionaram um teor de sólidos na faixa de 12 e 28 mg L^{-1} e não apresentou nenhum grau de restrição ao uso quanto a problemas de obstrução dos emissores, segundo as diretrizes da Tabela 6 (FEIGIN et al., 1991).

O aporte médio de matéria orgânica pela água residuária, estimada pela $DBO_{5, 20^{\circ}C}$, foi de 146,45 em $mg L^{-1}$, variando de 104,35 a 217,00 em $mg L^{-1}$ (Tabela 16). Esses valores refletem a grande variabilidade da concentração de matéria orgânica na água residuária. Sendo assim, não é possível analisar os teores obtidos como sendo médias mensais, uma vez que foram obtidos de amostras pontuais, em um único dia, enquanto os teores mensais de nutrientes foram estimados a partir de amostras compostas por alíquotas coletadas diariamente e armazenadas em freezer.

A grande variação na eficiência de remoção ocorreu, provavelmente, por causa da grande variação do efluente, tanto em quantidade de $DBO_{5, 20^{\circ}C}$, quanto em qualidade, pois ele é bastante variável entre datas, e também devido ao estado de limpeza dos filtros. O filtro de areia foi limpo semanalmente com retrolavagem, usando água limpa, e o filtro de disco foi limpo diariamente, no início do dia. Para não interferir no manejo de irrigação da área, preferiu-se não escolher um dia ou uma hora específicos para retirada das amostras, de forma a obter o comportamento médio dos filtros.

A eficiência de remoção de $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ média do conjunto foi bem superior à do tratamento primário de esgotos e equivaleu à de alguns tipos de tratamento secundário, como lagoas facultativas. Essa eficiência de remoção se aproxima de eficiências de sistemas de tratamento mais complexos, como *wetlands* vegetadas. Vymazal (1998) conseguiu eficiência de remoção de $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ de 86,6% em uma *wetland* vegetada de escoamento subsuperficial, e Souza et al. (2000) conseguiram eficiência de 79% em *wetlands* idênticas às usadas no pós-tratamento de efluente proveniente de reatores tipo UASB, que tratava os esgotos de Campina Grande-PB, os quais apresentavam eficiência de remoção de apenas 45%.

Considerando a simplicidade do conjunto de filtros e que ele é necessário em irrigação por gotejamento, qualquer que seja a água utilizada, e que há continuação do tratamento no solo, a eficiência de remoção de $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ foi bastante satisfatória.

4.3. Teor de água no solo

Durante a condução do experimento ocorreram dois períodos chuvosos, de novembro de 2003 a maio de 2004 e de novembro de 2004 a abril de 2005 (Figura 2), com precipitação acumulada de 2.284 mm. Esse regime hídrico fez com que, mesmo no tratamento não-irrigado, não ocorresse déficit hídrico acentuado. Nas Figuras 3 e 4 estão

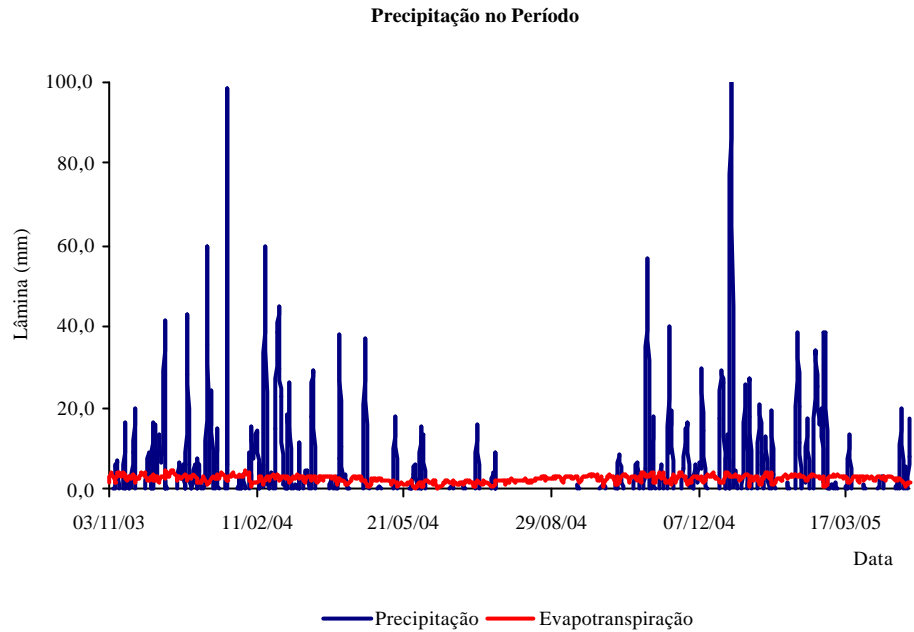


Figura 2 – Lâminas de precipitação e evapotranspiração ocorridas na área do experimento durante o período de monitoramento das características do solo, de 3 de novembro de 2003 a 30 de abril de 2005.

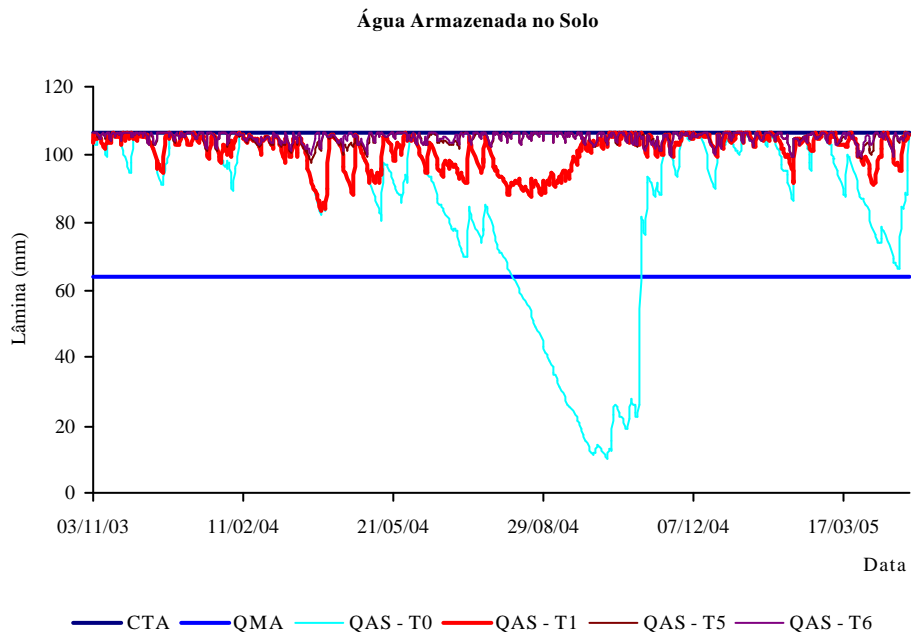


Figura 3 – Água armazenada no solo (QAS), em mm, nos tratamentos MC, T₀, T₅ e T₆ no período de 3 de novembro de 2003 a 30 de abril de 2005. CTA é a capacidade total de armazenamento de água no solo e QMA é a quantidade mínima admissível de água no solo.

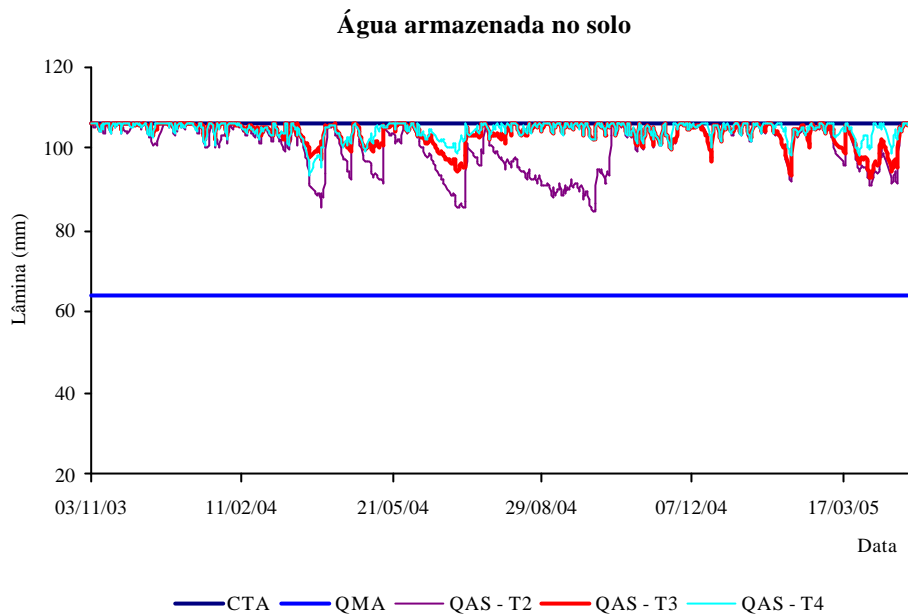


Figura 4 – Água armazenada no solo (QAS), em mm, nos tratamentos T₂, T₃ e T₄. CTA é a capacidade total de armazenamento de água no solo e QMA é a quantidade mínima admissível de água no solo.

as lâminas de água armazenada no solo, em mm, considerando a profundidade efetiva do sistema radicular igual a 0,60 m. A capacidade total de armazenamento de água no solo (CTA) foi de 106,7 mm, calculada com base na capacidade de armazenamento das camadas de 0-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m. A quantidade de água mínima admissível (QMA), considerando um fator de depleção de 40%, foi de 64,0 mm.

Nas Figuras 3 e 4 pode-se observar que apenas no tratamento T₀ a umidade do solo atingiu valores inferiores à QMA, e por apenas três dos 18 meses avaliados. Embora o período de déficit hídrico em T₀ tenha sido curto, ele ocorreu durante a floração do cafeeiro e o pagamento dos chumbinhos, afetando a produtividade. Nos demais tratamentos a umidade do solo esteve sempre acima de 80% de CTA, devendo-se ressaltar que nos tratamentos T₄, T₅ e T₆ ela esteve sempre próxima da capacidade de campo. Em todos os tratamentos fertirrigados ocorreu irrigação em excesso, uma vez que a lâmina necessária para atender à evapotranspiração da cultura, via irrigação, foi de 341 mm, e no MR foi de 406, 515, 798, 924 e 1.071 mm (nos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆, respectivamente).

4.4. Caracterização da água residuária e aporte de nutrientes ao solo

Na Tabela 17 estão as características químicas da água residuária de origem doméstica utilizada no experimento. Com exceção do pH e da CEa, que apresentaram coeficientes de variação (CV) abaixo de 10%, as demais características monitoradas apresentaram variação muito alta para os micronutrientes Zn, Cu, Fe e Mn (CV de 79 a 192%) ou variação média (CV de 27 a 37%) para P, K⁺, N, Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺. A RAS apresentou CV igual a 47%, considerado alto. Estes resultados são condizentes com os observados por Medeiros (2005), que monitorou as mesmas características durante nove meses e observou CV variando de 69 a 167% para os micronutrientes e de 5 a 51% para os demais nutrientes.

Segundo von Sperling (1996), as características físicas e químicas das águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos variam com o clima, a situação social e econômica e os hábitos da população, que variam de acordo com a época do ano. Nas características típicas de águas residuárias provenientes de esgoto doméstico (Tabela 7), pode-se observar que a faixa de variação para P e N é ampla (2 – 25 e 35 – 70 mg L⁻¹, respectivamente), bem como para a matéria orgânica (DBO de 200 a 500 mg L⁻¹), enquanto para pH a faixa esperada é 6,5 a 7,5.

Considerando que a água residuária filtrada de origem doméstica teve RAS sempre menor que 6,0 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} e CE variando entre 0,49 e 0,63 dS m⁻¹, ela não apresentou qualquer grau de restrição de uso quanto ao risco de salinização e quanto à toxicidade por sódio, mas apresentou grau de restrição de ligeiro a moderado quanto ao risco de problemas de infiltração, segundo Ayers e Westcot (1999).

O valor médio do pH da água residuária, segundo a classificação de Ayers e Westcot (1999), se enquadrava dentro da faixa normal para uso na irrigação. As concentrações médias de P, K, N – total, Na, Ca + Mg foram consideradas média-alta, alta, média-alta, média-baixa, baixa, respectivamente, segundo a classificação de Feigin et al. (1991).

Segundo os autores, as concentrações médias de Zn, Mn e Fe na água residuária filtrada de origem doméstica estavam de acordo com as diretrizes para uso na irrigação por longo período, porém as concentrações médias de Cu estavam acima do recomendado para irrigação por longo período. No entanto, a concentração média de Cu pode ser considerada aceitável, no caso deste experimento, uma vez que foram aplicadas lâminas de água residuária que variaram de 300 a 750 mm ano⁻¹, aproximadamente, enquanto a classificação de Feigin et al. (1991) baseia-se na aplicação de uma lâmina de 1.200 mm ano⁻¹.

Tabela 17 – Características químicas da água residuária de origem doméstica utilizada no experimento, entre novembro de 2003 e abril de 2005

Mês	pH	CE _a	P	K	N-Total	Na	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn	RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}
		(dS m ⁻¹)											
Nov.	6,84	0,57	7,02	37,79	25,04	56,31	14,06	2,82	0,21	2,08	11,19	0,22	3,58
Dez.	7,39	0,58	6,26	37,79	23,79	55,42	9,33	2,63	0,08	0,49	2,99	0,08	4,13
Jan.	7,61	0,58	6,83	28,15	27,68	45,52	8,17	2,73	0,16	0,23	10,76	0,25	3,52
Fev.	6,41	0,58	-	29,02	-	38,33	8,28	2,08	0,05	0,05	2,77	0,04	3,08
Mar.	7,06	0,55	7,07	22,17	37,56	41,22	5,44	0,69	0,02	0,26	5,00	0,04	4,42
Abr.	7,17	0,49	10,42	52,24	33,40	72,55	11,83	4,28	0,02	0,09	1,67	0,00	4,59
Mai.	7,68	0,47	5,66	17,59	31,16	20,32	19,88	3,84	0,05	0,20	6,48	0,18	1,09
Jun.	7,51	0,59	7,23	29,89	26,71	26,74	22,64	4,42	0,08	0,05	2,17	0,12	1,35
Jul.	7,44	0,60	8,02	36,04	48,41	32,25	25,24	5,52	0,02	0,05	3,61	0,12	1,51
Ago.	7,75	0,61	7,19	53,08	38,95	24,42	15,88	5,07	0,16	10,41	2,81	0,07	1,37
Set.	7,98	0,55	6,69	54,34	25,35	23,79	15,56	4,92	0,13	5,13	3,48	0,08	1,35
Out.	7,71	0,62	6,87	41,75	30,91	18,77	16,45	4,66	0,07	5,45	7,45	0,08	1,05
Nov.	6,91	0,60	12,40	45,62	69,41	52,59	19,93	5,65	0,06	0,03	3,35	0,06	2,68
Dez.	7,78	0,63	7,27	46,46	41,32	53,86	21,21	5,59	0,12	0,56	2,18	0,06	2,69
Jan.	7,29	0,65	6,73	44,77	35,51	53,01	20,22	5,31	0,05	1,10	1,81	0,06	2,71
Fev.	6,41	0,58	7,21	44,99	30,07	36,85	17,97	5,31	0,03	0,01	1,67	0,05	1,96
Mar.	7,06	0,55	5,75	39,98	28,57	32,47	16,03	4,50	0,003	0,00	1,58	0,013	1,85
Abr.	7,17	0,49	6,77	41,23	27,82	37,48	18,21	5,12	0,05	0,00	4,26	0,06	2,00
Média	7,29	0,57	7,38	39,05	34,22	40,11	15,91	4,17	0,08	1,46	4,18	0,09	2,50
CV	0,06	0,09	0,22	0,27	0,33	0,37	0,34	0,34	0,76	1,92	0,71	0,77	0,47
IC	0,21	0,02	0,77	4,81	5,17	6,88	2,54	0,66	0,03	1,29	1,37	0,03	0,54

CE_a = condutividade elétrica da água, CV = coeficiente de variação e IC = intervalo de confiança.

Do ponto de vista de risco de obstrução química dos e missores, a água residuária apresenta grau de restrição de ligeiro a moderado, devido ao pH, e severo devido à concentração de Fe.

Com base nas concentrações médias mensais de nutrientes presentes na água residuária e nas lâminas totais mensais aplicadas, estimou-se o aporte de nutrientes pela água residuária (Tabela 18). Essa estimativa foi apenas quantitativa, e não levou em consideração a forma como os nutrientes se encontram no efluente. Na Tabela 19 estão os totais de P, K⁺, N-total, Ca²⁺ e Mg²⁺ adicionados ao MC, pela calagem e adubação.

Comparando as duas tabelas, verifica-se que a água residuária foi capaz de transportar, ao final do experimento (tp₆), quantidades de P que variaram de 69 a 185%, N de 19 a 50% e de K⁺ 34 a 91%, respectivamente, em relação aos mesmos nutrientes aplicados no MC via adubação convencional e quantidades de Ca²⁺ variando de 20 a 55%, de Mg²⁺ 16 a 44%, e Ca²⁺ + Mg²⁺, respectivamente, aplicados no MC via calagem.

A quantidade de Na⁺ aplicada ao solo, ao fim do experimento, variou de 159,7 a 406,8 kg ha⁻¹. Este aporte de Na⁺ ao solo foi elevado e é o fator mais preocupante quanto ao uso da água residuária. A possibilidade de acúmulo de Na⁺, ao longo do tempo, deve ser monitorada com cuidado, para evitar a dispersão de argilas e a conseqüente diminuição da taxa de infiltração. Se necessário, devem ser adotadas práticas especiais de manejo, como aplicação de lâminas de lixiviação com água-doce.

No caso específico deste experimento, considerando que a precipitação total foi de 2.284 mm no período avaliado, esta pode ter contribuído para evitar o acúmulo de Na⁺ no perfil. No entanto, quanto se trata de adotar essa tecnologia em regiões áridas e semi-áridas, as práticas que amenizem o problema de acumulação de sódio devem ser consideradas criteriosamente.

Tabela 18 – Nutrientes aplicados no solo via água residuária durante o experimento

Tratamentos	Lâminas Acumuladas (mm)	P	K	N-Total	Na	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn
		----- (kg ha ⁻¹) -----									
Tempo 1 (tp₁)											
T ₂	117	7,76	41,30	29,49	62,18	12,16	3,18	0,16	1,03	8,66	0,19
T ₃	146	9,74	51,46	36,85	77,54	15,55	3,97	0,21	1,42	11,48	0,25
T ₄	234	15,53	82,59	58,99	124,34	24,32	6,35	0,32	2,06	17,32	0,39
T ₅	264	17,57	93,09	66,63	140,22	27,74	7,18	0,37	2,42	20,12	0,44
T ₆	293	19,53	103,07	73,92	155,35	31,16	7,97	0,42	2,83	23,07	0,51
Tempo 2 (tp₂)											
T ₂	155	17,63	53,79	63,26	80,61	15,29	4,01	0,17	1,08	9,88	0,20
T ₃	197	23,28	68,15	83,26	102,25	19,75	5,08	0,23	1,49	13,16	0,27
T ₄	309	35,25	107,25	126,47	160,74	30,50	7,99	0,34	2,16	19,75	0,41
T ₅	360	41,56	124,20	149,43	186,55	35,52	9,22	0,40	2,56	23,30	0,47
T ₆	399	46,86	137,97	167,66	206,99	39,89	10,28	0,45	2,97	26,52	0,54
Tempo 3 (tp₃)											
T ₂	202	20,86	66,57	80,54	92,93	25,87	6,17	0,19	1,13	11,99	0,27
T ₃	262	27,70	85,58	106,92	119,09	34,22	8,03	0,25	1,56	16,07	0,36
T ₄	399	41,41	131,60	159,44	184,21	50,65	12,11	0,38	2,26	23,77	0,54
T ₅	468	49,02	153,59	189,43	214,93	59,89	14,20	0,45	2,68	28,20	0,63
T ₆	532	56,03	174,14	216,89	241,90	69,88	16,42	0,51	3,13	32,55	0,73
Tempo 4 (tp₄)											
T ₂	308	28,19	119,15	113,55	116,48	42,87	11,34	0,31	8,22	17,05	0,35
T ₃	422	38,70	164,47	156,35	154,41	59,75	15,80	0,43	12,13	23,70	0,48
T ₄	616	56,32	238,54	226,43	232,09	85,25	22,64	0,63	16,59	34,10	0,71
T ₅	731	67,16	283,64	270,94	273,16	101,97	27,00	0,75	20,12	40,77	0,83
T ₆	857	78,41	334,60	317,41	313,74	121,79	32,21	0,88	24,64	48,04	0,98
Tempo 5 (tp₅)											
T ₂	358	31,50	136,25	126,13	142,39	48,10	12,69	0,39	8,69	21,19	0,44
T ₃	466	41,70	179,95	167,69	177,85	64,53	17,01	0,50	12,58	27,48	0,56
T ₄	705	62,35	269,77	249,25	279,35	94,86	25,09	0,76	17,49	41,64	0,87
T ₅	828	73,63	317,04	295,51	323,77	112,20	29,63	0,90	21,05	48,85	1,01
T ₆	957	85,11	369,37	342,85	366,37	132,44	34,94	1,03	25,62	56,37	1,16
Tempo 6 (tp₆)											
T ₂	406	34,68	156,58	140,08	159,71	56,57	15,10	0,40	8,69	22,48	0,46
T ₃	515	44,85	200,13	181,54	195,11	72,96	19,41	0,52	12,58	28,82	0,58
T ₄	798	68,38	308,36	275,73	312,26	110,94	29,66	0,79	17,49	44,13	0,91
T ₅	924	79,91	357,15	323,01	358,01	128,93	34,40	0,92	21,05	51,46	1,05
T ₆	1071	92,51	416,67	375,32	406,81	152,20	40,56	1,07	25,62	59,50	1,20

Tabela 19 – Nutrientes aplicados no solo, no manejo convencional (MC) via adubação e calagem, durante o experimento

Tempo	P	K	N-Total	Ca	Mg
	----- (kg ha ⁻¹) -----				
Dez/2003	22	124	250	276	93
Dez/2004	28	332	500		
Total	50	456	750	276	93

4.5. Efeito do manejo nas características químicas do solo

4.5.1. Efeitos da aplicação das diferentes lâminas de água residuária filtrada em cada camada de solo em cada época de avaliação

Na grande maioria dos casos (92%), nenhum modelo ajustado foi significativo, ou seja, não houve efeito de lâmina de água residuária aplicada (Apêndice A).

Esse resultado é condizente com os obtidos por Medeiros (2005), que avaliou os efeitos de cinco lâminas de irrigação com água residuária, aplicadas nas mesmas condições, em 31 atributos químicos do solo e no estado nutricional do cafeeiro. O autor verificou que não houve efeito significativo no teor de nutrientes do solo, em 79% dos casos, nem no estado nutricional do cafeeiro, em 88% dos casos.

No manejo com água residuária foram aplicadas lâminas superiores à necessidade real de água da cultura no período entre 119 e 314%, portanto em todos os tratamentos do MR houve percolação de água residuária. Provavelmente, o efeito de lixiviação provocado pela irrigação em excesso superou, ou pelo menos foi equivalente, o aporte de nutrientes proporcionado por essas lâminas excedentes.

4.5.2. Efeito do tipo de manejo adotado em função do tempo de aplicação em cada profundidade

Nas Figuras 5 a 31 estão os modelos de regressão ajustados aos atributos do solo em função do tempo de adoção dos manejos (durante 540 dias), em cada camada de solo. No eixo das abscissas, os tempos correspondem às seguintes datas: 1 (31/1/04, após 90 dias da adoção dos manejos), 2 (30/4/04, após 180 dias da adoção dos manejos), 3 (31/7/04, após 270 dias da adoção dos manejos), 4 (31/10/04, após 360 dias da adoção dos manejos), 5 (31/01/05, após 450 dias da adoção dos manejos) e 6 (30/4/05, após 540 dias da adoção dos manejos). Verificou-se que os modelos de regressão, ajustados aos atributos do solo em função do tempo de aplicação, apresentaram melhor capacidade preditiva no MR ($R^2 > 0,70$ em 63% dos casos) que no MC ($R^2 > 0,70$ em 32% dos casos), para descrever o comportamento dos vários atributos do solo.

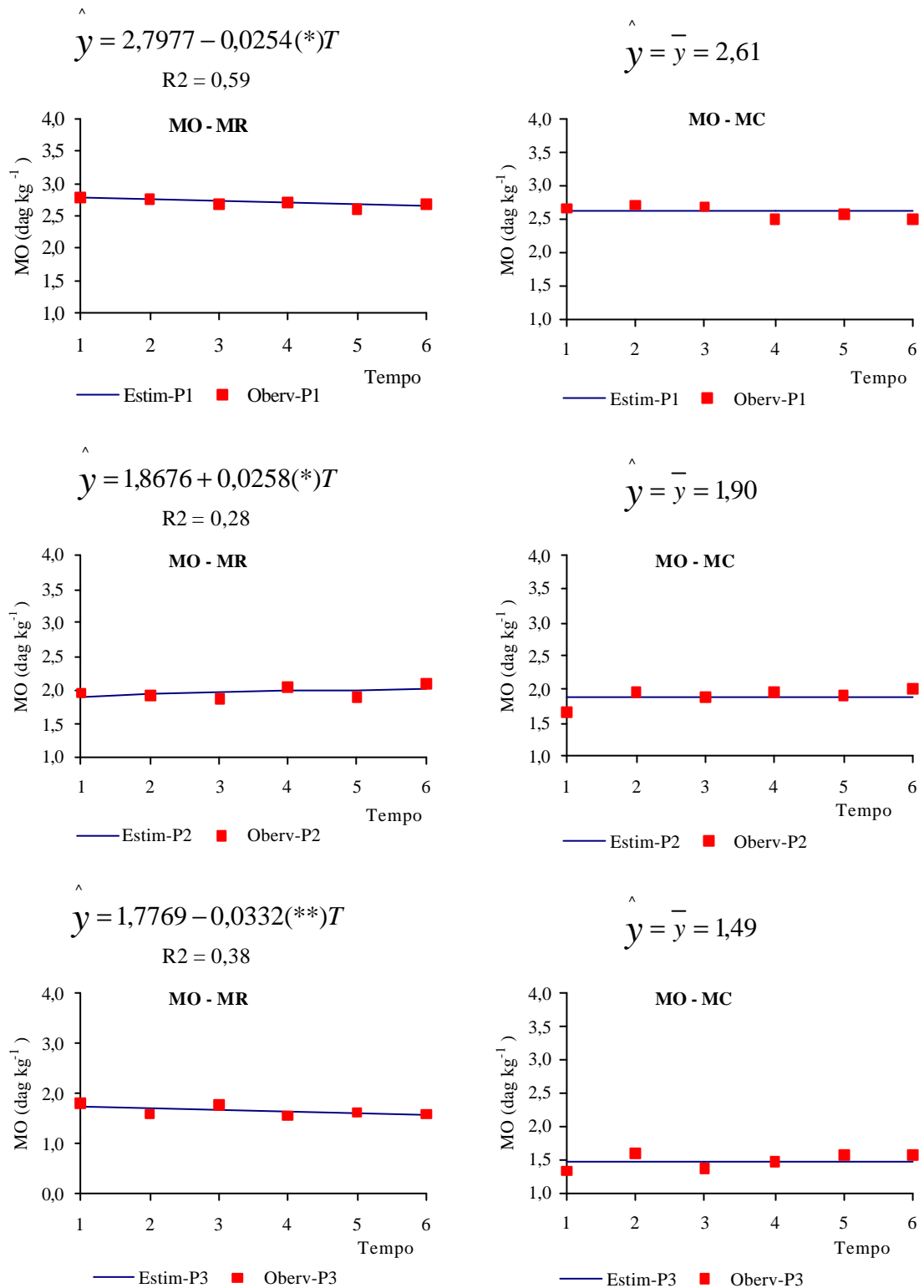


Figura 5 – Teores de matéria orgânica no solo, estimados (Estim) e observados (Observ) nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (MO-MR) e com irrigação com água-doce (MO-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e “(*)”) são coeficientes significativos a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste F.

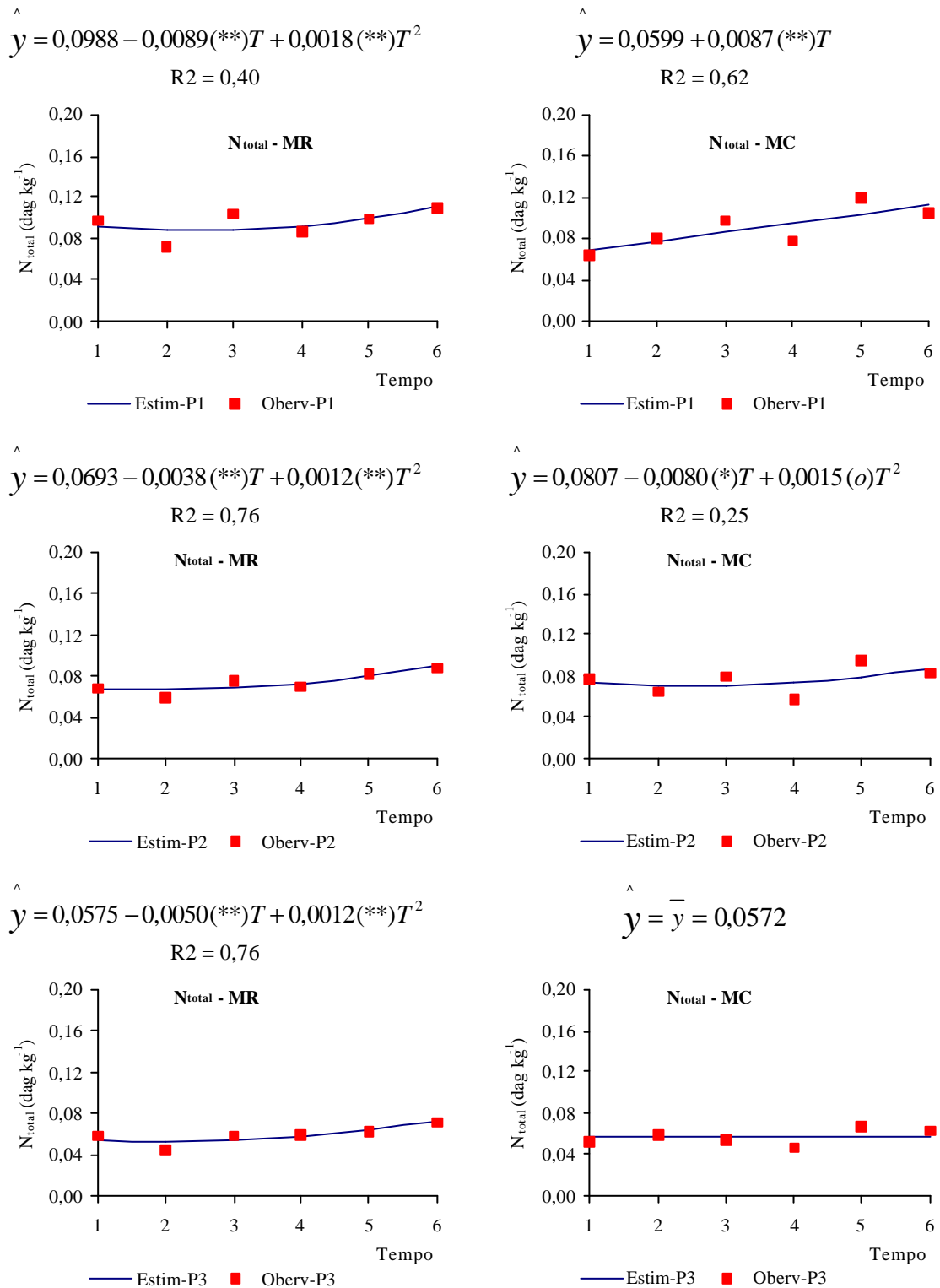
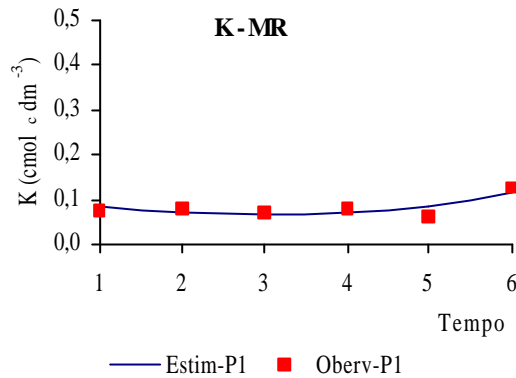


Figura 6 – Teores de nitrogênio total no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (N_{total} -MR) e com irrigação com água-doce (N_{total} -MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”, “*” e “o”) são coeficientes significativos a 1, 5 e 10%, pelo teste F, respectivamente.

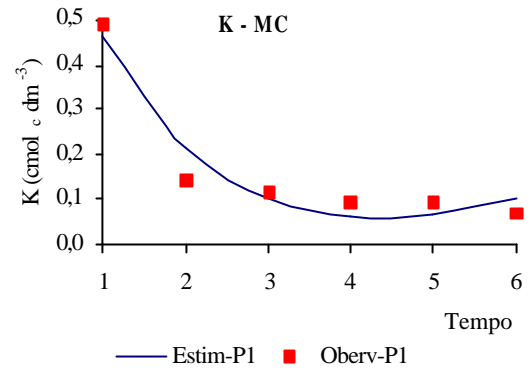
$$\hat{y} = 0,1065 - 0,0276(**)T + 0,0047(**)T^2$$

R2 = 0,55



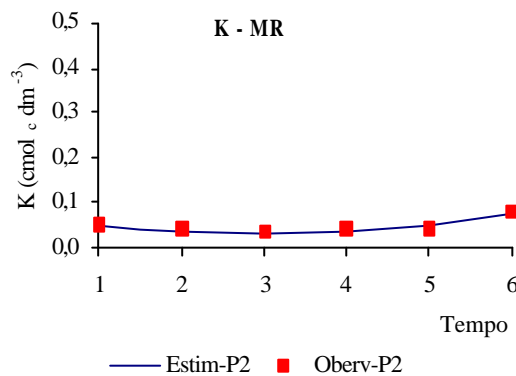
$$\hat{y} = 1,5476 + 0,3407(**)T - 1,4251(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,93



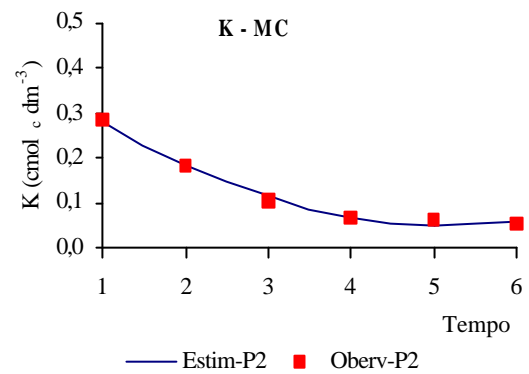
$$\hat{y} = 0,0763 - 0,0283(**)T + 0,0047(**)T^2$$

R2 = 0,85



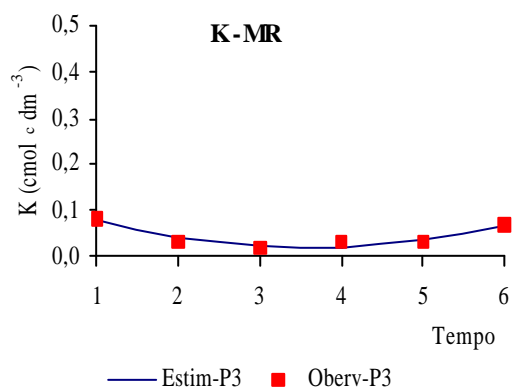
$$\hat{y} = 0,4035 - 0,1366(**)T + 0,0132(**)T^2$$

R2 = 0,99



$$\hat{y} = 0,1323 - 0,0636T + 0,0089(**)T^2$$

R2 = 0,91



$$\hat{y} = 0,2816 - 0,0678(**)T + 0,0050(**)T^2$$

R2 = 0,94

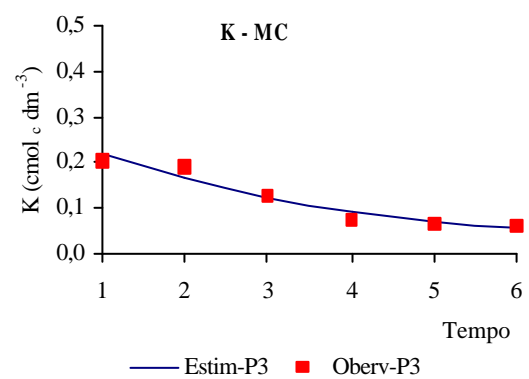
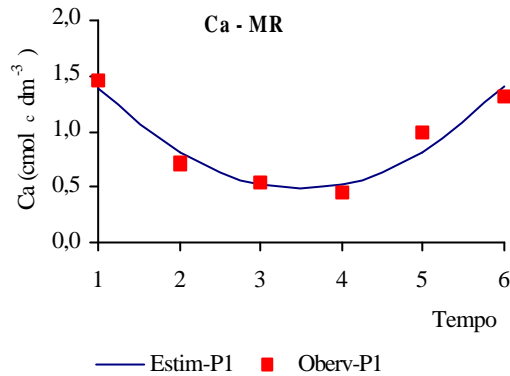


Figura 7 – Teores de potássio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (K-MR) e com irrigação com água-doce (K-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

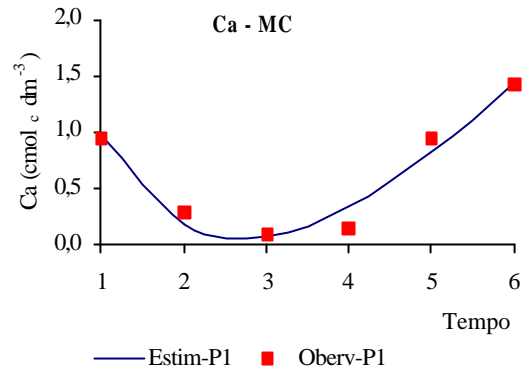
$$\hat{y} = 2,2643 - 1,0174T + 0,1454(**)T^2$$

R2 = 0,93



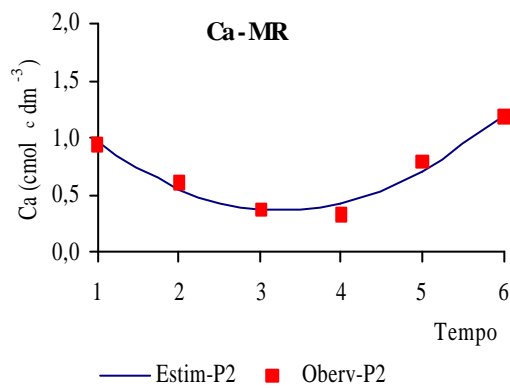
$$\hat{y} = 5,9634 + 2,1651(**)T - 7,1456(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,95



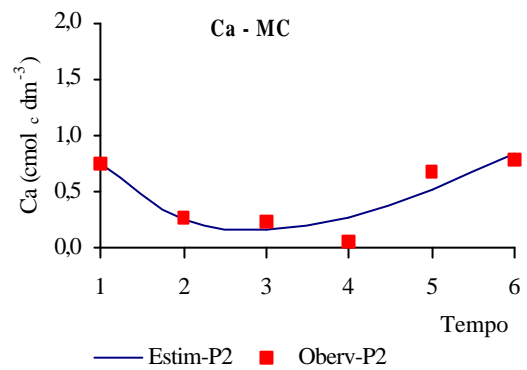
$$\hat{y} = 1,5920 - 0,7497(**)T + 0,1143(**)T^2$$

R2 = 0,97



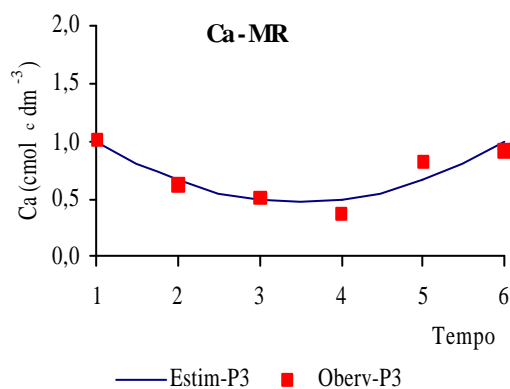
$$\hat{y} = 3,6107 + 1,1899T - 4,0477(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,82



$$\hat{y} = 1,4760 - 0,5755T + 0,0824(**)T^2$$

R2 = 0,83



$$\hat{y} = 3,9247 + 1,1670(**)T - 4,0863(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,76

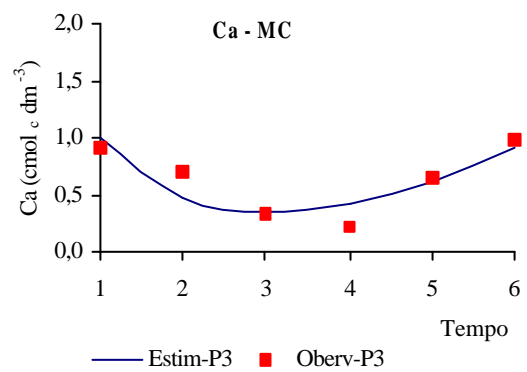
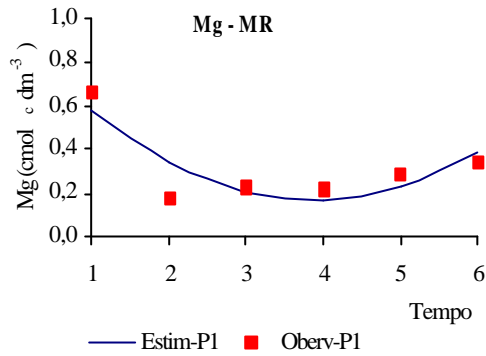


Figura 8 – Teores de cálcio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Ca-MR) e com irrigação com água-doce (Ca-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

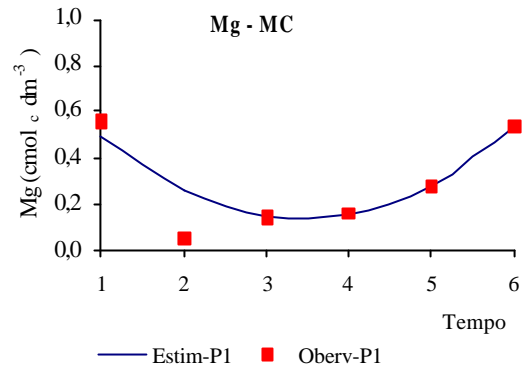
$$\hat{y} = 0,9119 - 0,3845(**)T + 0,0495(**)T^2$$

R2 = 0,73



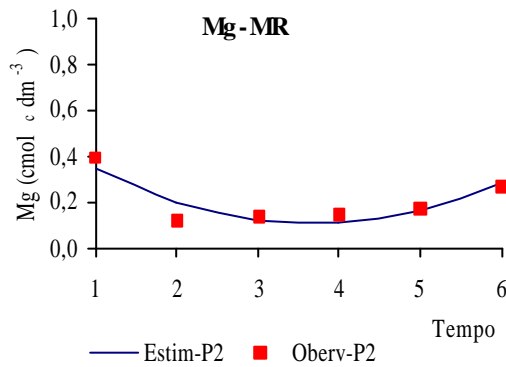
$$\hat{y} = 0,8621 - 0,4262(**)T + 0,0621(*)T^2$$

R2 = 0,84



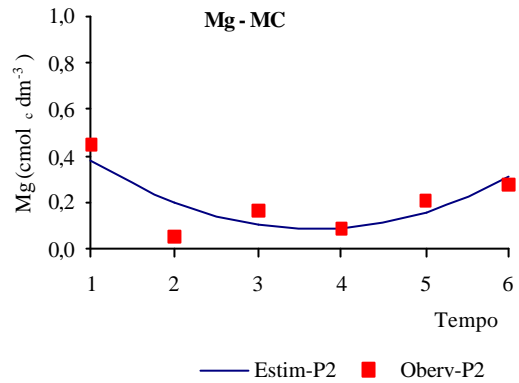
$$\hat{y} = 0,5603 - 0,2455(**)T + 0,0334(**)T^2$$

R2 = 0,81



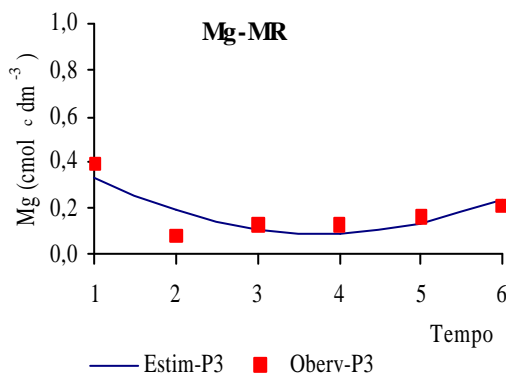
$$\hat{y} = 0,6458 - 0,3047T + 0,0415(**)T^2$$

R2 = 0,65



$$\hat{y} = 0,5364 - 0,2324(**)T + 0,0305(**)T^2$$

R2 = 0,69



$$\hat{y} = 0,6458 - 0,3399(**)T + 0,0437(**)T^2$$

R2 = 0,87

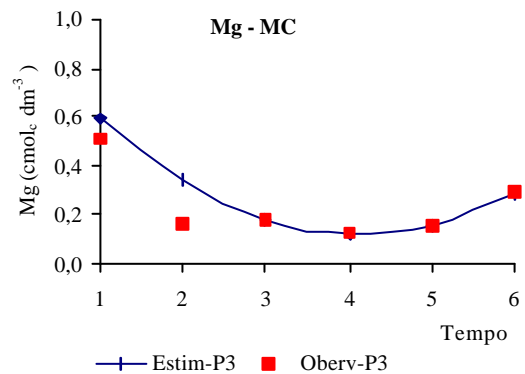
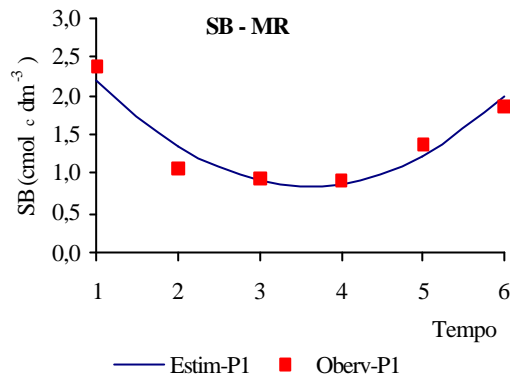


Figura 9 – Teores de magnésio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Mg-MR) e com irrigação com água-doce (Mg-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e (“*”) são coeficientes significativos a 1% e 5%, respectivamente, pelo teste F.

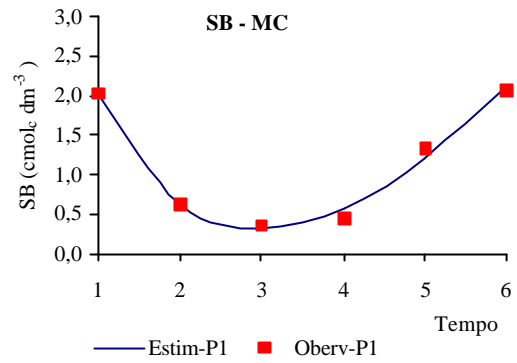
$$\hat{y} = 3,4715 - 1,4690(**)T + 0,2037(**)T^2$$

RE = 0,91



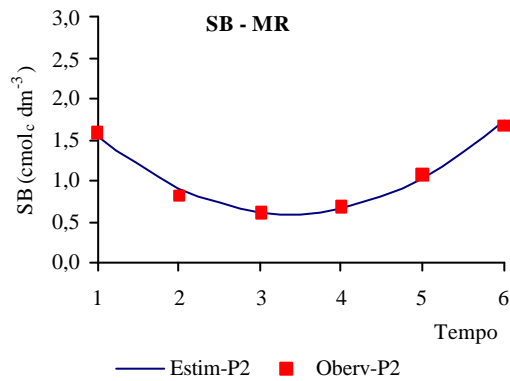
$$\hat{y} = 10,157 + 3,3457(**)T - 11,4805(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,99



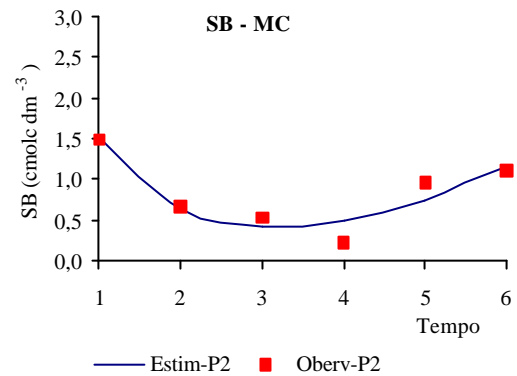
$$\hat{y} = 2,5174 - 1,1423(o)T + 0,1683(**)T^2$$

R2 = 0,99



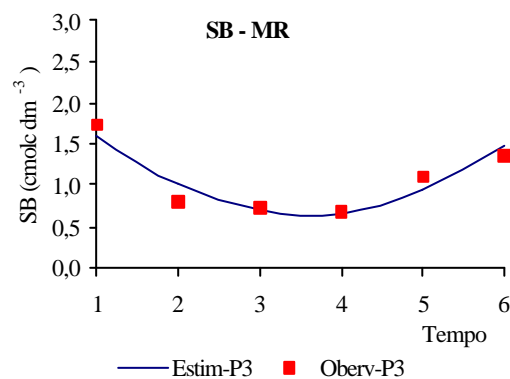
$$\hat{y} = 6,0197 + 1,7442T - 6,2517(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,87



$$\hat{y} = 2,4846 - 1,0264T + 0,1430(**)T^2$$

R2 = 0,88



$$\hat{y} = 6,100 + 1,5978(**)T - 5,9031(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,82

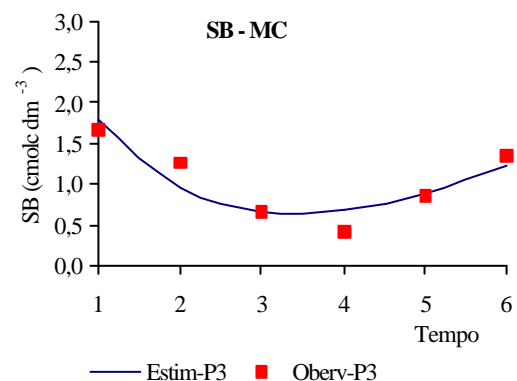
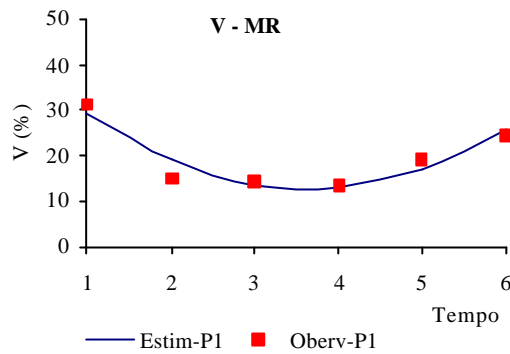


Figura 10 – Valores de soma de bases no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (SB-MR) e com irrigação com água-doce (SB-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**” e “o”) são coeficientes significativos a 1 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

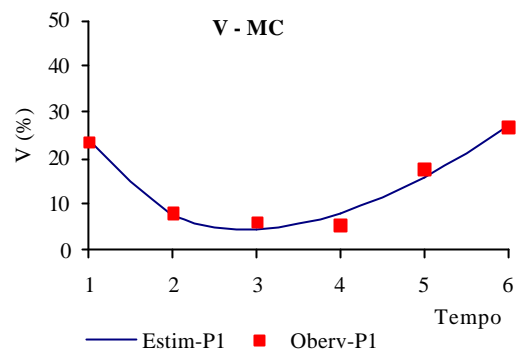
$$\hat{y} = 44,430 - 17,4521(**)T + 2,3913(**)T^2$$

R2 = 0,89



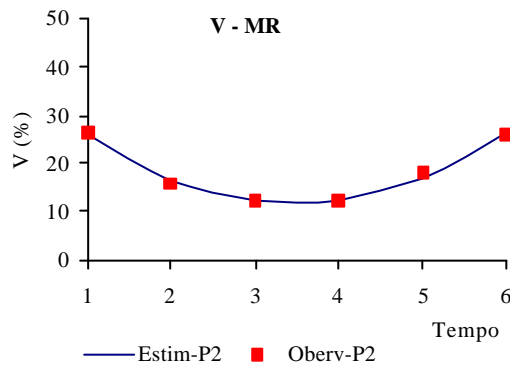
$$\hat{y} = 118,37 + 39,53(**)T - 134,19(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,97



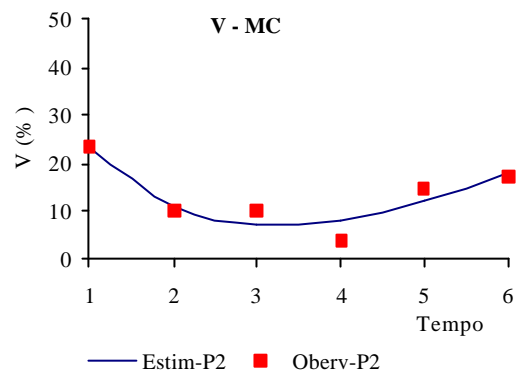
$$\hat{y} = 39,6464 - 16,0797T + 2,3130(**)T^2$$

R2 = 0,99



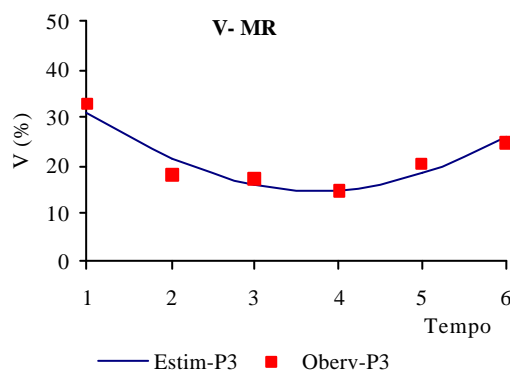
$$\hat{y} = 89,878 + 25,495T - 91,838(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,84



$$\hat{y} = 44,869 - 16,0711(**)T + 2,1483(**)T^2$$

R2 = 0,89



$$\hat{y} = 99,97 + 24,32(**)T - 91,94(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,85

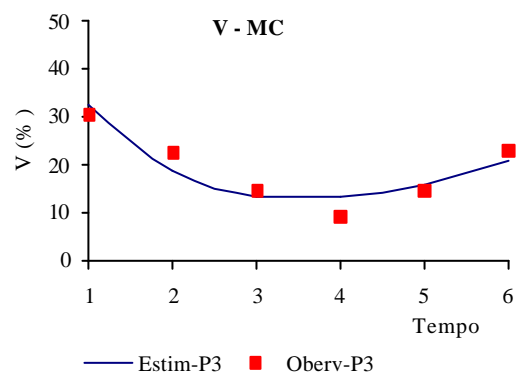


Figura 11 – Valores de saturação por bases no solo, estimadas (Estim) e observadas (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (V-MR) e com irrigação com água-doce (V-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

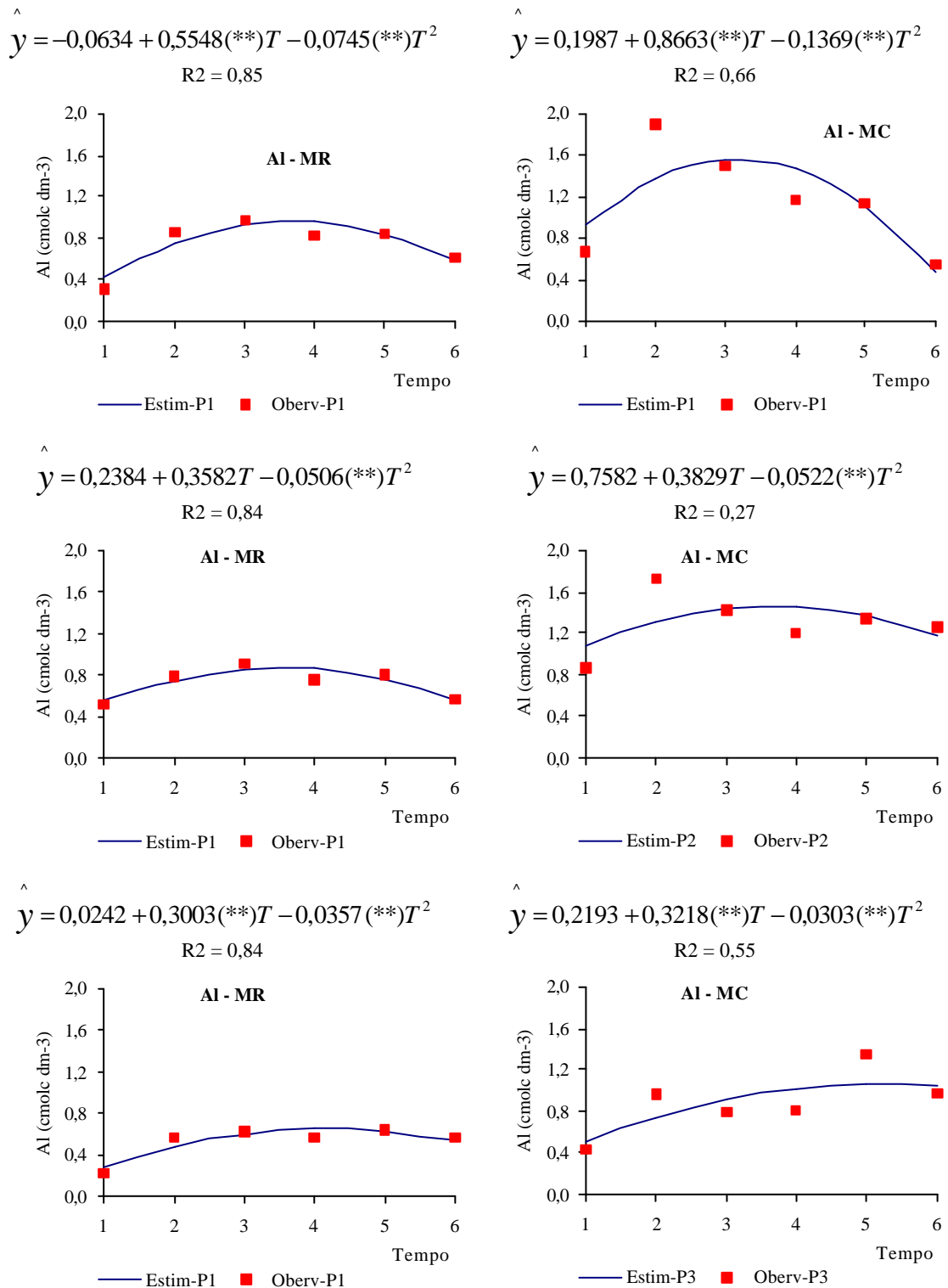
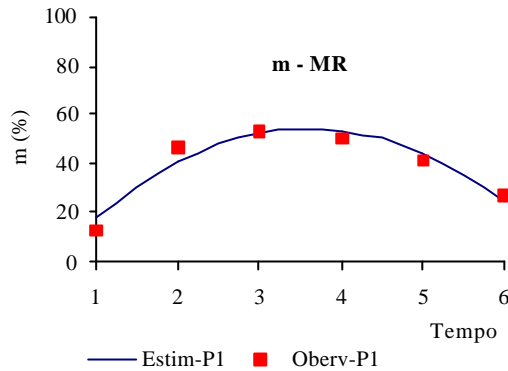


Figura 12 – Teores de alumínio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (AI-MR) e com irrigação com água-doce (AI-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

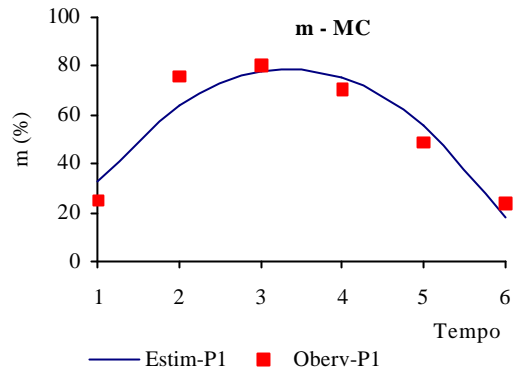
$$\hat{y} = -15,21 + 38,39(**)T - 5,29(**)T^2$$

R2 = 0,93



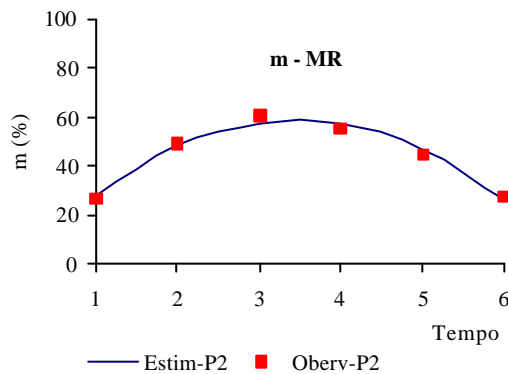
$$\hat{y} = -16,42 + 57,39(**)T - 8,61(**)T^2$$

R2 = 0,91



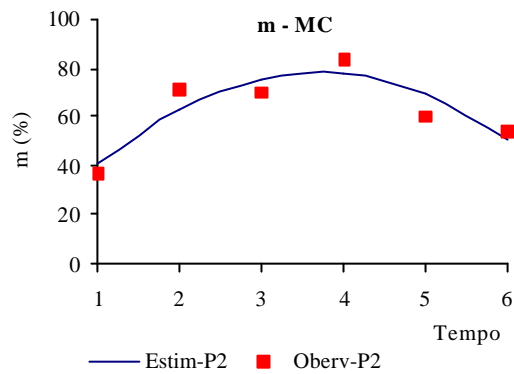
$$\hat{y} = -1,43 + 34,89T - 5,04(**)T^2$$

R2 = 0,98



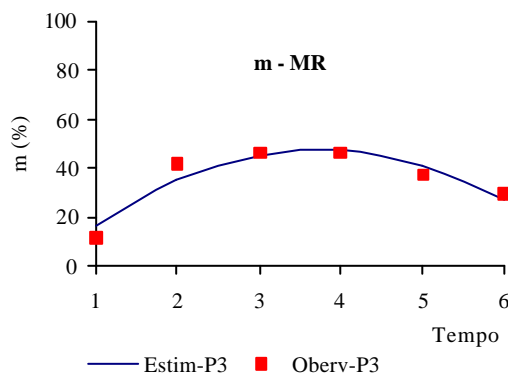
$$\hat{y} = 7,49 + 38,13T - 5,17(**)T^2$$

R2 = 0,81



$$\hat{y} = -10,60 + 31,42(**)T - 4,20(**)T^2$$

R2 = 0,90



$$\hat{y} = -10,10 + 34,07(**)T - 4,10(**)T^2$$

R2 = 0,95

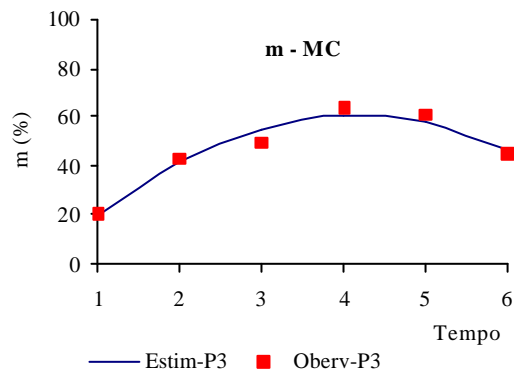


Figura 13 – Porcentagens de saturação por alumínio no solo, estimadas (Estim) e observadas (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (m-MR) e com irrigação com água-doce (m-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

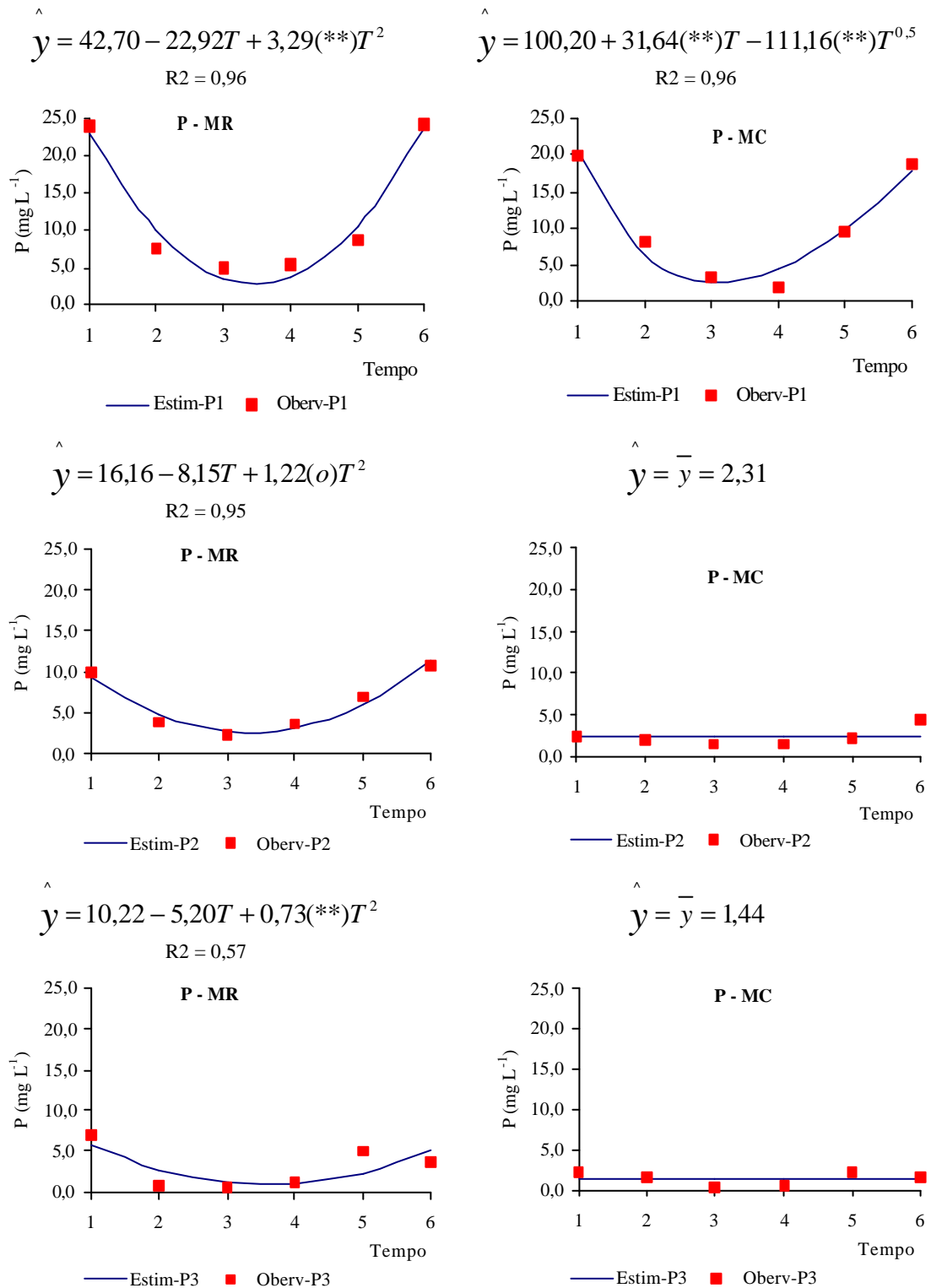
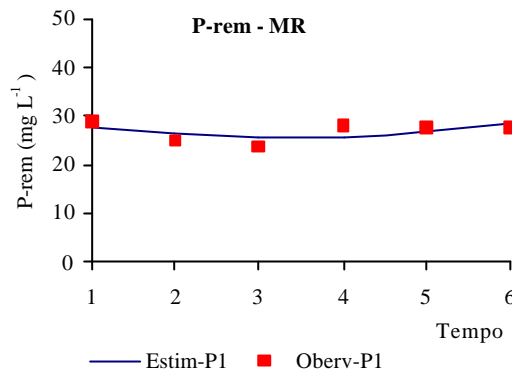


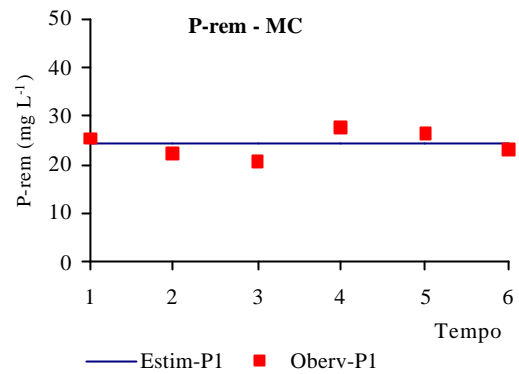
Figura 14 – Teores de fósforo no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (P-MR) e com irrigação com água-doce (P-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e “o”) são coeficientes significativos a 1 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

$$\hat{y} = 29,9725 - 2,5733T + 0,3913(**)T^2$$

R2 = 0,31

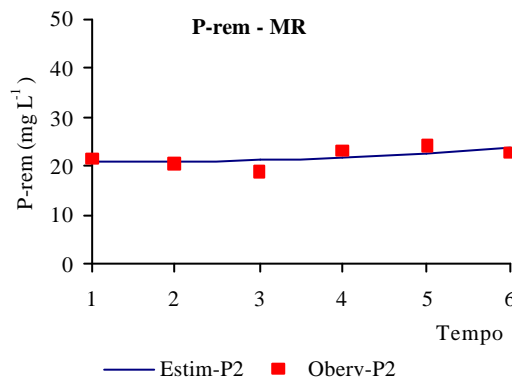


$$\hat{y} = \bar{y} = 24,25$$



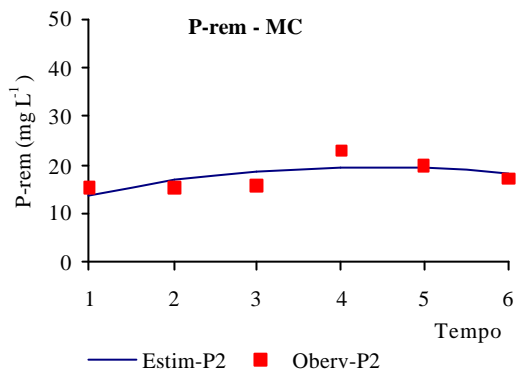
$$\hat{y} = 21,5137 - 0,6289(**)T + 0,1732(*)T^2$$

R2 = 0,39



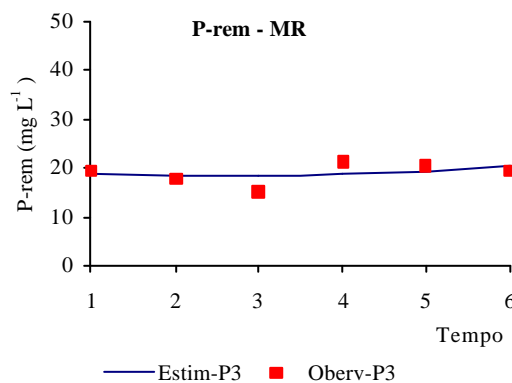
$$\hat{y} = 10,1183 + 4,3617(**)T - 0,4997(**)T^2$$

R2 = 0,46



$$\hat{y} = 19,2184 - 0,8557(**)T + 0,1750(*)T^2$$

R2 = 0,15



$$\hat{y} = -5,7510 - 6,0115T + 23,6754(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,35

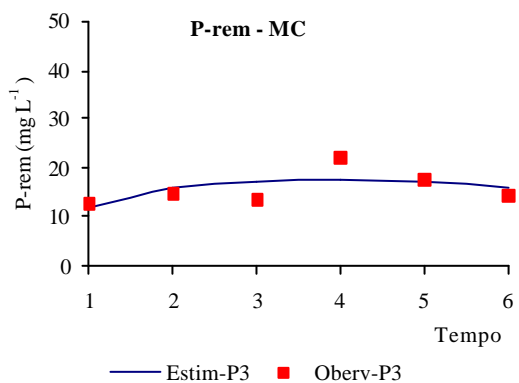


Figura 15 – Valores de fósforo rmanescente no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (P-rem-MR) e com irrigação com água-doce (P-rem-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e (“*”) são coeficientes significativos a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste F.

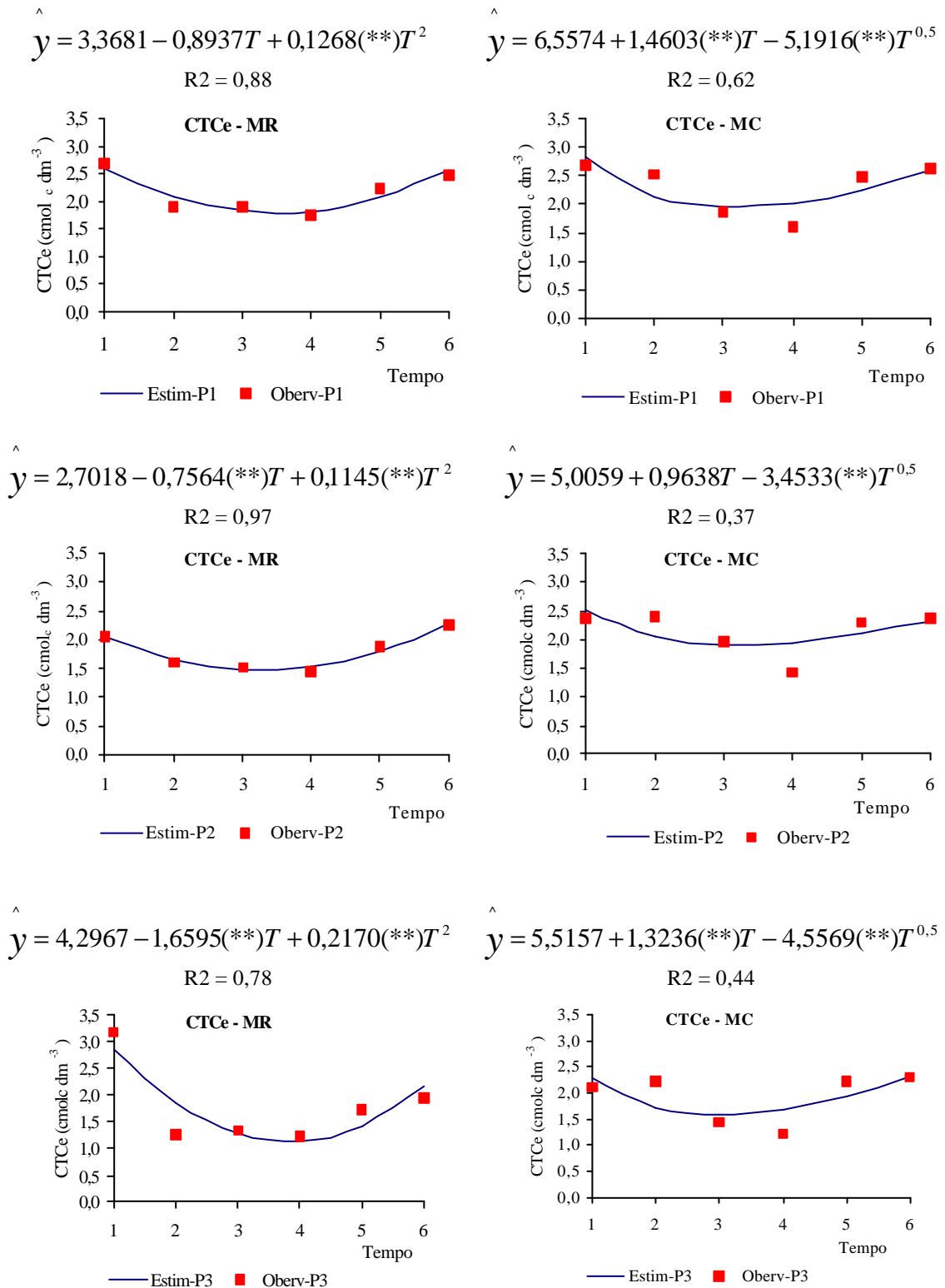
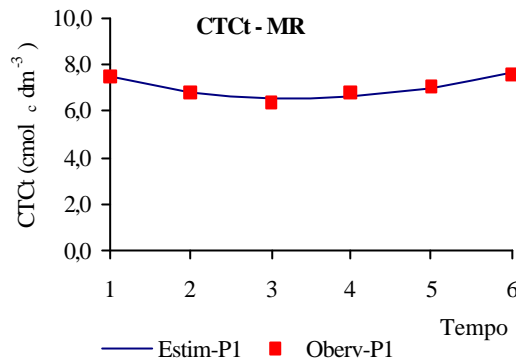


Figura 16 – Valores de capacidade de troca catiônica efetiva no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 40-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (CTC_e-MR) e com irrigação com água-doce (CTC_e-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

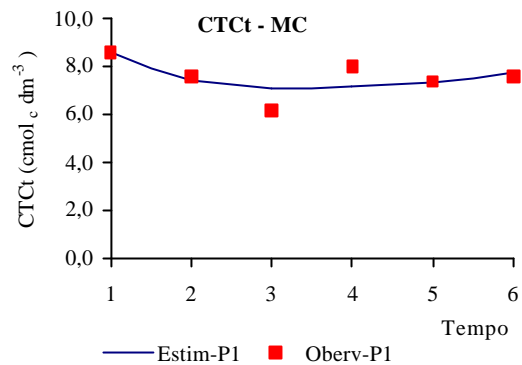
$$\hat{y} = 8,4019 - 1,1053T + 0,1636(**)T^2$$

R2 = 0,91



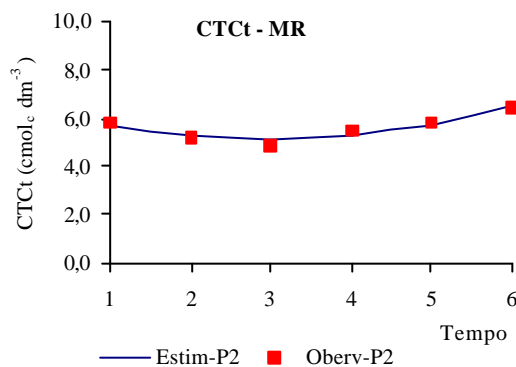
$$\hat{y} = 14,0789 + 2,0553(**)T - 7,5952(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,48



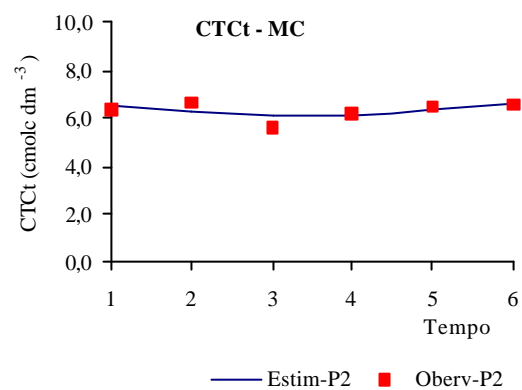
$$\hat{y} = 6,4401 - 0,9000(**)T + 0,1516(**)T^2$$

R2 = 0,91



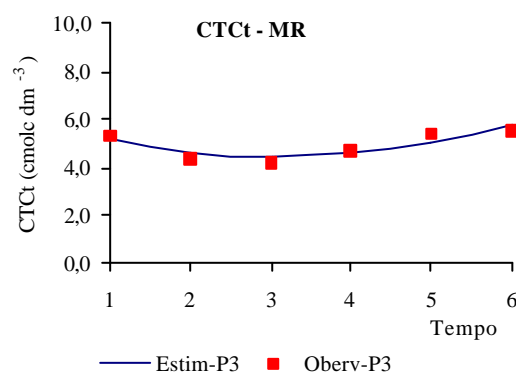
$$\hat{y} = 6,9118 - 0,4908T + 0,0738(*)T^2$$

R2 = 0,30



$$\hat{y} = 5,9738 - 0,9851(**)T + 0,1591(**)T^2$$

R2 = 0,77



$$\hat{y} = 9,2463 + 1,5412(**)T - 5,1604(**)T^{0,5}$$

R2 = 0,43

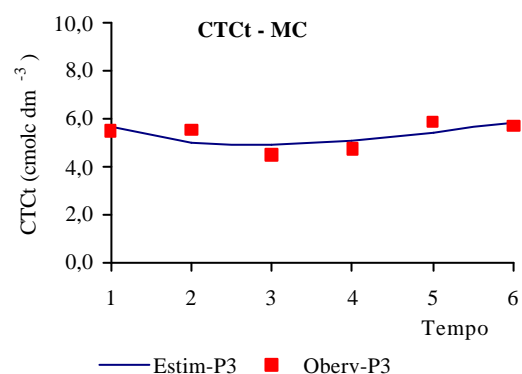


Figura 17 – Valores de capacidade de troca catiônica total no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 40-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (CTC_t - MR) e com irrigação com água-doce (CTC_t - MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e (“*”) são coeficientes significativos a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste F.

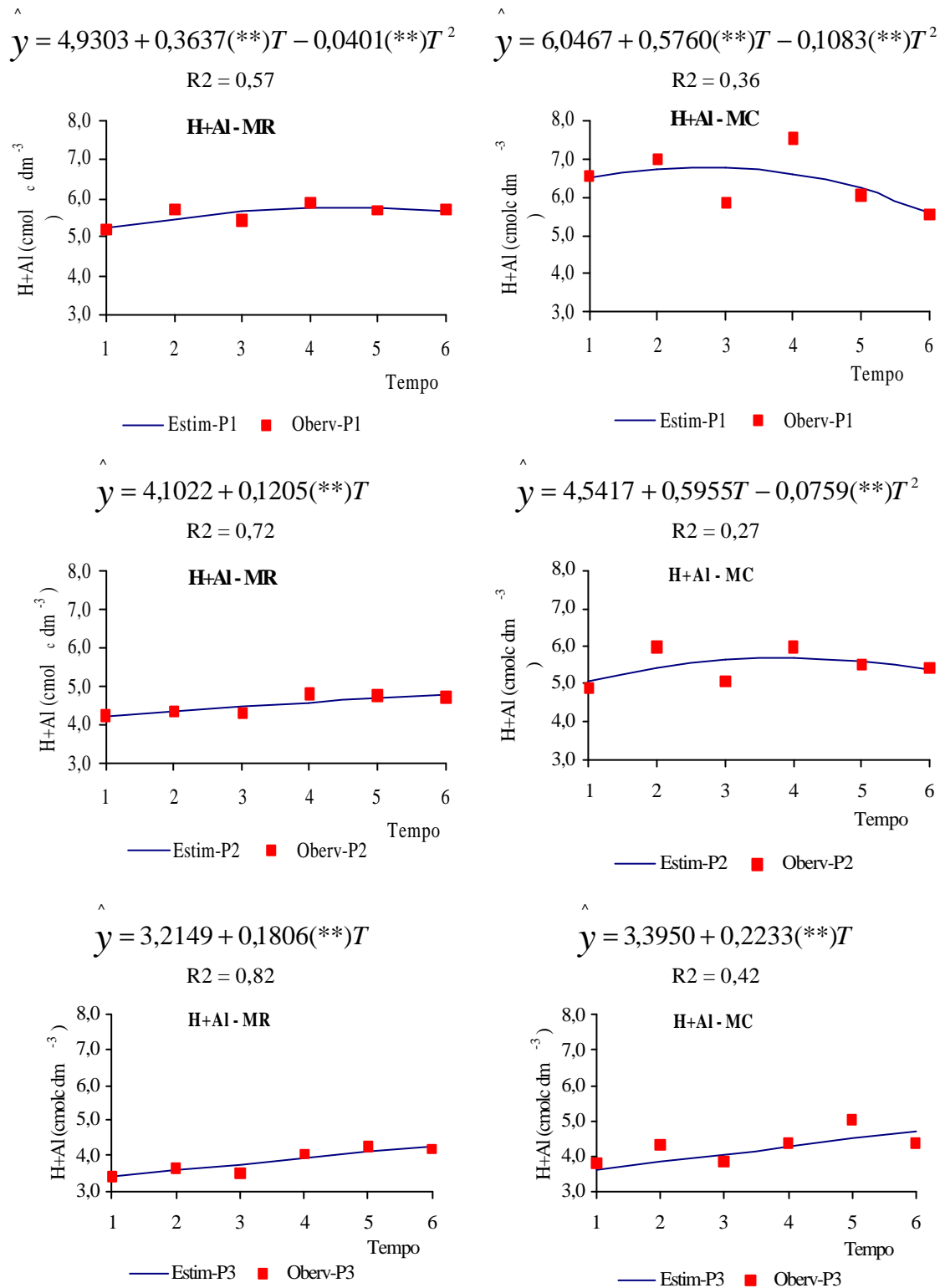


Figura 18 – Valores de acidez potencial no solo, estimados (Estim) e observados (Oberv), nas faixas de profundidade 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (H+Al-MR) e com irrigação com água-doce (H+Al-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

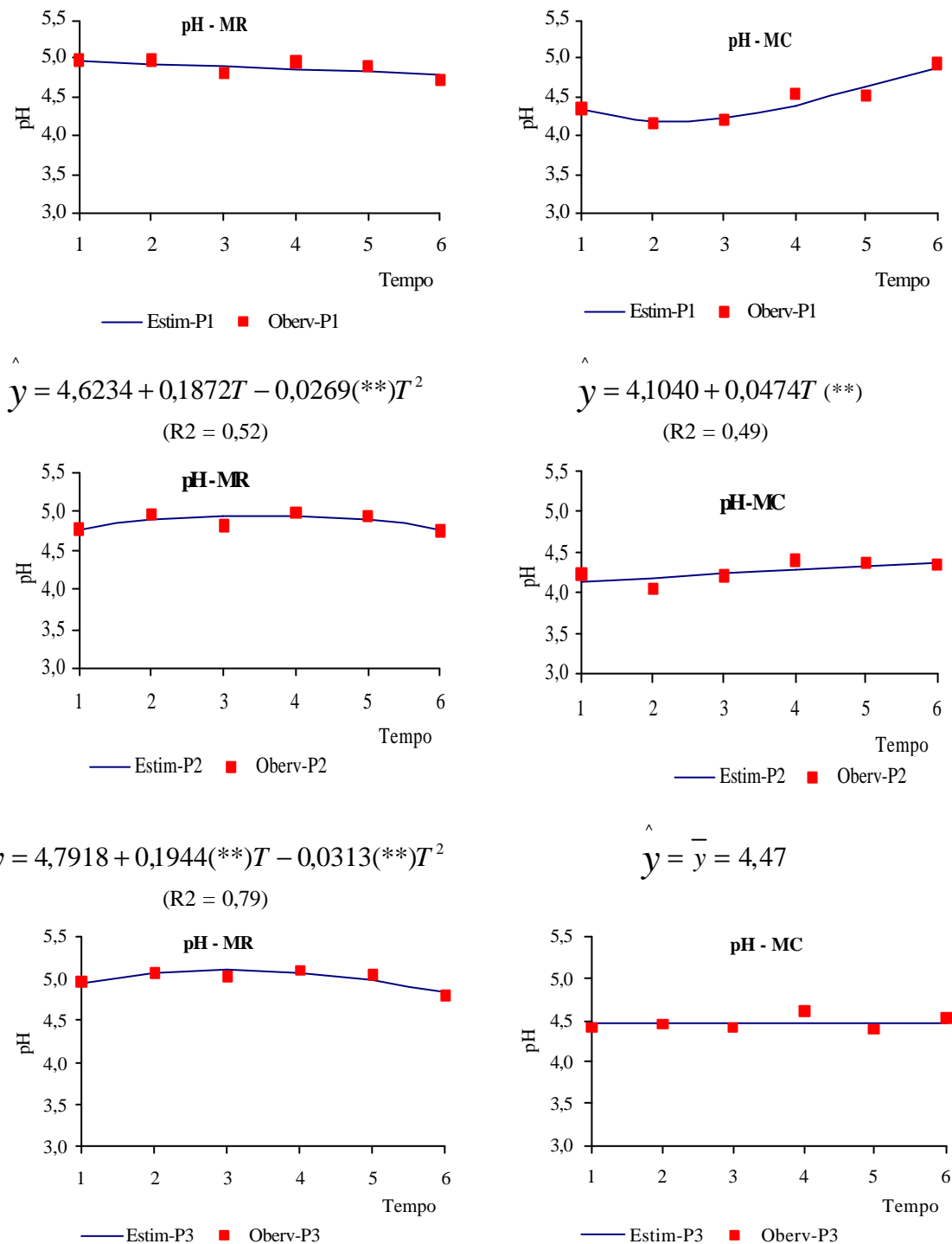


Figura 19 – Valores de pH do solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas faixas de profundidade 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (pH-MR) e com irrigação com água-doce (pH-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

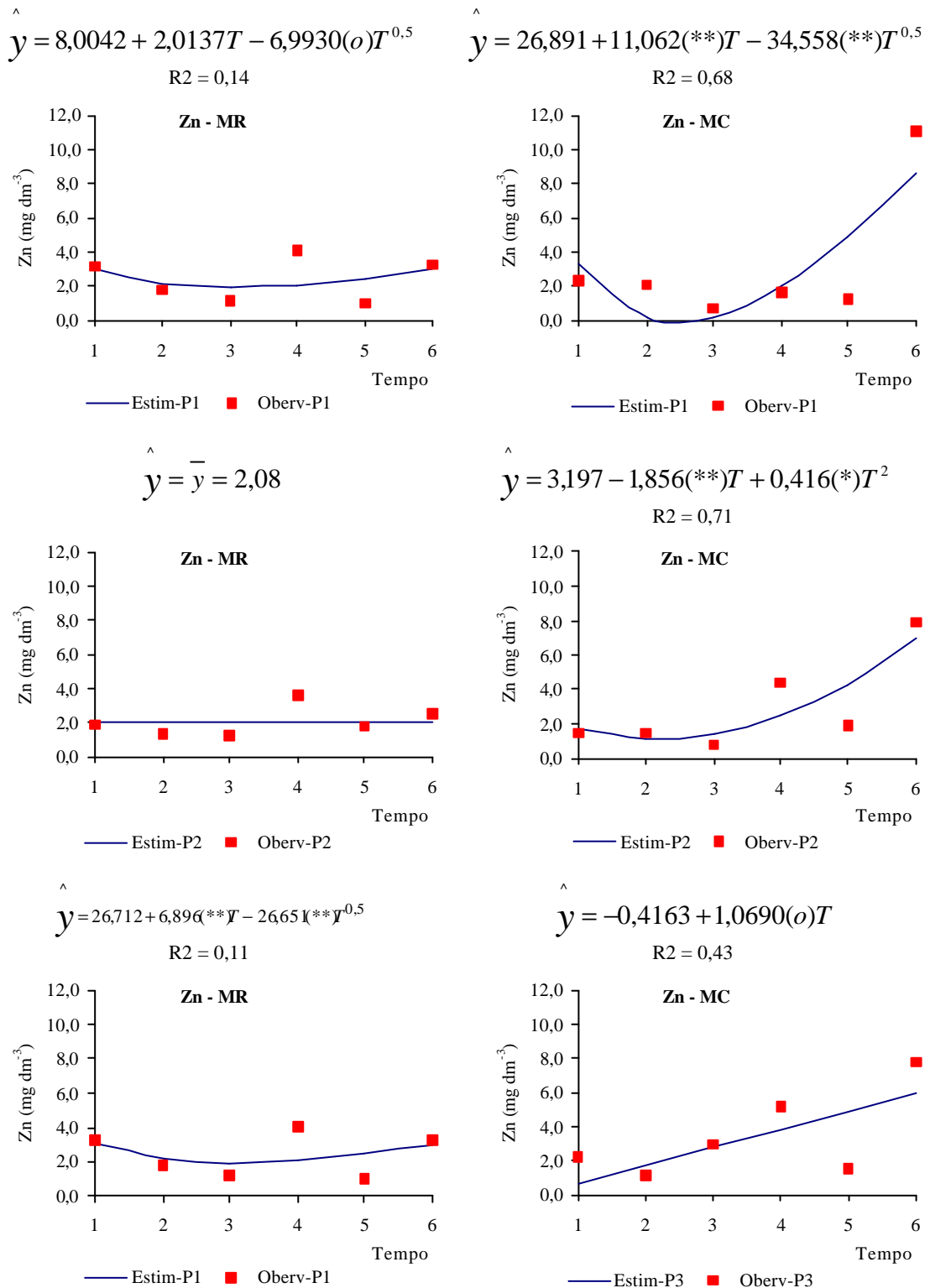


Figura 20 – Teores de zinco no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Zn-MR) e com irrigação com água-doce (Zn-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”, “*” e “o”) são coeficientes significativos a 1, 5 e 10%, pelo teste F, respectivamente.

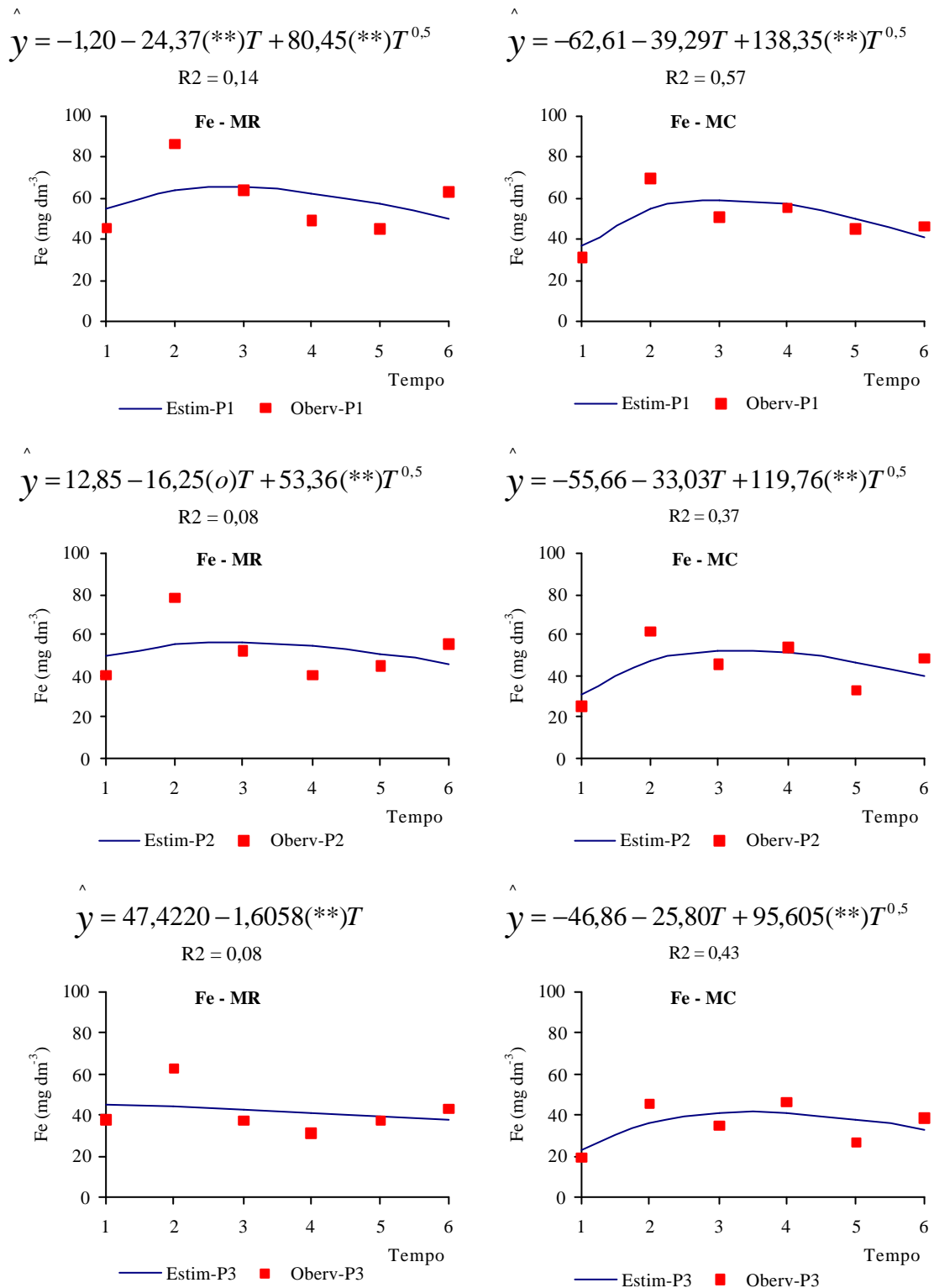
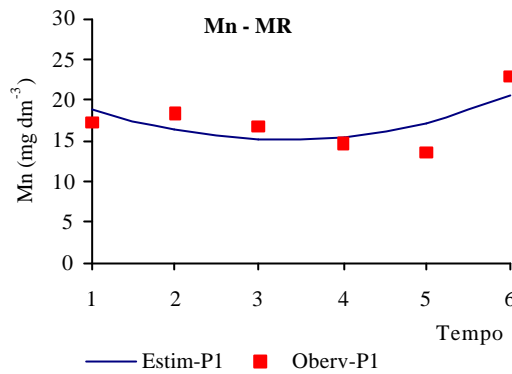


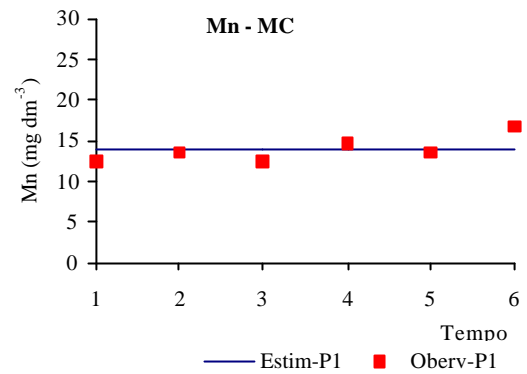
Figura 21 – Teores de ferro no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Fe-MR) e com irrigação com água-doce (Fe-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**” e “o”) são coeficientes significativos a 1 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

$$\hat{y} = 23,0252 - 4,8549(o)T + 0,7439(**)T^2$$

R2 = 0,44

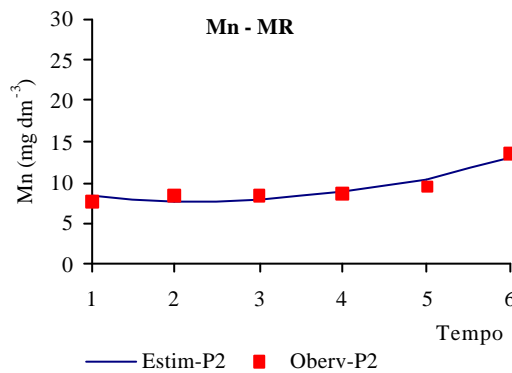


$$\hat{y} = \bar{y} = 13,94$$



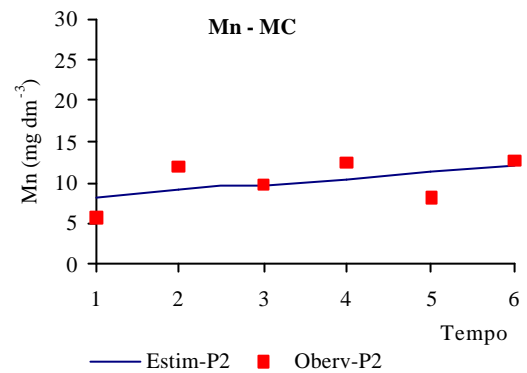
$$\hat{y} = 9,6931 - 1,8025(**)T + 0,3917(**)T^2$$

R2 = 0,89



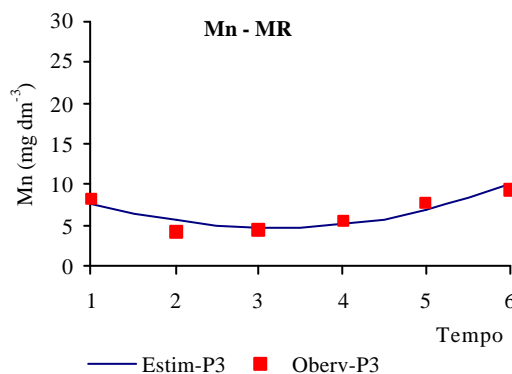
$$\hat{y} = 7,4845 + 0,7481(o)T$$

R2 = 0,24



$$\hat{y} = 11,1449 - 4,1497(**)T + 0,6601(**)T^2$$

R2 = 0,86



$$\hat{y} = \bar{y} = 7,38$$

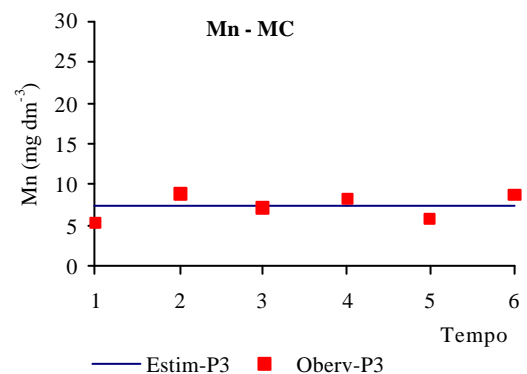


Figura 22 – Teores de manganês no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Mn-MR) e com irrigação com água-doce (Mn-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**” e “o”) são coeficientes significativos a 1 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

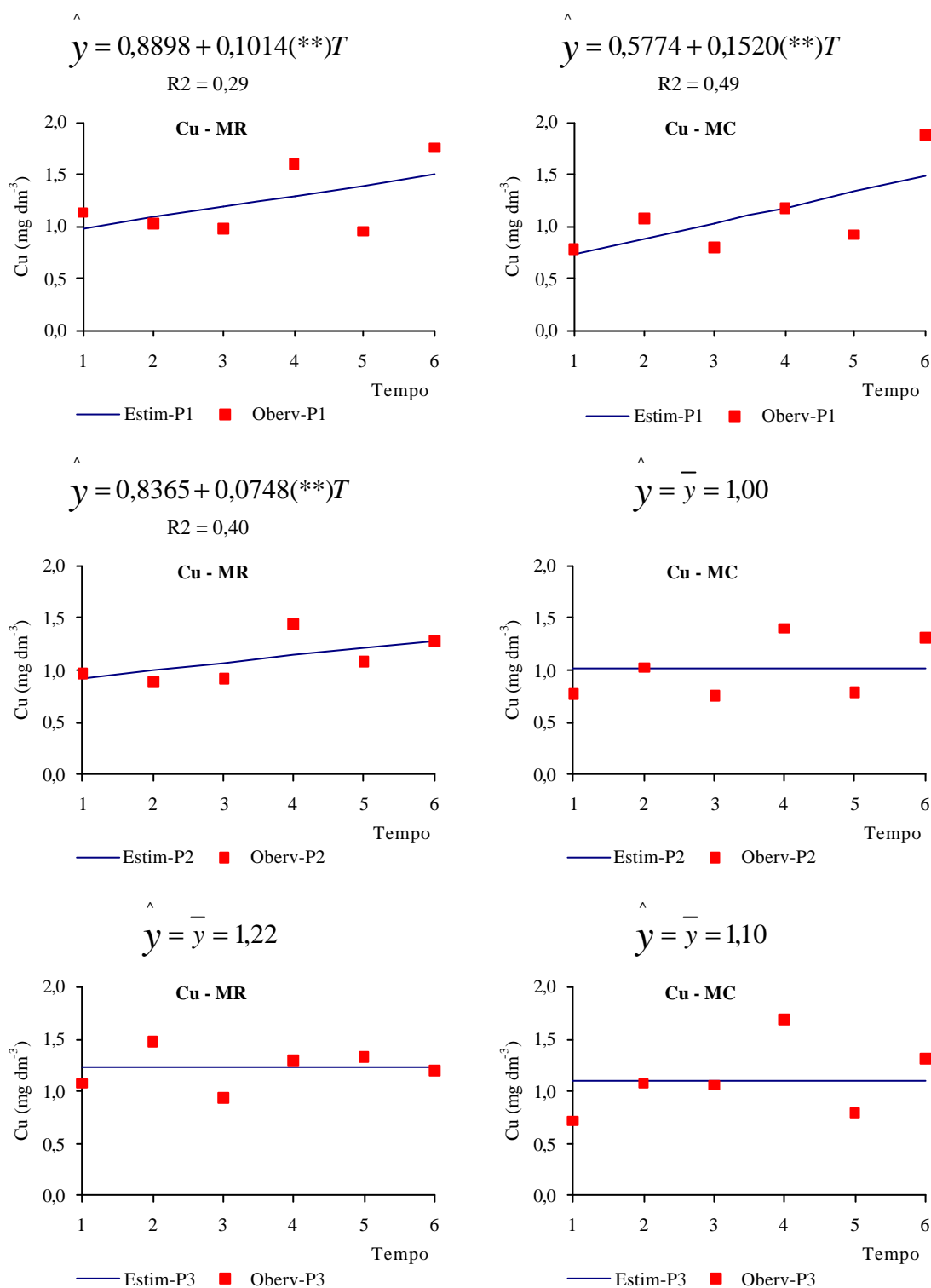


Figura 23 – Teores de cobre no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Cu-MR) e com irrigação com água-doce (Cu-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

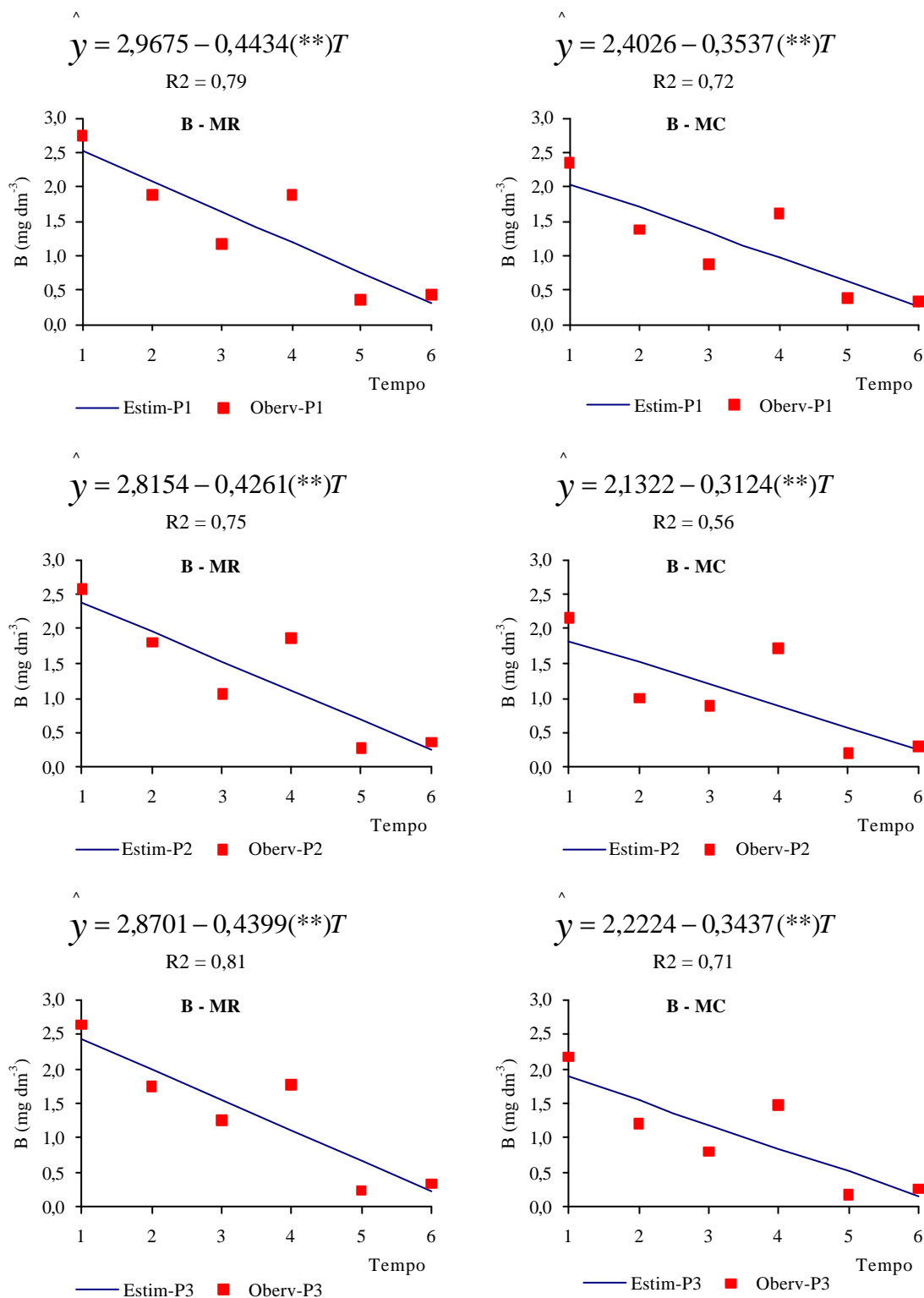


Figura 24 – Teores de boro no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (B-MR) e com irrigação com água-doce (B-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

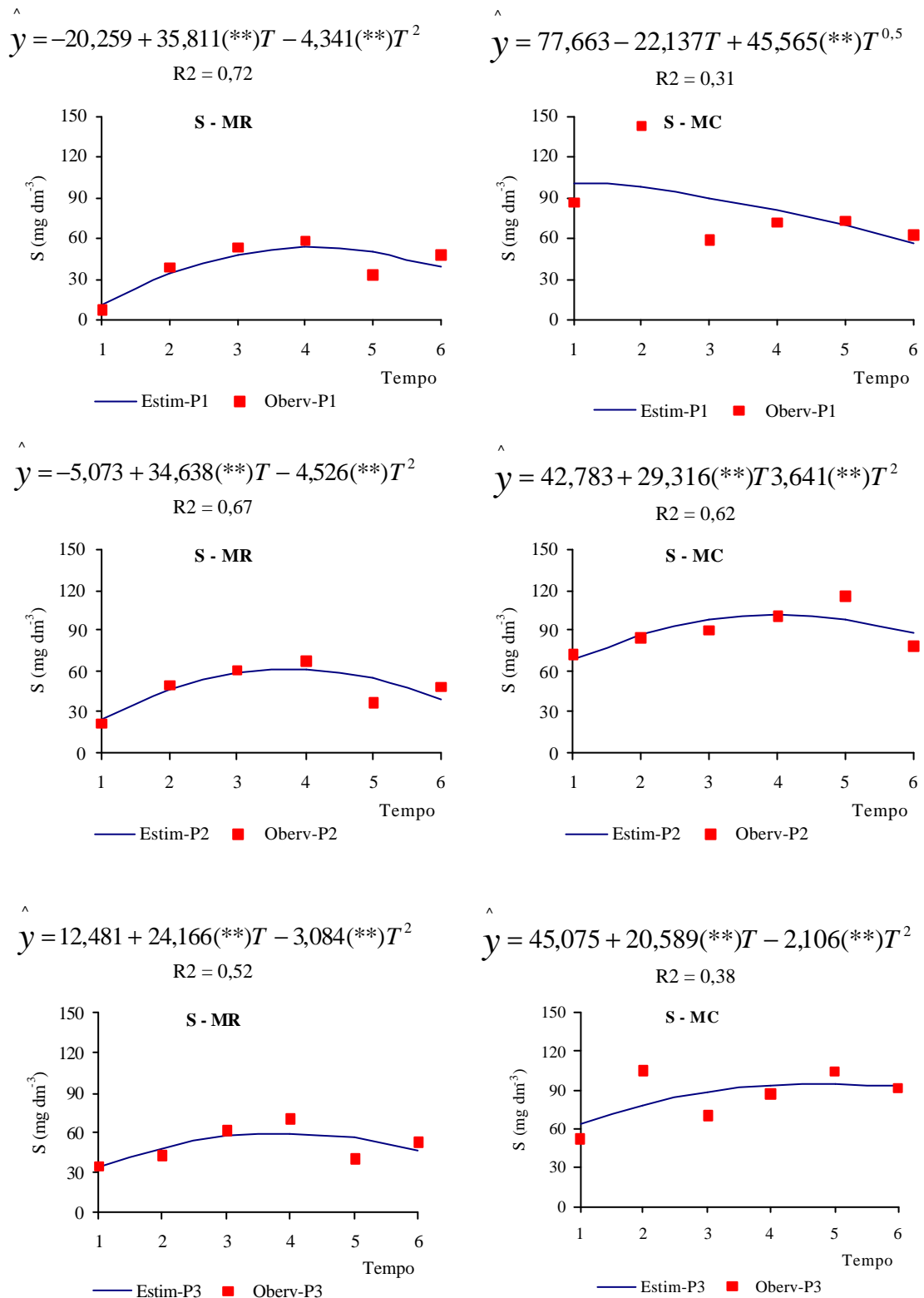


Figura 25 – Teores de enxofre no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (S-MR) e com irrigação com água-doce (S-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

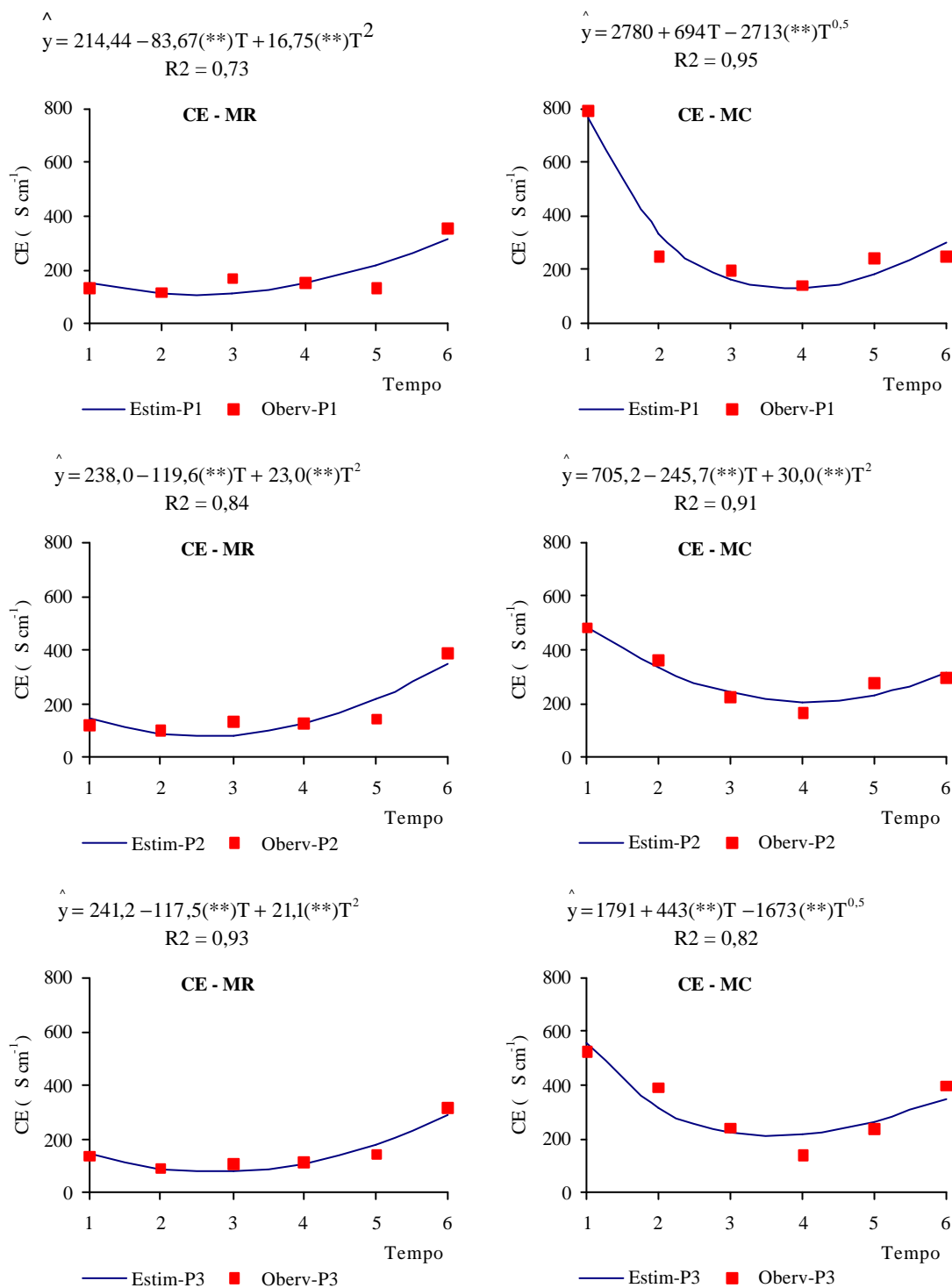
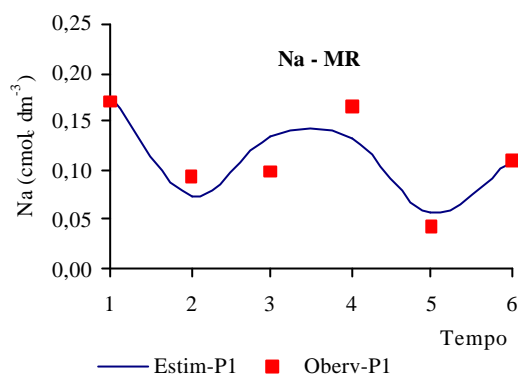


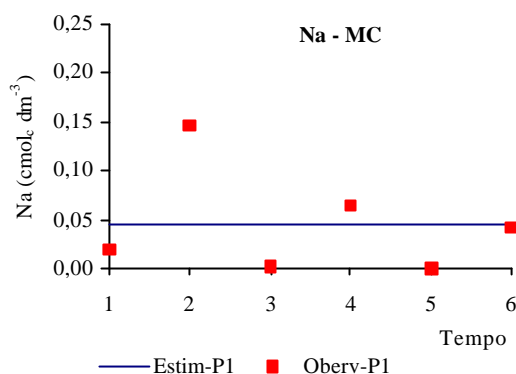
Figura 26 – Valores de condutividade elétrica do extrato saturado do solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (CE-MR) e com irrigação com água-doce (CE-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

$$\hat{y} = 0,89 - 1,22(**)T + 0,63(**)T^2 - 0,13T^3 + 0,01(**)T^4$$

$$R^2 = 0,75$$

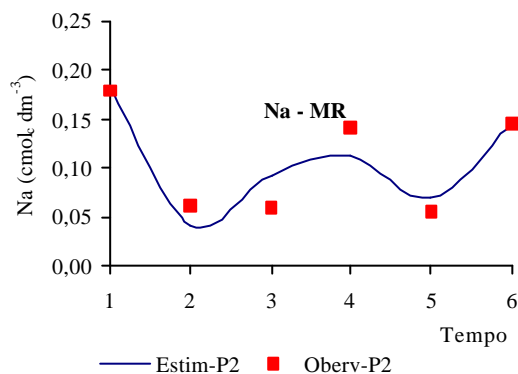


$$\hat{y} = \bar{y} = 0,0455$$

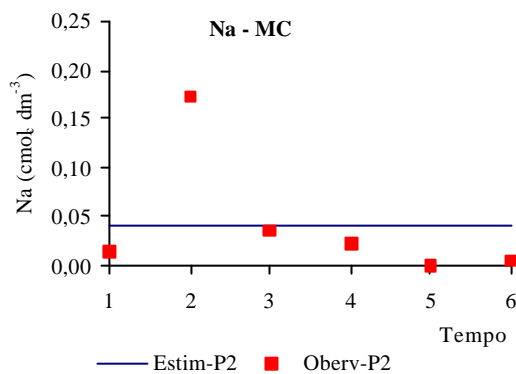


$$\hat{y} = 0,96 - 1,29T + 0,63(**)T^2 - 0,12(**)T^3 + 0,01(**)T^4$$

$$R^2 = 0,90$$

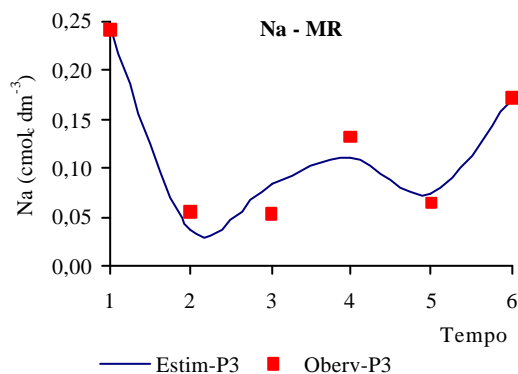


$$\hat{y} = \bar{y} = 0,0417$$



$$\hat{y} = 1,2 - 1,6(**)T + 0,74(**)T^2 - 0,14(**)T^3 + 0,01(**)T^4$$

$$R^2 = 0,94$$



$$\hat{y} = \bar{y} = 0,0476$$

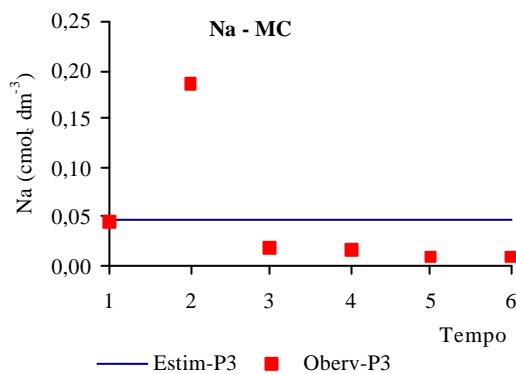
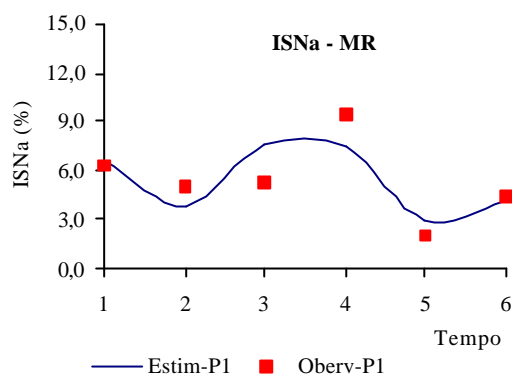


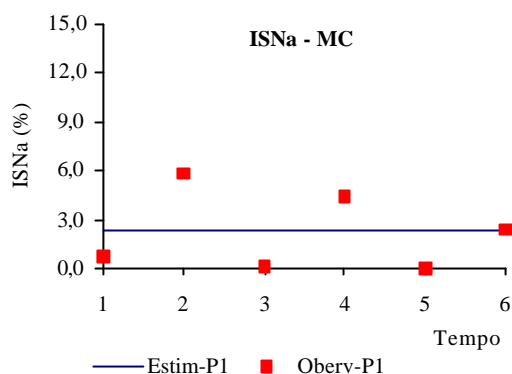
Figura 27 – Teores de sódio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (Na-MR) e com irrigação com água-doce (Na-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

$$\hat{y} = 37,0 - 53,6(**)T + 28,9(**)T^2 - 6,0T^3 + 0,4(**)T^4$$

$$R^2 = 0,60$$

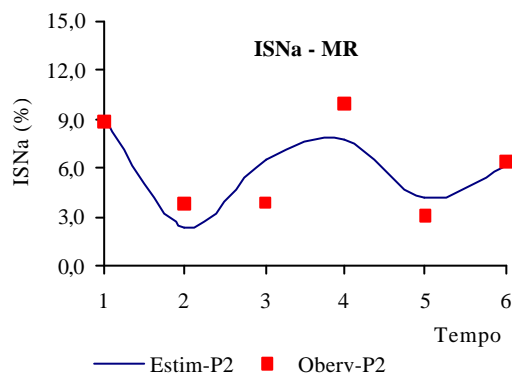


$$\hat{y} = \bar{y} = 2,2$$

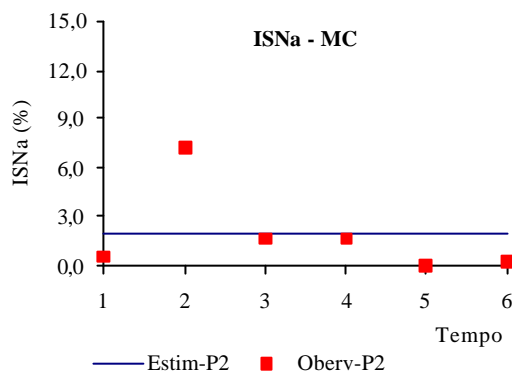


$$\hat{y} = 53 - 74,4(*)T + 37,2(**)T^2 - 6,0(**)T^3 + 0,5(**)T^4$$

$$R^2 = 0,64$$

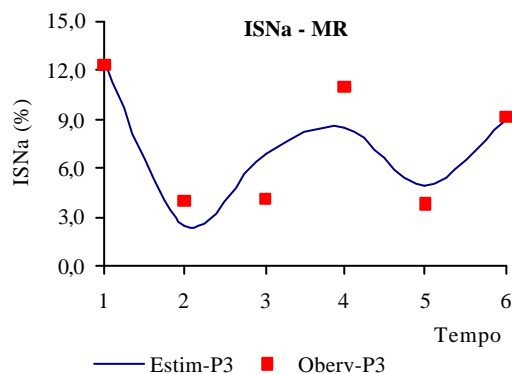


$$\hat{y} = \bar{y} = 1,9$$



$$\hat{y} = 71 - 96,9(**)T + 47,5(**)T^2 - 9,3(**)T^3 + 0,6(**)T^4$$

$$R^2 = 0,76$$



$$\hat{y} = \bar{y} = 2,4$$

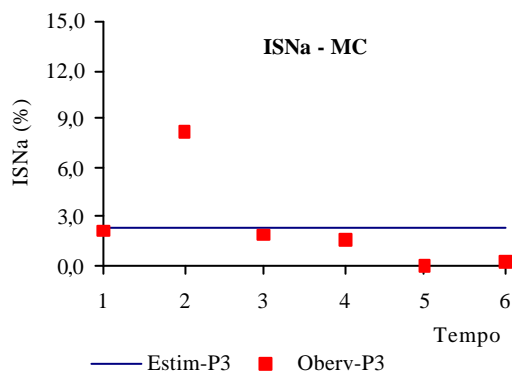
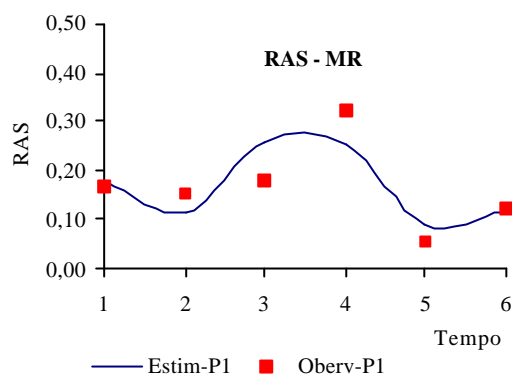


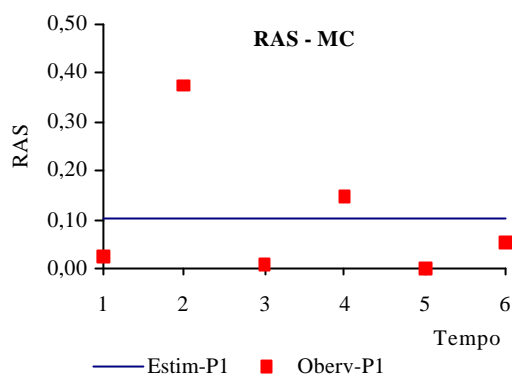
Figura 28 – Índices de saturação por sódio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (ISNa-MR) e com irrigação com água-doce (ISNa-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (“**”) e (“*”) são coeficientes significativos a 1 e 5%, pelo teste F, respectivamente.

$$\hat{y} = 1,19 - 1,81(**)T + 1,00(**)T^2 - 0,21T^3 + 0,01(**)T^4$$

$$R^2 = 0,64$$

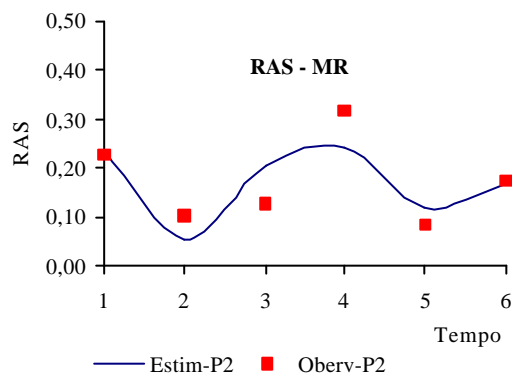


$$\hat{y} = \bar{y} = 0,10$$

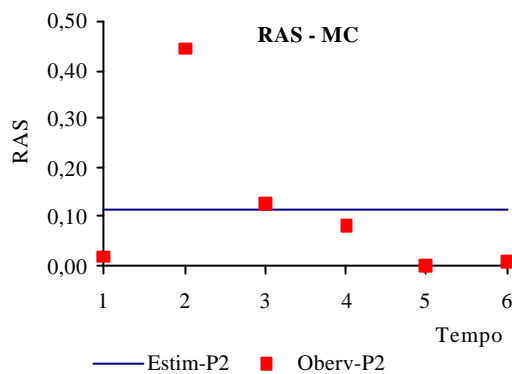


$$\hat{y} = 1,58 - 2,30T + 1,17T^2 - 0,24(**)T^3 + 0,02(**)T^4$$

$$R^2 = 0,61$$

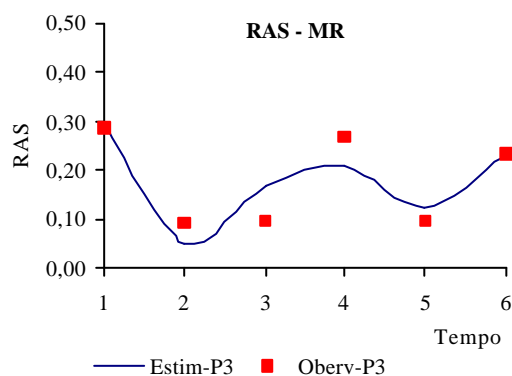


$$\hat{y} = \bar{y} = 0,11$$



$$\hat{y} = 1,71 - 2,36T + 1,16(**)T^2 - 0,23(**)T^3 + 0,02(**)T^4$$

$$R^2 = 0,75$$



$$\hat{y} = \bar{y} = 0,07$$

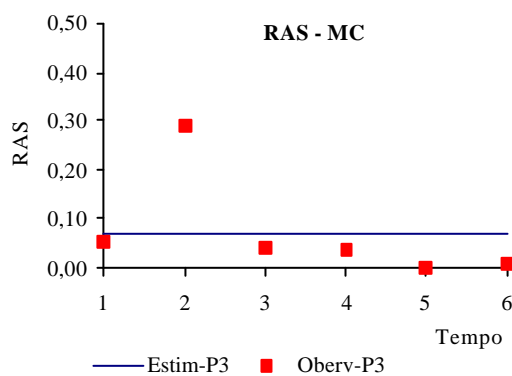


Figura 29 – Valores de razão de adsorção de sódio no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (RAS-MR) e com irrigação com água-doce (RAS-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

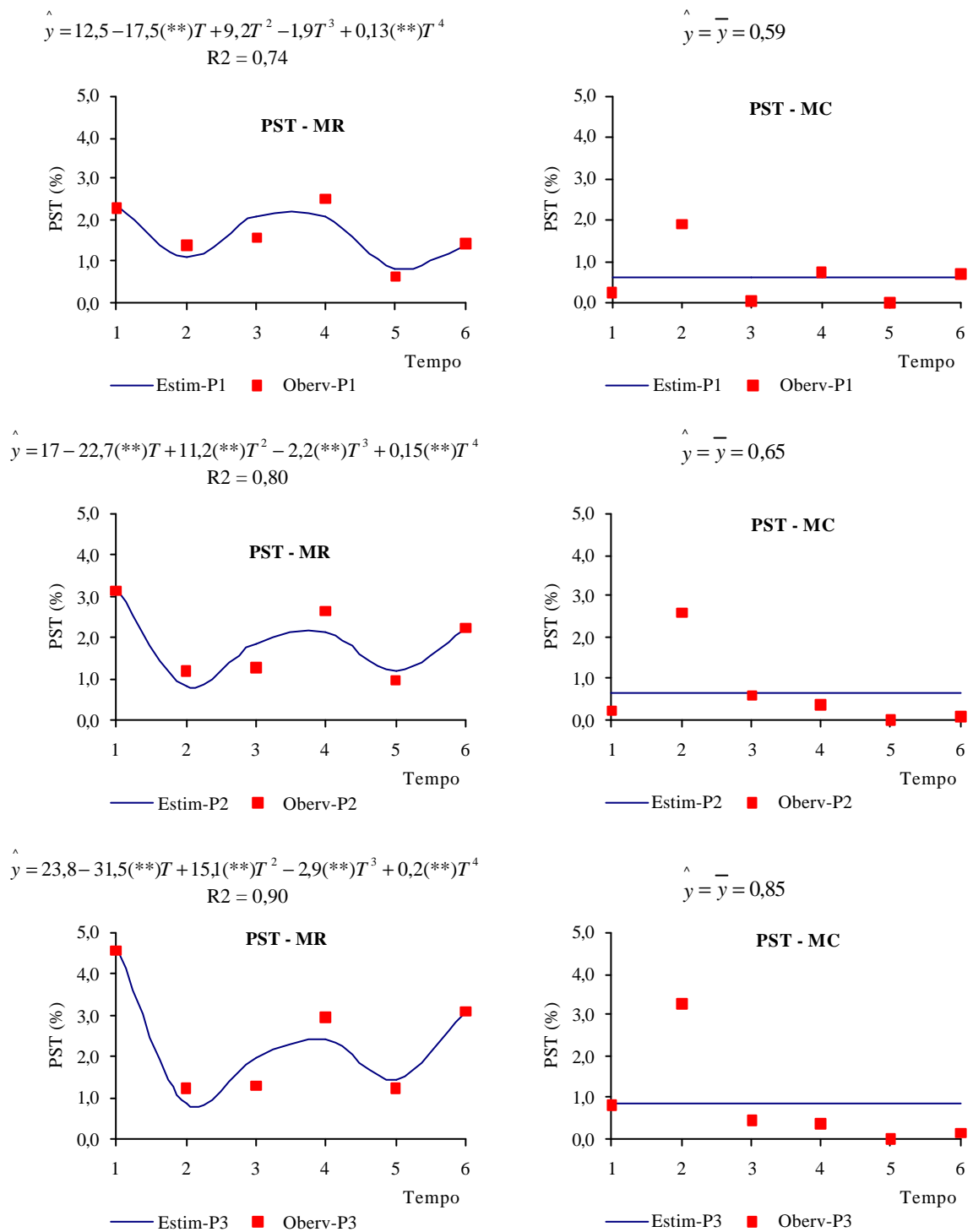


Figura 30 – Porcentagens de sódio trocável no solo, estimadas (Estim) e observadas (Oberv), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (PST-MR) e com irrigação com água-doce (PST-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

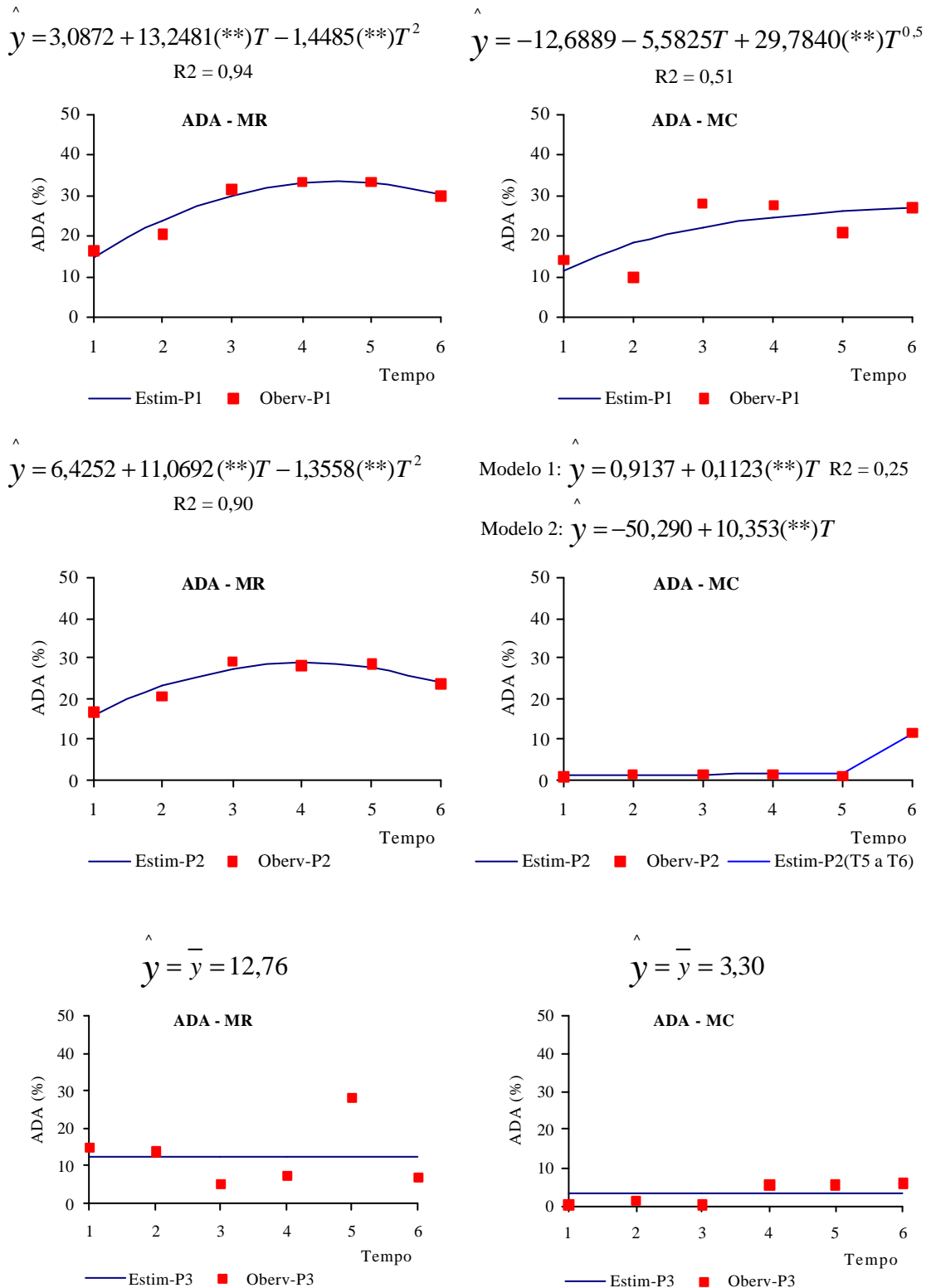


Figura 31 – Valores de argila dispersa em água no solo, estimadas (Estim) e observadas (Observ), nas camadas 0-20, 20-40 e 40-60 cm (P1, P2 e P3, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (ADA-MR) e com irrigação com água-doce (ADA-MC), em função do tempo de aplicação. Cada unidade de tempo corresponde a 90 dias. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. (**) são coeficientes significativos a 1%, pelo teste F.

Os modelos de regressão ajustados aos teores de matéria orgânica (MO) no solo, em função do tempo de aplicação (Figura 5), não apresentaram boa capacidade preditiva, principalmente no MC, onde não foi possível ajustar nenhum modelo significativo, ou seja, os de MO não foram influenciados com o tempo.

Embora o MR permita aportes constantes de MO ao solo, o teor de MO contido na água residuária de origem doméstica é baixo e muito variável no tempo (Tabela 16), o que pode explicar os valores de R^2 dos modelos. No MR, embora tenha apresentado valores de R^2 relativamente baixos, os modelos indicam pequena tendência de diminuição dos teores de MO em função do tempo nas faixas de profundidade 0 – 0,20 e 0,40 – 0,60 m e pequena tendência de aumento na faixa de 0,20 – 0,40 m. O aporte constante de MO muito lábil ao solo e as boas condições de umidade e temperatura favoreceram o aumento dos microrganismos mineralizadores do solo, o que contribuiu para mineralização rápida da MO adicionada e, em alguns casos, até para o consumo da MO previamente existente (efeito *Priming*).

Essa tendência de diminuição da MO nos 18 meses do experimento pode se inverter com a aplicação contínua de água residuária por longos períodos. Na literatura há várias referências ao aumento dos teores de carbono orgânico total (COT) com a aplicação prolongada de águas residuárias no solo. Quin e Woods (1978) verificaram aumento nos teores de COT e N-total, em pastagens irrigadas durante mais de 16 anos, com efluente. Latterell et al. (1982) constataram efeitos semelhantes, após cinco anos de cultivo com milho irrigado com água residuária.

No MC, a calagem, a adubação mineral e a irrigação favoreceram a maior decomposição da MO pelos organismos mineralizadores. Por outro lado, favoreceram a produção de resíduos vegetais provenientes das ervas invasoras que eram constantemente roçadas e mantidas na área como cobertura vegetal, principalmente para evitar erosão, contribuindo para a manutenção dos níveis de MO do solo.

Os modelos ajustados aos teores de N (Figura 6), no MR, apresentaram boa correlação nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 - 0,60 m e baixa correlação ($R^2 = 0,40$) na faixa de 0 – 0,20 m. Foram ajustados modelos quadráticos, com teores crescentes em função do tempo de aplicação da água residuária. Os teores observados de N no tempo tp_1 foram superiores aos teores iniciais do solo (Tabela 11), resultado da baixa demanda apresentada pela cultura nesse período e do aporte médio, pela água residuária, de 50 kg de N ha^{-1} . A partir do tempo tp_1 houve ligeiro decréscimo da concentração de N no solo e, então, acréscimo até o tempo tp_6 , em todas as faixas de

profundidade. A baixa capacidade preditiva observada no modelo para a primeira faixa de profundidade se deve à concentração de N no solo nos tempos tp_2 e tp_3 . Esta elevação entre tp_2 e tp_3 se deve aos efeitos cumulativos do aporte de nutrientes pela água residuária mais mineralização das folhas lançadas ao solo pela derriça do café, ocorrida após o tempo t_2 ; combinadas com a baixa demanda de N pela cultura, uma vez que, após a colheita, as plantas têm número reduzido de folhas e menor taxa de crescimento devido às baixas temperaturas no período (maio a agosto). O MR foi capaz de atender à demanda de N pela cultura e, ainda, permitir acúmulo de N no solo.

Ao final do experimento (tp_6) as concentrações de N no solo foram 37,5, 80,0 e 140,0% superiores às concentrações iniciais (tp_0), nas faixas de profundidade 0- 0,20, 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, respectivamente. As taxas de acúmulo crescentes com a profundidade evidenciam o efeito de lixiviação de NO_3^- em razão das lâminas de irrigação excessivas. Provavelmente também ocorreu lixiviação para camadas mais profundas, principalmente nos tratamentos onde houve aplicação de maiores lâminas de AR.

Na literatura há muitas referências ao aumento nos teores de N_{total} com a aplicação de águas residuárias no solo, principalmente por longo período (QUIN e WOODS, 1978; LATTERELL et al., 1982; MAGESAN et al., 1998). No entanto, também há casos em que, ou não foram observadas alterações significativas (Jnad et al., 2001a), ou ocorreram decréscimos (FONSECA, 2001). Basicamente, acúmulo ou decréscimo de N no solo sob fertirrigação com água residuária dependem das concentrações de N do efluente e da demanda da cultura. Segundo Feigin et al. (1978), a quantidade de N adicionada ao solo por meio da irrigação com água residuária de origem doméstica pode ser similar, ou até mesmo exceder, à quantidade aplicada via fertilização nitrogenada recomendada, durante períodos de tempo similares.

No MC, os modelos de regressão ajustados aos teores de N em função do tempo não apresentaram boa capacidade preditiva nas duas primeiras faixas de profundidade. Na faixa de 0,40 – 0,60 m, não foi possível ajustar nenhum modelo significativo. Diferentemente do MR, no MC foram feitas duas adubações concentradas. Esse fato provoca elevações bruscas nos teores de N no solo, dificultando o ajuste do modelo.

Na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, no tempo tp_1 , o teor de N observado foi inferior aos teores observados nos tempos t_0 e t_2 , na mesma faixa de profundidade, e inferior ao observado no tempo tp_1 na segunda faixa de profundidade. Provavelmente esse fato deveu-se a problemas de amostragem ou erros de análise. O esperado seria o

inverso, uma vez que houve adubação com 250 kg de N entre os tempos tp_0 e tp_1 . O MC proporcionou acúmulo de N no solo nas duas primeiras faixas de profundidade. Na faixa de 0,40 – 0,60 m, não houve alteração significativa do teor de N no solo.

De modo geral, os modelos ajustados descreveram adequadamente a variação de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (Figuras 7, 8 e 9, respectivamente) e, conseqüentemente, de SB (Figura 12) no solo no decorrer do tempo e em cada faixa de profundidade. A exceção foi o K^+ no MR, na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, o que ocorreu devido ao aumento do teor de K^+ no tempo tp_6 . Esse aumento fez com que se ajustasse um modelo quadrático, diferentemente do que ocorreu até o tempo tp_5 , em que predominava um modelo linear decrescente.

No período tp_5 , os resultados das análises do solo e das folhas no MR apresentavam baixos teores de K^+ . Nesta época o cafeeiro estava com alta carga de frutos e na fase de granação, quando a cultura é mais exigente em K e há grande translocação desse nutriente das folhas para os frutos. Essa combinação adversa levou à deficiência severa de K na planta e, ainda, à incidência de cercosporiose (*Cercospora coffeicola*). Segundo Zambolim et al. (1999), o ataque intenso dessa doença é comum em plantas com desequilíbrio nutricional, notadamente com deficiência de K, o que foi evidenciado no experimento, pois as plantas do MC não foram afetadas mesmo estando próximas. Como medida corretiva, além do controle da cercosporiose, foram aplicados 125 kg ha^{-1} de K^+ nos tratamentos do MR, em março de 2005, entre os tempos tp_5 e tp_6 . Isso causou os aumentos dos teores de K^+ observados no tempo tp_6 .

Com exceção desse aumento dos teores de K^+ no tempo tp_6 , no MR, houve queda contínua dos teores de K^+ ao longo do tempo, em ambos os manejos e em todas as profundidades.

O MC apresentou elevação inicial dos teores de K^+ no tempo t_1 , em relação às condições iniciais do solo (Tabela 11), e depois queda contínua até o tempo tp_6 , mesmo tendo recebido adubação com 332 kg de K^+ ha^{-1} em dezembro (logo após o tempo tp_4), que foi insuficiente para recompor o nível de K^+ no solo em razão da grande absorção para manter a carga de frutos, cuja produtividade na safra 2004/2005 foi muito elevada (122 sc ha^{-1}).

No MR, embora as fertirrigações fossem diárias, os teores de K^+ caíram continuamente no decorrer do período observado, ficando evidente que o aporte de K^+ no MR não foi suficiente para suprir a demanda de K pela cultura. No MR, o teor de K^+

no solo foi sempre inferior ao do MC, mesmo considerando que o MR apresentou menor produtividade (89 sc ha^{-1}) e, conseqüentemente, dreno de K menor que no MC.

Os resultados encontrados na literatura são divergentes quanto ao comportamento do K^+ no solo irrigado com água residuária. Segundo Karlen et al. (1976), se o efluente contiver baixa concentração de K^+ e alta de Na^+ (condição observada nesse experimento), para que sua disposição no solo seja sustentável torna-se conveniente a suplementação potássica para manter adequada a absorção de nutrientes e a produtividade das culturas. Esses autores observaram que a aplicação de efluente de esgoto sanitário tratado (EET) ocasionou aumento no teor de Na^+ e diminuição do teor de K^+ . Por outro lado, Cromer et al. (1984) observaram, em solos florestais fertirrigados durante três anos com EET, aumento no teor de K^+ trocável. Feigin et al. (1991) afirmaram que, mesmo que ocorra aumento no teor de K^+ disponível mediante a disposição de águas residuárias ao solo, a quantidade deste nutriente exigido pelas plantas é tão elevada, que dificilmente a irrigação com efluente poderia supri-la de forma adequada às plantas.

Os modelos de regressão ajustados para o comportamento do Ca^{2+} no solo em função do tempo, para o MR, tiveram comportamento quadrático e mostram diminuição dos teores desse elemento no solo desde o tempo tp_1 até o tempo tp_4 , quando o gradiente da curva se inverte, mostrando aumento dos teores de Ca^{2+} até o tempo tp_6 , em todas as faixas de profundidade (Figura 8).

Os teores de Ca^{2+} no tempo tp_1 são superiores aos teores iniciais no solo (t_0). Inicialmente, como a cultura apresentava baixo potencial produtivo, uma vez que não estava sendo irrigada ou adubada, e com o aporte médio no período igual a 22 kg ha^{-1} , houve aumento dos teores de Ca^{2+} no solo. A partir de tp_1 (90 dias após o início do experimento), devido às melhores condições de umidade e maior disponibilidade de nutrientes, a cultura passou a se desenvolver mais rapidamente e demandar maior quantidade de Ca. Devido às altas precipitações ocorridas entre os tempos tp_1 e tp_2 , houve aplicação adicional de Ca^{2+} no período de, apenas, 6 kg ha^{-1} , enquanto entre os tempos tp_2 e tp_3 a aplicação foi de 20 kg ha^{-1} . Esse aporte de Ca^{2+} pela fertirrigação não foi suficiente para atender à demanda de Ca pela cultura, o que explica a diminuição dos teores de Ca^{2+} no solo. Entre os tempos tp_3 e tp_4 , o aporte médio adicional de Ca^{2+} pelo MR foi igual a 34 kg ha^{-1} e o aporte médio acumulado foi igual a 82 kg ha^{-1} . Além do maior aporte de Ca^{2+} pelo MR no período, há de se considerar a derriça do café, ocorrida entre os tempos tp_2 e tp_3 , que promoveu grande desfolhamento da cultura e

conseqüente derrubada de folhas no solo. Esta MO adicional, rica em Ca, após mineralizada, também pode ter contribuído para o acúmulo de Ca^{2+} no solo a partir do tempo tp_4 . Este acúmulo persistiu até o tempo tp_6 , quando os teores de Ca^{2+} no solo voltaram aos patamares observados em tp_1 , após aporte médio acumulado de Ca^{2+} pelo MR igual a 104 kg ha^{-1} .

Assim como para o K^+ , a literatura apresenta resultados divergentes para o comportamento de Ca no solo submetido à fertirrigação com água residuária. Falkiner e Smith (1997) e Johns e McConchie (1994b) observaram aumento no teor de Ca^{2+} , enquanto Jnad et al. (2001a) e Garcia (2003) observaram decréscimo na concentração de Ca^{2+} trocável no solo, em resposta à aplicação de águas residuárias.

No MC, os modelos de regressão ajustados para o comportamento do Ca^{2+} no solo em função do tempo tiveram comportamento diferente do MR quanto ao modelo (raiz quadrada), mas parecido quanto ao gradiente de concentração ao longo do tempo. Apesar de ter recebido calagem antes do tempo tp_1 , os teores de Ca^{2+} no solo decresceram inicialmente até um valor mínimo, quando o gradiente da curva se inverteu e houve aumento do teor de Ca^{2+} no solo até o tempo tp_6 . Porém, diferentemente do MR, no MC essa inversão ocorreu em épocas diferentes em cada faixa de profundidade, entre os tempos tp_2 e tp_3 na faixa de profundidade de 0 - 0,20 m e, aproximadamente, no tempo tp_4 nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m.

Como a calagem foi feita a lanço, sem incorporação, e considerando a baixa mobilidade do Ca^{2+} no solo, houve um intervalo de tempo, cada vez maior com a profundidade, entre a calagem e o aumento da concentração de Ca^{2+} no solo. A partir da inversão, o efeito residual da calagem permitiu aumento dos teores de Ca^{2+} , em todas as faixas de profundidade até o tempo tp_6 , sendo, na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, o teor de Ca^{2+} no solo no tempo tp_6 superior ao observado no tempo tp_1 .

Os modelos de regressão ajustados para o comportamento do Mg^{2+} no solo em função do tempo, para o MR, tiveram comportamento semelhante aos do Ca^{2+} , porém o gradiente da curva se inverte já a partir do tempo tp_2 . Da mesma forma que para o Ca^{2+} , o aporte médio razoável de Mg^{2+} pelo MR até o tempo tp_1 (6 kg ha^{-1}) promoveu um aumento inicial dos teores de Mg^{2+} no solo, em relação às condições iniciais. Com o aumento da demanda de Mg pela cultura e o aporte adicional de apenas $1,6 \text{ kg ha}^{-1}$ no período, houve decréscimo na concentração de Mg^{2+} no solo. Com o aporte médio acumulado até o tempo tp_3 e em função da baixa demanda desse nutriente pela cultura, houve aumento dos teores de Mg^{2+} no solo, em todas as faixas de profundidade, a partir

do tempo tp_3 até o tempo tp_6 . Porém, esse aumento foi muito menos acentuado que no caso do Ca^{2+} . Como o Ca é praticamente imóvel na planta, quase não há translocação do nutriente das folhas para os frutos e, conseqüentemente, há pouca exportação de Ca via colheita. Sendo assim, o aporte de Ca^{2+} pela mineralização das folhas que retornam ao solo é importante. Já para o Mg, devido à sua mobilidade na planta, ocorre exatamente o oposto.

Além da exportação de Mg via colheita, devido à sua maior mobilidade no solo que o Ca^{2+} , e considerando-se que houve irrigações excessivas no MR, certamente houve perdas de Mg^{2+} por lixiviação. Provavelmente por isso os teores de Mg^{2+} no tempo tp_6 foram inferiores aos observados no tempo tp_1 , em todas as faixas de profundidade.

Aumentos na concentração de Mg^{2+} trocável no solo têm sido verificados em solos que receberam aplicação de águas residuárias (JOHNS e McCONCHIE, 1994b; FALKINER e SMITH, 1997), porém esses aumentos também estão diretamente relacionados com sua concentração na água residuária e com as quantidades de Mg^{2+} absorvidas pelas plantas.

No MC, os modelos de regressão ajustados para o comportamento do Mg^{2+} no solo em função do tempo tiveram comportamento semelhante aos do MR. De forma diferente ao observado para o Ca^{2+} , os efeitos da calagem já foram constatados a partir do tempo tp_2 nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. Na faixa de 0,40 – 0,60 m, o aumento do teor de Mg^{2+} no solo ocorreu a partir do tempo tp_4 . Assim como no MR, em todas as faixas os aumentos dos teores de Mg^{2+} no solo foram menos pronunciados do que para o Ca^{2+} .

Os modelos ajustados para os valores de SB (Figura 10) e para a V (Figura 11) do solo, em função do tempo, são similares aos modelos ajustados para o Ca^{2+} , em todas as faixas de profundidades, tanto no MR quanto no MC, o que reflete a condição desse nutriente como o cátion mais abundante entre as bases. Assim como constatado para o Mg^{2+} , tanto a SB quanto a V do solo do MR foram superiores às do MC em todo o período observado, nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m. Já na primeira faixa de profundidade, tanto SB quanto V no MC superaram os valores observados em tp_1 , igualando-se aos valores observados no MR para o tp_6 . Esse fato evidencia a capacidade da fertirrigação com água residuária de suprir Ca^{2+} e Mg^{2+} ao solo igual ou até superior à calagem.

Por outro lado, os modelos ajustados para os teores de Al^{3+} (Figura 12) e para a porcentagem de saturação por alumínio (Figura 13) são aproximadamente inversos aos modelos ajustados para o Ca^{2+} , em ambos os manejos e em todas as profundidades. No MR, os teores de Al^{3+} e a porcentagem de saturação por alumínio do solo (m) sobem inicialmente e, a partir do tempo tp_3 , começam a decrescer até o tempo tp_6 , em todas as profundidades. No MC, há uma elevação acentuada até o tempo tp_2 , que passa a decrescer até o tempo tp_6 . Analogamente ao observado para o Ca^{2+} , a saturação por alumínio no MC foi sempre superior à do MR em todo o período observado, nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m. Na primeira faixa de profundidade, tanto os teores de Al^{3+} quanto no MC decresceram até abaixo dos valores observados em tp_1 , igualando-se aos valores observados no MR para o tp_6 . Essa analogia evidencia a alta correlação negativa entre os teores de Ca^{2+} e Al^{3+} .

Falkiner e Smith (1997) observaram diminuição do teor de Al trocável, devido ao aumento dos cátions trocáveis no solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e da alcalinidade, adicionados pelo EET.

Os modelos ajustados aos teores de P no solo em função do tempo (Figura 14) apresentaram relação inversa com os teores de Al^{3+} , tanto no MR quanto no MC. No MR, os teores observados de P decresceram desde o tempo tp_1 até o tempo tp_3 , quando o gradiente da curva se inverte e começa a haver elevação do teor de P no solo, exatamente ao contrário do observado para o Al^{3+} , em todas as faixas de profundidade. Como há aporte contínuo de P pela água residuária, o decréscimo de P no solo, provavelmente, se deve à formação de precipitados de baixa solubilidade desse elemento com o Al. À medida que a atividade do Al^{3+} começa a decrescer a partir de tp_3 , começa a haver aumento de P, até atingir o valor máximo no período observado no tempo tp_6 , justamente quando o Al^{3+} atinge seu valor mínimo. Este mesmo comportamento pode ser observado no MC. Embora não se tenha conseguido ajustar um modelo significativo do comportamento de P nas duas últimas camadas, uma análise dos valores observados permite notar comportamento inverso aos dos teores de Al^{3+} .

Há vários relatos de aumento nos teores de P em solos irrigados com águas residuárias de origem doméstica (SCHALSCHA et al., 1979; LATTERELL et al., 1982; JOHNS e McCONCHIE, 1994b). Em alguns casos, esses acréscimos nos teores de P têm sido observados principalmente na camada superficial do solo (STEWART et al., 1990; JOHNS e McCONCHIE, 1994b), mas em outros, têm sido observados no subsolo

(SCHALSCHA et al., 1979; LATTERELL et al., 1982; AL-NAKSHABANDI et al., 1997; HOOK, 1981; JOHNS e McCONCHIE, 1994b; SPEIR et al., 1999).

Já quanto ao P-rem (Figura 15), nenhum dos modelos ajustados apresentou boa capacidade preditiva para os teores de P-rem no solo, tanto no MR quanto no MC. No MR houve aumento do P-rem em função do tempo, em todas as camadas de solo, indicando que o MR foi efetivo na diminuição da capacidade do solo para fixação de fosfato, ou diminuição de sua capacidade-tampão para fosfato. No MC não houve efeito do tempo na primeira camada e aumento inicial, tendendo à estabilização nas duas camadas mais profundas.

Quanto à CTC, tanto efetiva (CTC_e) quanto total (CTC_t) do solo, os modelos ajustados (Figuras 16 e 17, respectivamente) foram similares aos já observados para Ca^{2+} , SB ou V. Houve decréscimo dos teores desde o tempo tp_1 até o tempo tp_3 e, a partir daí, acréscimo até o tempo t_6 , no MR e em todas as faixas de profundidades. Segundo Falkiner e Smith (1997), isto se deve à substituição de íons H^+ na superfície das argilas, devido à adição de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e HCO_3^- pela água de irrigação (efluente).

No MC, os modelos ajustados não apresentaram boa correlação, nem para a CTC_e , nem para a CTC_t . De modo geral, os modelos são parecidos com os do MR, com decréscimo até o tempo tp_4 (CTC_e) ou até o tempo tp_3 (CTC_t) e, a partir daí, acréscimo até o tempo tp_6 . Esse comportamento é idêntico ao observado para Ca^{2+} e Mg^{2+} e reflete o efeito da calagem no aumento da CTC. No que diz respeito a valores, tanto a CTC_e quanto a CTC_t apresentaram valores parecidos no MR e no MC, em todas as faixas de profundidade.

Os modelos ajustados aos valores de acidez potencial do solo ($H + Al$) (Figura 18), no MR, apresentaram boa correlação nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 - 0,60 m e baixa correlação ($R^2 = 0,57$) na faixa de 0 – 0,20 m. Apresentaram-se como função quadrática nessa faixa e como função linear nas outras duas faixas de profundidade. Considerando o comportamento observado para a saturação por bases e o inverso ocorrendo para a acidez trocável, talvez fosse esperado comportamento semelhante para a acidez potencial. No entanto, os modelos mostram elevação inicial de $H + Al$, tendendo à estabilização no tempo tp_4 e, a partir daí, ocorrendo ligeiro decréscimo até o tempo tp_6 , na primeira faixa de profundidade, e aumento linear nas demais faixas de profundidade. Como houve decréscimo em Al^{3+} a partir do tempo tp_3 até o tempo tp_6 , essa elevação de $H + Al$ deve ser creditada ao aumento no teor de H.

Esse fato, provavelmente, se deve à adição contínua de MO muito lábil pela fertirrigação, cuja mineralização é muito rápida. Esta mineralização produz continuamente íons H^+ , que podem deslocar bases dos colóides do solo, ficando fortemente adsorvidos e formando a acidez potencial. Este fato é condizente com o comportamento observado para a MO, cuja concentração diminuiu em função do tempo de aplicação da água residuária.

Observando-se os modelos ajustados para o pH do solo em função do tempo (Figura 19), constata-se que não houve correlação com a saturação por bases (Figura 11) como esperado. Os modelos só apresentaram boa capacidade preditiva na última camada, porém, de modo geral, apresentaram diminuição do pH ao longo do tempo. Na primeira faixa de profundidade o decréscimo foi linear e nas demais, quadrático. A razão é a mesma para a elevação do H^+ e Al .

Na literatura encontram-se casos semelhantes, podendo ocorrer diminuição no pH do solo devido à produção de dióxido de carbono e ácidos orgânicos pela decomposição da MO (BOUWER e CHANEY, 1974), ou divergentes, podendo o pH do solo aumentar, em razão da adição de cátions trocáveis e de ânions oriundos do efluente (Stewart et al., 1990).

Já para o MC, os modelos ajustados não apresentaram boa correlação, mas, de modo geral, apresentam comportamento semelhante ao observado para o Al^{3+} . Sendo assim, ao contrário do MR, a acidez trocável foi predominante no comportamento da acidez potencial. Isto também é condizente com o comportamento observado para a MO no MC, que se manteve constante no tempo.

De forma semelhante, o comportamento observado do pH no MC apresentou boa correlação com a saturação por bases. Apenas na primeira faixa de profundidade o modelo ajustado apresentou boa capacidade preditiva, e na terceira faixa não foi possível ajustar um modelo significativo. Nas faixas de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, houve diminuição inicial do pH e posterior elevação a partir do tempo tp_3 . Na faixa de profundidade de 0,40 – 0,60 m, o pH manteve-se constante.

De modo geral, os modelos para os micronutrientes, à exceção do boro, não se ajustaram ou não tiveram bons ajustes (Figuras 20 a 24). Estes resultados são condizentes com a grande variação da concentração desses elementos na água residuária. No MC não houve adubação com micronutrientes no solo. Assim, a variação na concentração desses nutrientes depende mais de sua absorção pelas plantas e da interatividade com os demais elementos presentes no solo do que do tempo em si. Além

disso, a maioria desses elementos está presente em baixas concentrações no solo, o que pode conduzir a grandes variações.

A exceção ficou por conta do B, que apresentou boa capacidade preditiva em todas as faixas de profundidade no MR e nas faixas de 0 – 0,20 e 0,40 – 0,60 m no MC, e apresentou-se linearmente decrescente em função do tempo de adoção dos manejos.

Segundo Furtini Neto et al. (2001), o B é o único elemento que se apresenta em forma neutra no solo (H_3BO_3^0) e, por isso, é muito suscetível a perdas por lixiviação. Observando-se os modelos ajustados, nota-se que a declividade é mais acentuada e o R^2 maior no MR que no MC (Figura 24). Esse fato foi devido ao efeito conjunto de elevadas precipitações nos períodos chuvosos e de irrigações excessivas no MR. Notadamente, o efeito de lixiviação superou o efeito de aporte do B pela água residuária. No MC, o R^2 foi menor em razão da lixiviação acentuada e da não-reposição no nutriente neste manejo, o que pode ser evidenciado entre tp_1 e tp_2 e entre tp_4 e tp_5 , períodos de elevada precipitação.

Quanto aos teores de S no solo (Figura 25), apenas o modelo ajustado para a faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, no MR, apresentou boa capacidade preditiva. Apesar dos valores de R^2 baixos nas demais faixas de profundidade, o comportamento dos modelos foi idêntico ao da primeira faixa. Foram ajustados modelos quadráticos, mostrando aumentos contínuos dos teores de S no solo até o tempo tp_4 . O íon SO_4^{2-} presente na solução do solo é bastante móvel no perfil do solo e, portanto, muito sujeito à lixiviação, que deve ter sido intensa no período compreendido entre tp_4 e tp_5 , devido à precipitação ocorrida. Além disso, quase não houve aporte de S no período.

Assim como ocorrido para o N, os modelos ajustados aos teores de S no solo submetidos ao MC também não apresentaram boa capacidade preditiva. Provavelmente esse fato se deveu, também, às adubações anuais com fertilizantes contendo S (sulfato de amônio e superfosfato simples).

Um aspecto importante da suscetibilidade do íon SO_4^{2-} à lixiviação é o fato de os teores observados nas camadas mais profundas serem iguais, ou até superiores aos observados na camada arável, tanto no MR quanto no MC.

Os modelos ajustados para a CE_{es} em função do tempo (Figura 26) apresentaram ótima capacidade preditiva, tanto no MR quanto no MC. O aporte contínuo de sais pela água residuária provocou aumento contínuo da CE_{es} no MR, em todas as faixas de profundidade. No início este aumento foi lento, provavelmente devido ao efeito das precipitações e conseqüentes lixiviações de sais. A partir de tp_5 o aumento da CE_{es}

mostrou-se mais acentuado, em razão da maior lâmina de AR aplicada e às menores precipitações ocorridas no período. A CE_{es} deverá aumentar continuamente no MR, uma vez que, mesmo ocorrendo dois períodos chuvosos durante o experimento, com precipitações acima da média histórica para o município de Viçosa, a CE_{es} no tempo tp_6 foi superior à CE_{es} inicial do solo (Tabela 11). Juntamente com a RAS do solo, a CE_{es} deve ser bem monitorada quanto ao risco de salinização ou sodificação da área.

Na literatura, vários autores afirmam que, devido à salinidade do efluente, a irrigação com água residuária causa aumento da salinidade do solo, podendo afetar a absorção de água pelas plantas, em virtude da presença de maior concentração dos íons Na^+ , Cl^- e HCO_3^- na solução do solo (CROMER et al., 1984; SMITH et al., 1996; BIELORAI et al., 1984; RESENDE, 2003).

No MC, os modelos ajustados mostram diminuição acentuada da CE_{es} entre os tempos tp_1 e tp_2 , tendendo a um valor mínimo no tempo tp_3 e voltando a crescer a partir de tp_3 até tp_6 . Os valores de CE_{es} observados no tempo tp_1 são muito elevados em comparação à CE_{es} inicial do solo, principalmente na primeira faixa de profundidade, provavelmente devido à adubação e à calagem ocorridas antes do tempo tp_1 . A queda acentuada entre tp_1 e tp_2 reflete a lavagem de sais do perfil pelo longo período com precipitações elevadas (Figura 2). O mesmo efeito não foi observado no período chuvoso seguinte ($tp_4 - tp_5$), porque a adubação foi realizada nesse período. Comparando a CE_{es} no MR e no MC, percebe-se que o efeito salino da adubação convencional foi mais intenso que a irrigação com água residuária. Contudo, em ambos os manejos, os teores observados ainda são muito inferiores aos teores capazes de causar problemas de salinização ($CE_{es} > 2000 \text{ } \delta S \text{ cm}^{-1}$).

Para descrever o comportamento do Na^+ no solo em função do tempo (Figura 27), no MR, foram ajustados modelos de regressão de quarta ordem. Estes modelos apresentaram boa capacidade preditiva. A necessidade de ajustar modelos de quarta ordem se deu em razão de haver dois fatores antagônicos, ocorrendo no tempo e afetando fortemente os teores de Na^+ no solo: o grande aporte de Na^+ pela água residuária e a forte lavagem deste do perfil do solo pela precipitação. Devido a esse fato, observam-se ciclos de acúmulo crescente de Na^+ no solo por causa do aporte constante pela água residuária no período de estiagem, seguidos de ciclos de forte decréscimo nos teores de Na^+ provocados pela lavagem do cátion do perfil do solo durante os períodos chuvosos. Por causa dessa lavagem, observa-se praticamente a mesma concentração do

cátion, mesmo na faixa mais profunda. Certamente há lixiviação de Na^+ para profundidades abaixo da monitorada.

O teor de Na^+ observado no tp_6 , no MR, é praticamente o mesmo do observado no início do experimento (Tabela 11) na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, mas é praticamente o dobro nas camadas inferiores.

Assim como para o Na^+ , o mesmo tipo de modelo foi ajustado para descrever o comportamento do ISNa, das RAS e da PST (Figuras 8, 9 e 30, respectivamente), no MR. Por terem relação direta com o teor de Na^+ do solo, esses índices apresentaram o mesmo comportamento ao longo do tempo de aplicação da água residuária. Deve ser dada atenção constante às alterações da RAS do solo sob fertirrigação com água residuária, principalmente em regiões áridas ou semi-áridas, nas quais a precipitação pode não ser suficiente para promover a lavagem de Na^+ do perfil do solo, com risco de sodificação.

Esses resultados são condizentes com vários estudos sobre a aplicação de águas residuárias (KARLEN et al., 1976; CROMER et al., 1984; SMITH et al., 1996b; FALKINER e SMITH, 1997; JNAD et al., 2001a; GARCIA, 2003). Segundo Fonseca (2001), o incremento da concentração de Na^+ trocável, associado ao decréscimo da concentração de Ca^{2+} e Mg^+ disponível no solo, causou a salinização e, ou, problemas de infiltração no solo e toxicidade às culturas menos tolerantes.

No MC, não foi possível ajustar nenhum modelo para descrever o comportamento do Na no solo, bem como de nenhum dos índices relacionados ao Na^+ , em nenhuma faixa de profundidade. Sendo assim, não foi observado efeito do MC nessas variáveis.

Embora a ADA seja uma característica física do solo, buscando averiguar uma possível consequência maléfica ao solo, proporcionada pela elevada concentração de Na^+ da água residuária, foram feitas análises simultâneas de ADA junto com as análises químicas do solo. Sendo assim, foram ajustados modelos para descrever o comportamento da ADA no solo em função do tempo (Figura 31). No MR, a porcentagem de ADA cresceu ao longo do tempo até o tempo tp_4 , quando se estabilizou e começou a decrescer. Este comportamento foi descrito por modelos com ótima capacidade preditiva nas duas primeiras camadas de solo. Na camada de 0,40 – 0,60 m, não foi possível ajustar nenhum modelo. Este comportamento reflete os efeitos nocivos do Na^+ no solo e é motivo de constante atenção na fertirrigação com águas residuárias, para evitar dispersão descontrolada do solo e problemas graves de infiltração.

Segundo Jnad et al. (2001b), a aplicação de água residuária de origem doméstica, tratada via sistema de irrigação por gotejamento subsuperficial, em áreas cultivadas com grama causou redução no tamanho de poros, devido à acumulação de sólidos em suspensão, em virtude da dispersão causada pelo decréscimo da concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo, em relação à de Na^+ .

O MC não apresentou aumento de dispersão nas camadas mais profundas, mas na camada de 0 – 0,20 m a porcentagem de ADA se ajustou a um modelo quadrático, desde tp_1 até tp_6 , e aumento acentuado na camada de 0,20 – 0,40 m, entre os tempos tp_5 e tp_6 . Esse fato deve ter ocorrido em razão dos efeitos da calagem, que causou diminuição dos teores de Al^{3+} e aumento de Ca^{2+} . A substituição de um íon trivalente por outro bivalente também está causando dispersão no MC, na camada arável.

4.5.3. Comparação entre o manejo com água residuária (MR) e o manejo convencional (MC)

Na Tabela 20 estão as diferenças dos contrastes das médias dos atributos monitorados do solo (MR – MC), em cada camada e em cada tempo.

Com exceção da camada 1 (faixa de 0 – 0,20 m), no tempo tp_6 , o pH do solo no MR foi sempre superior ao pH no MC e a diferença foi estatisticamente significativa, ou seja, o MR foi mais efetivo no aumento do pH do solo do que a calagem feita no MC.

Quanto ao P, com exceção da camada 1, no tempo tp_4 , onde o teor de P no solo sob MR foi estatisticamente superior ao do MC, a 10%, pelo teste F, em nenhuma outra camada e em nenhum tempo avaliado houve diferença significativa entre os teores de P no solo entre o MR e o MC. Considerando apenas o solo, o MR foi capaz de manter uma concentração de P no solo igual ou superior à proporcionada pela adubação com superfosfato simples feita no MC.

Já em relação ao K^+ , excetuando-se a camada 1, no tempo tp_4 , e a profundidade 3 (faixa de 0,40 – 0,60 m), no tempo tp_6 , nas quais não houve diferença estatisticamente significativa, a atividade do K^+ no solo sob o MC foi sempre superior à do MR. Percebe-se então que o MR não foi capaz de suprir ao solo K^+ suficiente para proporcionar a mesma condição proporcionada pela adubação com cloreto de potássio realizada no MC.

Tabela 20 – Diferenças médias (MR – MC) nos atributos monitorados do solo, em cada profundidade e em cada tempo

Variaveis	Unid.	Tempo	0 – 0,20		0,20–0,40		0,40-0,60	
pH		1	0,61	**	0,53	*	0,56	**
		2	0,82	**	0,91	**	0,62	**
		3	0,58	**	0,54	**	0,39	**
		4	0,42	**	0,59	**	0,49	**
		5	0,41	**	0,57	**	0,65	**
		6	-0,22	ns	0,40	**	0,26	*
P	mg dm ⁻³	1	4,24	ns	7,52	ns	4,78	ns
		2	-0,61	ns	1,73	ns	-0,84	ns
		3	0,67	ns	0,03	ns	0,29	ns
		4	3,44	o	2,30	ns	0,47	ns
		5	-1,06	ns	4,65	ns	2,93	ns
		6	5,57	ns	6,35	ns	2,13	ns
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	1	-0,42	**	-0,23	**	-0,12	**
		2	-0,06	**	-0,14	**	-0,16	**
		3	-0,04	**	-0,06	**	-0,04	**
		4	-0,02	ns	-0,03	**	-0,04	**
		5	-0,03	**	-0,03	*	-0,03	**
		6	0,06	**	0,03	o	0,01	ns
Na ⁺	cmol _c dm ⁻³	1	0,15	**	0,16	**	0,20	**
		2	-0,05	**	-0,11	**	-0,13	**
		3	0,04	**	-0,01	ns	-0,01	ns
		4	0,10	*	0,12	**	0,12	**
		5	0,04	*	0,06	*	0,07	*
		6	0,07	o	0,14	**	0,16	**
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	1	0,51	*	0,19	ns	0,10	ns
		2	0,42	ns	0,33	o	-0,10	ns
		3	0,25	ns	0,01	ns	-0,03	ns
		4	0,31	ns	0,29	o	0,17	ns
		5	0,04	ns	0,11	ns	0,19	ns
		6	-0,12	ns	0,39	ns	-0,07	ns
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	1	0,10	ns	-0,06	ns	-0,12	o
		2	0,13	o	0,07	ns	-0,08	o
		3	0,06	ns	-0,05	ns	-0,10	**
		4	0,07	ns	0,06	ns	0,01	ns
		5	0,00	ns	-0,04	ns	0,01	ns
		6	-0,21	*	0,00	ns	-0,08	*
Al ³⁺	cmol _c dm ⁻³	1	-0,35	*	-0,35	o	-0,21	*
		2	-1,04	**	-0,95	**	-0,40	*
		3	-0,43	*	-0,31	ns	0,13	ns
		4	-0,34	o	-0,44	**	-0,24	o
		5	-0,29	ns	-0,54	**	-0,71	**
		6	0,07	ns	-0,70	**	-0,41	**
H+Al	cmol _c dm ⁻³	1	-1,39	**	-0,63	o	-0,37	ns
		2	-1,27	**	-1,67	**	-0,71	*
		3	-0,63	**	-0,58	o	0,37	ns
		4	-1,66	*	-1,15	*	-0,31	ns
		5	-0,36	ns	-0,78	*	-0,73	o
		6	0,17	ns	-0,70	ns	-0,19	ns
SB	cmol _c dm ⁻³	1	0,35	ns	0,09	ns	0,06	ns
		2	0,43	ns	0,15	ns	-0,47	**
		3	0,32	ns	-0,11	ns	-0,17	ns
		4	0,46	ns	0,44	o	0,25	o
		5	0,06	ns	0,10	ns	0,23	ns
		6	-0,20	ns	0,56	ns	0,02	ns

**, * e ° significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente.

Tabela 20, Cont.

Variaveis	Unid.	Tempo	0 - 0,20		0,20-0,40		0,40-0,60	
Ctce	cmol _c dm ⁻³	1	0,00	ns	-0,29	ns	1,07	ns
		2	-0,61	*	-0,80	**	-0,96	**
		3	-0,11	ns	-0,42	*	-0,05	ns
		4	0,13	ns	0,00	ns	0,01	ns
		5	-0,23	ns	-0,44	o	-0,48	*
		6	-0,14	ns	-0,14	ns	-0,39	ns
CTCt	cmol _c dm ⁻³	1	-1,04	*	-0,58	ns	-0,12	ns
		2	-0,84	o	-1,52	**	-1,18	**
		3	-0,32	ns	-0,69	*	0,20	ns
		4	-1,19	*	-0,71	o	-0,06	ns
		5	-0,31	ns	-0,67	o	-0,50	ns
		6	-0,04	ns	-0,14	ns	-0,17	ns
V	%	1	8,03	o	2,87	ns	2,22	ns
		2	7,17	o	5,62	ns	-4,70	ns
		3	5,31	o	-1,05	ns	-4,69	ns
		4	8,32	o	8,45	*	5,54	ns
		5	1,34	ns	3,29	ns	5,77	ns
		6	-2,29	ns	8,61	ns	1,41	ns
m	%	1	-12,21	o	-9,57	ns	-8,68	ns
		2	-29,21	*	-21,84	o	-1,29	ns
		3	-18,10	*	-0,65	ns	11,47	ns
		4	-20,00	ns	-28,27	*	-17,63	o
		5	-6,52	ns	-15,24	ns	-23,38	*
		6	3,72	ns	-26,43	*	-15,33	*
ISNa	%	1	5,65	**	8,22	**	10,19	**
		2	-0,70	ns	-3,44	**	-4,20	**
		3	2,72	**	1,14	ns	-0,09	ns
		4	4,99	*	8,27	**	9,42	**
		5	2,03	o	3,08	*	3,81	*
		6	2,01	ns	6,16	**	8,88	**
MO	dag kg ⁻¹	1	0,11	ns	0,29	ns	0,48	o
		2	0,05	ns	-0,06	ns	0,67	ns
		3	-0,05	ns	-0,01	ns	0,15	ns
		4	0,21	ns	0,09	ns	0,09	ns
		5	0,03	ns	-0,02	ns	0,04	ns
		6	0,19	ns	0,09	ns	0,04	ns
Ntotal	dag kg ⁻¹	1	0,03	*	-0,01	ns	0,00	ns
		2	-0,01	ns	-0,01	ns	-0,01	*
		3	0,01	ns	0,01	ns	0,01	ns
		4	0,01	o	0,01	ns	0,01	ns
		5	-0,02	o	-0,01	ns	0,00	ns
		6	0,01	ns	0,01	ns	0,01	ns
Prem	mg L ⁻¹	1	3,64	ns	6,42	*	6,66	**
		2	2,48	ns	5,14	**	3,03	o
		3	3,51	*	3,54	*	2,88	ns
		4	0,50	ns	0,18	ns	-1,18	ns
		5	1,29	ns	4,07	ns	2,79	ns
		6	4,73	o	5,72	**	4,75	**
Zn	mg dm ⁻³	1	0,84	ns	0,43	ns	5,32	ns
		2	-0,30	ns	-0,21	ns	0,40	ns
		3	-0,04	ns	0,17	ns	-0,06	ns
		4	2,43	ns	-0,71	ns	-2,52	ns
		5	-0,28	ns	-0,15	ns	0,40	ns
		6	-7,88	**	-5,40	*	-5,80	*

**, * e o significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente.

Tabela 20, Cont.

Variaveis	Unid.	Tempo	0 - 0,20		0,20-0,40		0,40-0,60	
Fe	mg dm ⁻³	1	14,11	ns	15,31	ns	18,75	ns
		2	16,96	*	16,66	ns	16,83	ns
		3	0,91	ns	3,19	ns	2,59	ns
		4	-5,98	ns	-13,04	o	-14,94	*
		5	-0,08	ns	12,29	ns	10,21	ns
		6	16,84	ns	49,18	ns	4,76	ns
Mn	mg dm ⁻³	1	4,70	ns	2,11	ns	3,03	ns
		2	4,96	ns	-3,72	ns	-4,64	**
		3	2,56	ns	-0,77	ns	-1,62	ns
		4	0,12	ns	-3,89	*	-2,86	ns
		5	0,09	ns	1,30	ns	2,00	ns
		6	6,16	ns	12,70	ns	0,71	ns
Cu	mg dm ⁻³	1	0,34	o	0,21	ns	0,36	*
		2	-0,06	ns	-0,12	ns	0,40	ns
		3	0,02	ns	0,06	ns	0,04	ns
		4	0,43	ns	0,05	ns	-0,39	ns
		5	0,03	ns	0,30	ns	0,54	ns
		6	-0,11	ns	1,27	ns	-0,11	ns
B	mg dm ⁻³	1	0,39	ns	0,41	ns	0,45	ns
		2	0,49	ns	0,82	*	7,83	ns
		3	-0,19	ns	0,14	ns	0,15	ns
		4	0,27	ns	0,14	ns	0,30	ns
		5	-0,02	ns	0,06	ns	0,08	ns
		6	0,07	ns	0,28	o	0,07	ns
S	mg dm ⁻³	1	-79,67	**	-50,80	**	-18,11	o
		2	-104,72	**	-35,55	ns	-62,60	*
		3	-52,60	**	-68,21	**	-14,13	ns
		4	-13,72	o	-32,36	**	-17,22	**
		5	-39,92	**	-78,25	**	-62,91	**
		6	-15,07	**	48,16	**	-39,19	**
ADA	%	1	2,36	ns	16,42	**	14,49	*
		2	10,88	**	19,33	**	12,35	o
		3	0,22	ns	28,29	**	1,68	ns
		4	5,55	o	12,57	**	3,00	ns
		5	26,78	**	27,30	**	11,87	ns
		6	1,64	ns	22,47	o	1,13	ns
CE _{es}	i S cm ⁻¹	1	-660,10	**	-358,27	**	-384,76	**
		2	-138,41	**	-261,71	**	-304,11	**
		3	-28,64	*	-51,95	**	-51,38	*
		4	13,00	ns	-109,50	*	106,87	ns
		5	-36,88	**	-136,70	**	96,43	*
		6	-25,35	ns	7,67	ns	-83,27	ns
RAS	(cmol _c dm ⁻³) ^{0,5}	1	0,147	**	0,210	**	0,236	**
		2	-0,221	**	-0,338	**	-0,196	**
		3	0,001	ns	-0,073	ns	-0,008	ns
		4	0,18	*	0,06	**	0,07	**
		5	0,23	*	0,09	*	0,17	*
		6	0,23	o	0,10	**	0,23	**
PST	%	1	2,061	**	2,913	**	3,732	**
		2	-0,517	o	-1,410	**	-2,040	**
		3	0,763	**	0,092	ns	-0,250	ns
		4	1,82	*	0,62	**	0,78	**
		5	2,27	*	0,97	*	2,15	*
		6	2,56	ns	1,22	**	2,95	**

** , * e o significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente.

Com exceção das camadas de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, no tempo tp_3 , nas quais não houve diferença significativa entre o MR e o MC; e em todas as camadas no tempo tp_2 , nas quais os teores de Na^+ no solo sob MC foram estatisticamente superiores aos do MR, em todos os demais tempos e faixas de profundidade os teores no solo sob MR foram superiores aos do MC.

Os teores de Na^+ , surpreendentemente altos no solo sob MC, no tempo t_2 , não têm qualquer explicação lógica, uma vez que praticamente não houve irrigação entre os tempos tp_1 e tp_2 , devido à alta precipitação pluviométrica ocorrida no período. O normal seria que os teores observados no tempo tp_2 fossem inferiores aos observados no tempo tp_1 , devido à lixiviação causada pela precipitação. Provavelmente, ocorreram erros de amostragem ou de análise.

Os resultados observados para o Na^+ se refletem no ISNa, na RAS e na PST, onde os resultados observados têm o mesmo comportamento do Na^+ .

Os teores de Ca^{2+} no solo sob MR foram estatisticamente superiores aos do MC apenas no tempo tp_1 , na primeira faixa de profundidade, e no tempo tp_4 , na segunda faixa. No tempo tp_2 , na segunda faixa de profundidade, ocorreu o inverso. Em todos os demais tempos e faixas de profundidade não houve diferenças significativas entre os manejos, ou seja, o MR foi, no mínimo, tão eficiente quanto a calagem realizada no MC para elevar os teores de Ca^{2+} no solo.

Resultados semelhantes foram observados quanto aos teores de Mg^{2+} , porém neste caso houve alternância entre os manejos quanto à superioridade dos teores de Mg. O MC foi estatisticamente superior ao MR no tempo tp_6 , na faixa de 0 – 0,20 m, e nos tempos tp_1 , tp_2 , tp_3 e tp_6 , na camada de 0,40 – 0,60 m. O inverso ocorreu apenas no tempo tp_2 , na camada de 0 – 0,20 m. Em todos os demais tempos e camadas não houve diferenças significativas entre os manejos. Novamente o MR foi equivalente à calagem, para elevar os teores de Mg^{2+} no solo.

Quanto à redução da acidez trocável do solo (Al^{3+}), o MR foi mais eficiente que a calagem. Com exceção dos tempos tp_5 e tp_6 , na faixa de 0 – 0,20 m, do tempo tp_3 , nas faixas de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, nas quais não houve diferença significativa entre os manejos, em todos os demais tempos e camadas o MR foi mais eficiente que a calagem realizada no MC para reduzir a acidez trocável do solo.

Os resultados observados para o Al se repetem, de forma similar aos resultados de acidez potencial ($H+Al$) e à saturação por alumínio (m), para os quais ou não houve diferença significativa, ou o MR foi mais eficiente.

Praticamente não houve diferença significativa entre os manejos quanto à SB, com exceção do tempo tp_4 , nas camadas de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, nas quais o MR foi superior, e do tempo tp_2 , na faixa de 0,40 – 0,60 m, na qual o MC foi superior.

O MC foi mais eficiente que o MR para aumentar tanto a CTCe quanto a CTCt do solo. Para a CTCe, o MC foi superior no tempo tp_2 , em todas as camadas; nos tempos tp_3 e tp_5 , na faixa de 0,20 – 0,40 m; e no tempo tp_5 , na camada de 0,40 – 0,60 m. Para a CTCt, o MC foi superior nos tempos tp_1 , tp_2 e tp_4 , na camada de 0 – 0,20 m; nos tempos tp_2 , tp_3 , tp_4 e tp_5 , na faixa de 0,20 – 0,40 m; e no tempo tp_2 , na faixa de 0,40 – 0,60 m. Nos demais tempos e camadas os manejos foram equivalentes.

Como os tratamentos foram equivalentes quanto à SB e o MC foi superior quanto à CTCt, o MR foi superior ao MC quanto à porcentagem de saturação por bases da CTCt (V). Essa superioridade ocorreu na primeira camada, nos tempos tp_1 até tp_4 , e na segunda faixa, no tempo tp_4 . Nos demais tempos e camadas não houve diferença significativa entre os manejos.

Não houve diferença significativa entre os manejos para os teores de MO no solo, exceto no tempo tp_1 , na camada de 0,40 – 0,60 m, na qual o MR foi superior. Embora no MR tenha ocorrido aporte constante de MO ao solo, via fertirrigação, as melhores condições ambientais proporcionadas pelo MR e a baixa relação C/N do material orgânico permitiram sua rápida mineralização. Portanto, assim como ocorreu no MC, não houve alteração nos níveis de MO no solo sob MR.

Quanto ao N-total, o MR foi superior nos tempos tp_1 e tp_4 , na camada de 0 – 0,20 m, enquanto o MC foi superior no tempo tp_5 , na faixa de 0 – 0,20 m, e no tempo tp_2 , na camada de 0,40 – 0,60 m. Nos demais tempos e camadas não houve diferença significativa entre os manejos.

Considerando que o aporte médio de N-total ao solo no MR foi de, aproximadamente, 250 kg de N ha^{-1} , em aplicações diárias, durante 18 meses, principalmente na forma N-orgânico e dissolvido na água de irrigação; e que no MC foi aplicado o triplo (750 kg de N ha^{-1}), na formulação de sulfato de amônio, em duas aplicações concentradas e a lanço, sem incorporação, a equivalência dos teores de N-total no solo indica maior eficiência do MR como adubação nitrogenada. Essa eficiência se deveu às perdas de N no MC, em parte por volatilização de amônia ocorrida na primeira adubação, um mês após a calagem feita também a lanço e sem incorporação. Costa (2005), comparando a fertirrigação com aplicação convencional de fertilizantes nitrogenados, observou que, quando a fonte foi sulfato de amônia, houve redução da

nitrificação na aplicação convencional, com acúmulo de $N-NH_4^+$ na superfície do solo. Provavelmente houve mais lixiviação de nitrato no MC, principalmente na segunda adubação, feita durante o período chuvoso, quando ocorreram precipitações elevadas.

Os valores de P-rem no solo sob MR foram superiores aos do MC em 50% dos casos. Nos demais 50% não ocorreram diferenças significativas, evidenciando uma possível influência do MR na diminuição da capacidade do solo de promover a fixação de fosfatos, provavelmente devido ao aporte constante de matéria orgânica.

Quanto aos micronutrientes, o MC foi superior quanto aos teores de Zn, no tempo t_6 , em todas as camadas, e de Mn, no tempo tp_4 , na camada de 0,20 – 0,40 e tempo tp_2 , na camada 0,40 – 0,60 m; nos demais tempos e camadas não houve diferença significativa para ambos os nutrientes. Já o MR foi superior quanto aos teores de Cu, no tempo tp_1 , na primeira e terceira camadas; quanto aos teores de B, nos tempos tp_2 e tp_6 , na camada de 0,20 – 0,40 m; e quanto aos teores de Fe, os dois manejos foram equivalentes.

Assim como ocorrido quanto ao K^+ , o MC também foi superior ao MR quanto aos teores de S em todos os tempos e faixas de profundidade, excetuando-se o tempo tp_6 , na camada de 0,20 – 0,40 m, na qual o MR foi superior, e o tempo tp_3 , na camada de 0,40 – 0,60 m, na qual não houve diferença significativa.

A CE no MC foi superior à do MR na maioria das observações, exceto no tempo tp_5 , na camada de 0,40 – 0,60 m, na qual a CE no MR foi superior; e nos tempos tp_4 e tp_6 , na camada de 0 – 0,20 m, tempo tp_6 , na camada de 0,20 – 0,40 m e tempos tp_4 e tp_5 , na camada 0,40 – 0,60 m, nas quais não houve diferenças significativas. Sendo assim, percebe-se que a aplicação de fertilizantes químicos foi mais efetiva no aumento da salinidade do extrato de saturação do solo que a aplicação contínua de água contendo sais dissolvidos.

Embora a ADA seja uma característica física do solo, buscando averiguar uma possível consequência prejudicial ao solo, proporcionada pela elevada concentração de Na^+ da água residuária, foram feitas análises simultâneas de ADA junto com as análises químicas do solo. De modo geral, os solos sob o MR apresentaram maiores porcentagens de ADA que os sob o MC, mas em sete das 18 comparações não houve diferença estatística entre os manejos.

4.5.4. Efeito dos tipos de manejo nos atributos do solo ao longo do perfil

Buscando avaliar o comportamento dos atributos do solo ao longo do perfil em razão da adoção dos manejos, foram avaliados 12 atributos do solo (pH, CE_{es} , teores de P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , MO, N-total, S e B) em função do tipo de manejo e da profundidade. Foram ajustados modelos de regressão para cada manejo em função da profundidade, até 0,60 m de profundidade, dividida em seis camadas iguais (0 – 0,10 até 0,50 – 0,60 m). Para cada atributo e tipo de manejo foram ajustados dois modelos: um após nove meses do início do experimento (tempo tp_3) e outro ao final do experimento, 18 meses após o início (tempo tp_6).

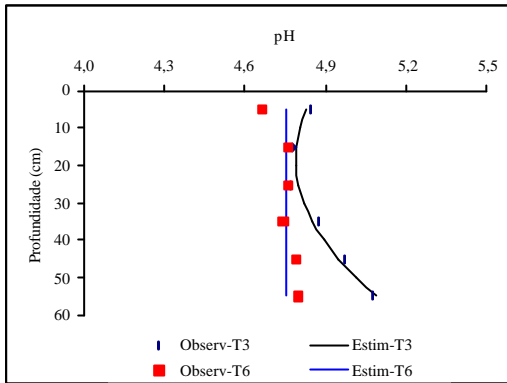
Nas Figuras 32 a 35 estão os modelos ajustados para cada atributo, em cada tempo e para tipo de manejo. Onde foi possível ajustar modelos significativos estatisticamente, quase todos apresentaram boa capacidade preditiva.

No tempo tp_3 foram ajustados modelos quadráticos, tanto para o MR quanto para o MC, com comportamentos idênticos. Em ambos, o pH decrescia com a profundidade até 0,30 m e, então, subia, atingindo o maior valor na profundidade igual a 0,60 m. No tempo tp_6 não foi possível ajustar nenhum modelo significativo em ambos os manejos, embora o comportamento do pH tenha sido bastante diferente entre eles. Enquanto no MR o pH permaneceu aproximadamente constante com a profundidade, no MC houve queda acentuada até 0,40 m e ligeira alta até 0,60 m, mas permanecendo inferior ao pH da camada arável.

Os modelos ajustados para o P no MR mostram mudança acentuada de comportamento entre os tempos tp_3 e tp_6 . Em tp_3 o modelo mostra descréscimo contínuo dos teores de P com a profundidade. Porém, no tempo tp_6 , o MR apresentou maiores teores de P nas camadas mais profundas, com os teores aumentando da primeira camada para a segunda e depois voltando a decrescer até a última camada. No MC, em ambos os tempos avaliados, os teores de P decresceram com a profundidade, o que pode ser explicado em razão da baixa mobilidade do P inorgânico no solo. Já no MR, o aporte contínuo de P orgânico facilitou a mobilidade de P no perfil do solo, inclusive indicando que pode estar acontecendo movimento de P para abaixo das camadas avaliadas. Esse fato indica que, com a continuidade da fertirrigação por longos períodos de tempo, há necessidade de monitoramento de P em camadas mais profundas, para se avaliar o risco de eutrofização do lençol freático.

$$pH_{T_3} = 4,8671 - 0,0084(**)P + 0,0002(**)P^2 \quad R^2=0,97$$

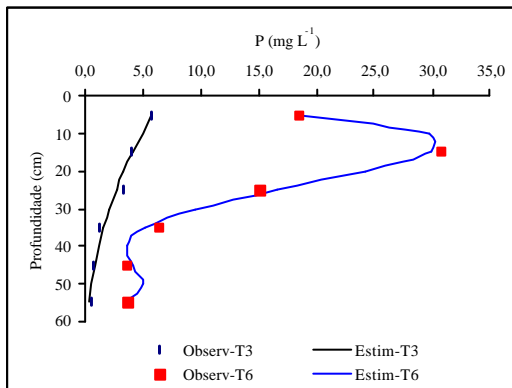
$$pH_{T_6} = 4,75$$



$$P_{T_3} = 6,7853 - 0,1998(**)P + 0,0015(**)P^2 \quad R^2=0,98$$

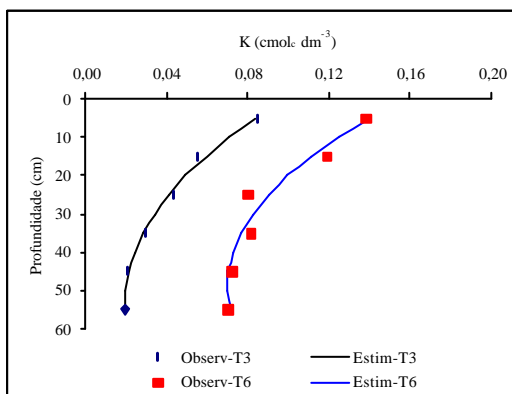
$$P_{T_6} = -9,35 + 7,78(**)P - 0,49P^2 + 0,01(**)P^3 - 0,0001(*)P^4$$

$$R^2=0,99$$



$$K_{T_3} = 0,09705 - 0,00294(**)P + 0,00003(**)P^2 \quad R^2=0,96$$

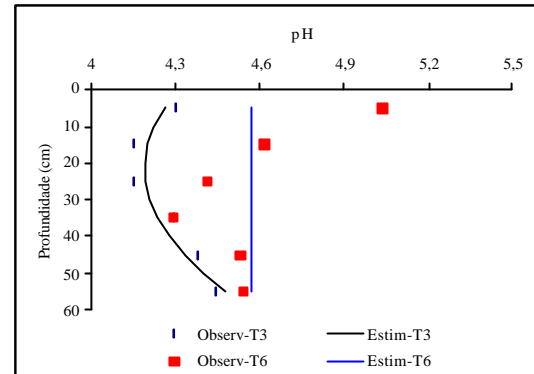
$$K_{T_6} = 0,15667 - 0,00356(**)P + 0,00004(**)P^2 \quad R^2=0,95$$



(MR)

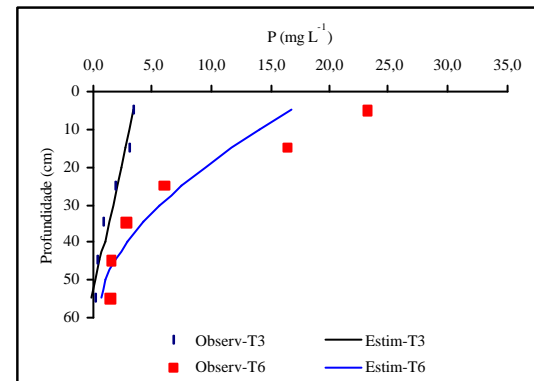
$$pH_{T_3} = 4,3067 - 0,0109P + 0,0003(*)P^2 \quad R^2=0,84$$

$$pH_{T_6} = 4,57$$



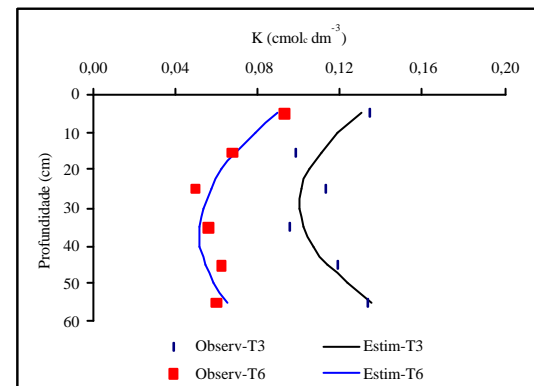
$$P_{T_3} = 3,8149 - 0,0712(*)P \quad R^2=0,95$$

$$P_{T_6} = 19,8013 - 0,6167P + 0,0049(o)P^2 \quad R^2=0,95$$



$$K_{T_3} = 0,14391 - 0,00299P + 0,00005(**)P^2 \quad R^2=0,73$$

$$K_{T_6} = 0,10251 - 0,00276(o)P + 0,00004(o)P^2 \quad R^2=0,85$$



(MC)

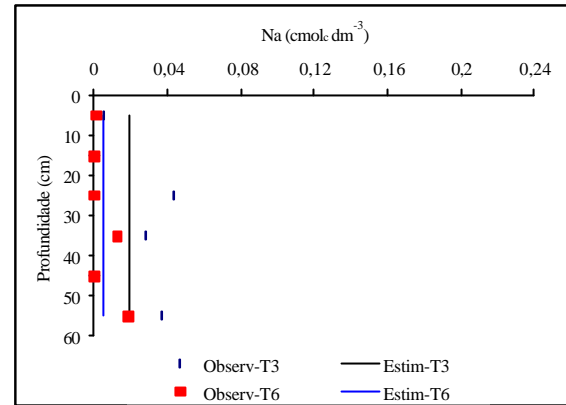
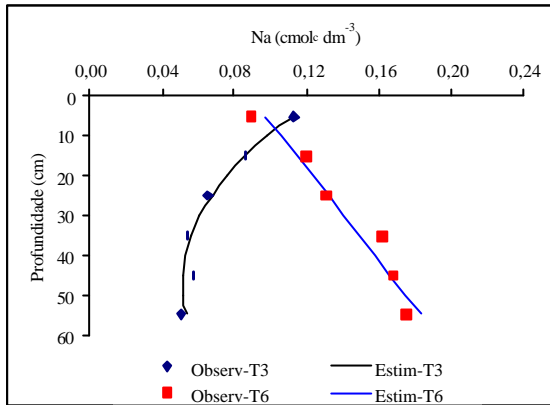
Figura 32 – Valores de pH, P e K no solo, estimados (Est) e observados (Obs), nos tempos T_3 e T_6 (9 e 18 meses de adoção dos manejos, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função da profundidade. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “***”, “**” e “o” são coeficientes significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

$$Na_{T_3} = 0,1278 - 0,00328(**)P + 0,0004(*)P^2 \quad R^2=0,98$$

$$Na_{T_6} = 0,08875 - 0,00173(**)P \quad R^2=0,94$$

$$Na_{T_3} = 0,0189$$

$$Na_{T_6} = 0,0052$$

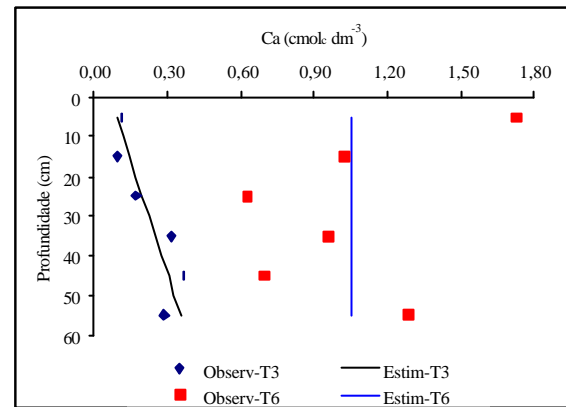
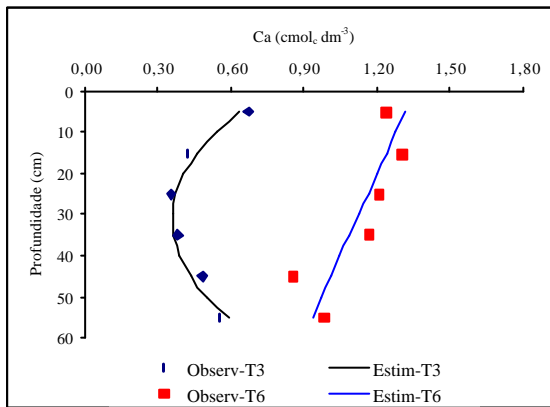


$$Ca_{T_3} = 0,7552 - 0,0255P + 0,0004(**)P^2 \quad R^2=0,89$$

$$Ca_{T_6} = 1,3529 - 0,0076(*)P \quad R^2=0,69$$

$$Ca_{T_3} = 0,0653 - 0,0053(*)P \quad R^2=0,74$$

$$Ca_{T_6} = 1,0511$$

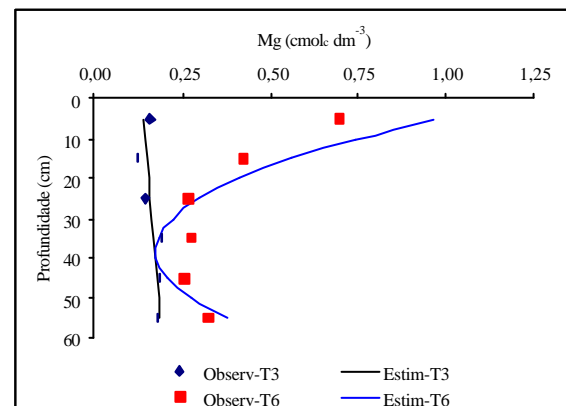
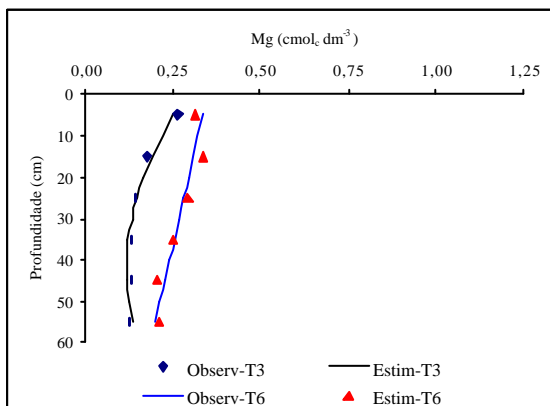


$$Mg_{T_3} = 0,2925 - 0,0082(**)P + 0,0001(**)P^2 \quad R^2=0,95$$

$$Mg_{T_6} = 0,3520 - 0,0028(**)P \quad R^2=0,86$$

$$Mg_{T_3} = 0,1350 + 0,0010(o)P \quad R^2=0,46$$

$$Mg_{T_6} = 1,2196 - 0,05476(**)P + 0,0007(**)P^2 \quad R^2=0,97$$



(MR)

(MC)

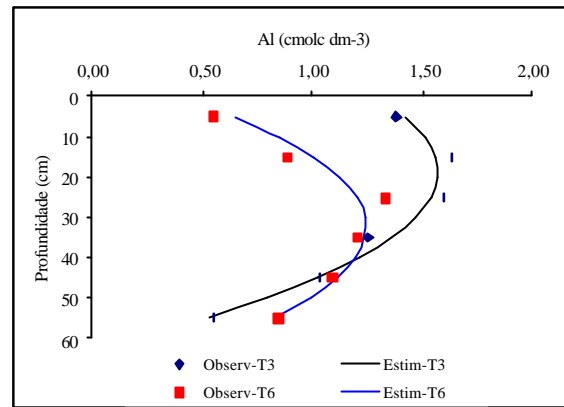
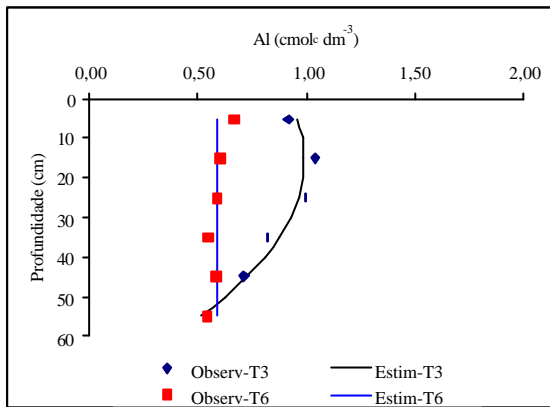
Figura 33 – Valores de Na, Ca e Mg no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nos tempos T_3 e T_6 (9 e 18 meses de adoção dos manejos, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função da profundidade. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “***”, “*” e “o” são coeficientes significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

$$Al_{T_3} = 0,9144 + 0,0098(**)P + 0,0003(**)P^2 \quad R^2=0,95$$

$$Al_{T_6} = 0,5882$$

$$Al_{T_3} = 1,2997 + 0,0293(**)P - 0,0008(**)P^2 \quad R^2=0,97$$

$$Al_{T_6} = 0,4111 + 0,0515P - 0,0008(**)P^2 \quad R^2=0,92$$

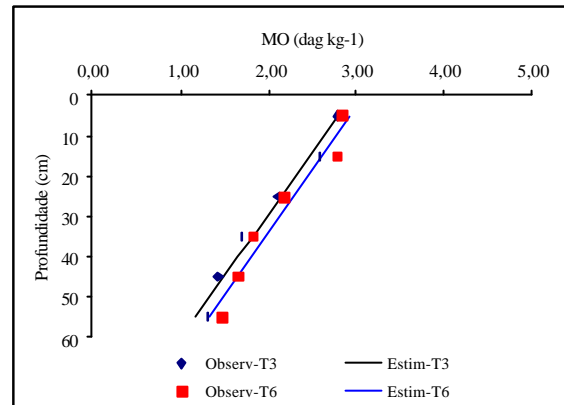
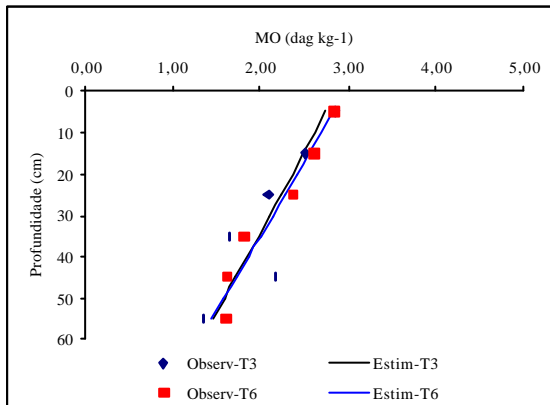


$$MO_{T_3} = 2,8818 - 0,0257(**)P \quad R^2=0,76$$

$$MO_{T_6} = 2,9786 - 0,0279(**)P \quad R^2=0,94$$

$$MO_{T_3} = 2,9507 - 0,0322(*)P \quad R^2=0,97$$

$$MO_{T_6} = 3,0724 - 0,0316(**)P \quad R^2=0,95$$

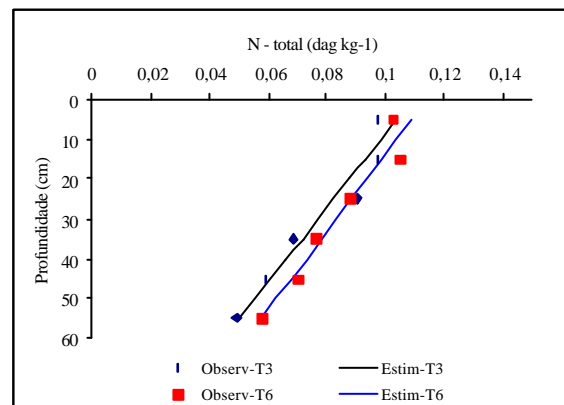
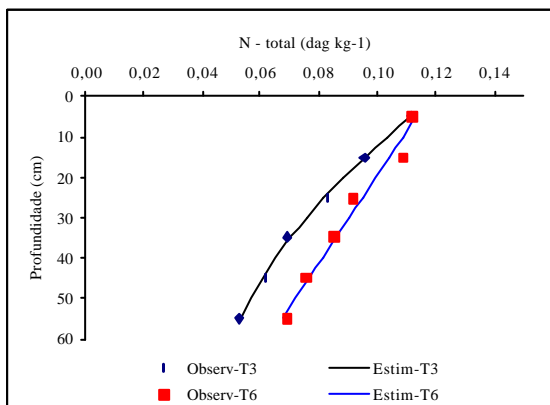


$$N_{T_3} = 0,12070 - 0,00182(**)P + 0,00001(*)P^2 \quad R^2=0,998$$

$$N_{T_6} = 0,11784 - 0,00092(*)P \quad R^2=0,97$$

$$N_{T_3} = 0,1091 - 0,0011(**)P \quad R^2=0,93$$

$$N_{T_6} = 0,1142 - 0,0010(**)P \quad R^2=0,95$$



(MR)

(MC)

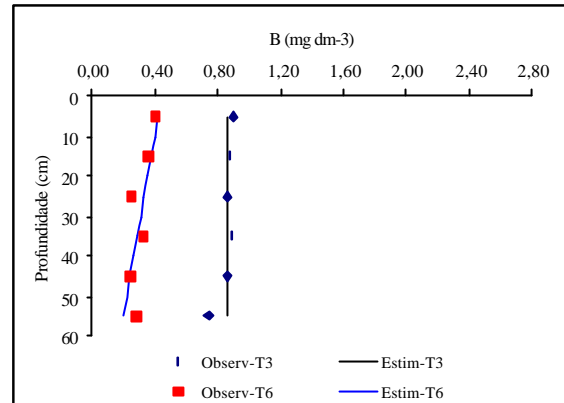
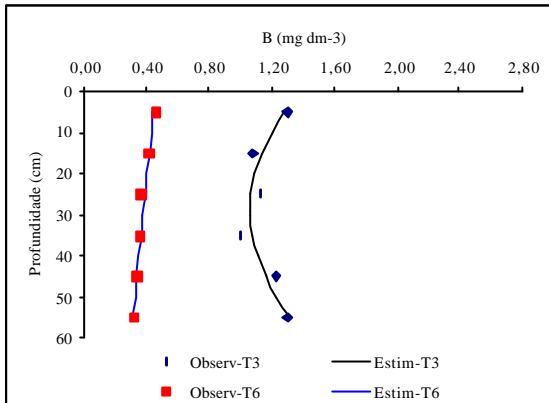
Figura 34 – Valores de Al, MO e Ntotal no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nos tempos T_3 e T_6 (9 e 18 meses de adoção dos manejos, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função da profundidade. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “**” e “*” são coeficientes significativos a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste F.

$$B_{T_3} = 1,3816 - 0,0225P + 0,0004(*)P^2 \quad R^2=0,77$$

$$B_{T_6} = 0,4562 - 0,0026(o)P \quad R^2=0,93$$

$$B_{T_3} = 0,8639$$

$$B_{T_6} = 0,4435 - 0,0045(**)P \quad R^2=0,57$$

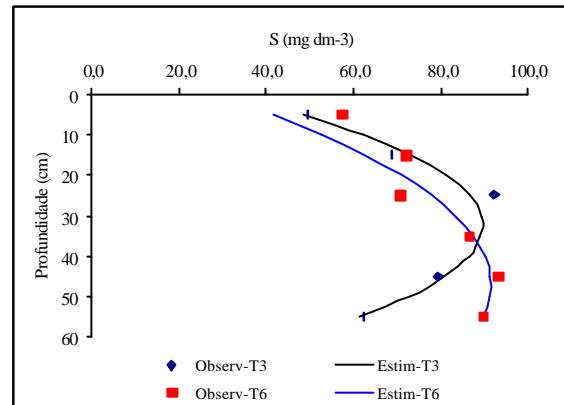
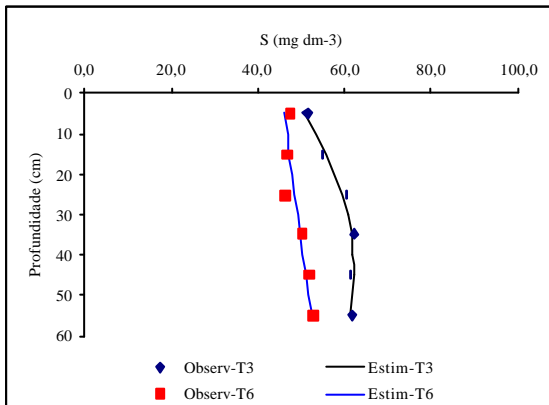


$$S_{T_3} = 47,7826 + 0,6524(**)P - 0,0073(*)P^2 \quad R^2=0,96$$

$$S_{T_6} = 45,4573 + 0,1266(*)P \quad R^2=0,74$$

$$S_{T_3} = 31,9912 + 3,5528(**)P - 0,0548(**)P^2 \quad R^2=0,96$$

$$S_{T_6} = 29,1681 + 2,6390(**)P - 0,0279(**)P^2 \quad R^2=0,89$$

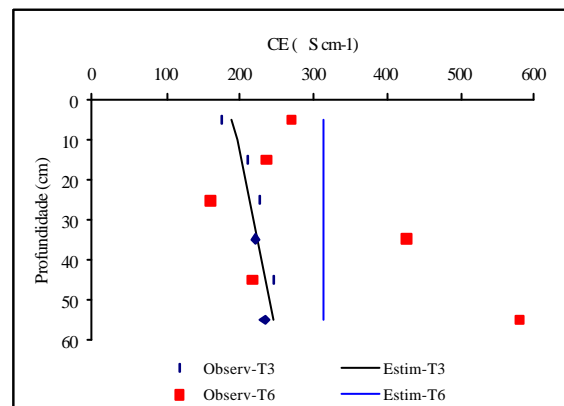
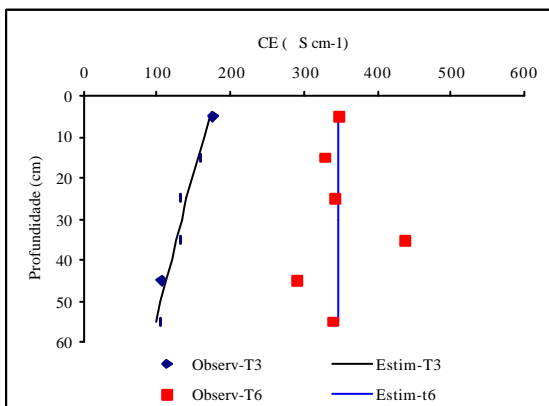


$$CE_{T_3} = 178,70 - 1,49(**)P \quad R^2=0,94$$

$$CE_{T_6} = 347,73$$

$$CE_{T_3} = 185,26 + 1,12(*)P \quad R^2=0,74$$

$$CE_{T_6} = 314,94$$



(MR)

(MC)

Figura 35 – Valores de B, S e CE no solo, estimados (Estim) e observados (Observ), nos tempos T_3 e T_6 (9 e 18 meses de adoção dos manejos, respectivamente), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função da profundidade. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “***”, “**” e “o” são coeficientes significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente, pelo teste F.

Para o K^+ foram ajustados modelos quadráticos para ambos os manejos e para ambos os tempos, porém com comportamentos ligeiramente diferentes entre o MR e o MC. Enquanto no MR o teor de K^+ foi sempre decrescente com a profundidade, em ambos os tempos, no MC esse decresceu só até a profundidade de 0,30 m, quanto o gradiente da curva se inverteu e o modelo mostrou teores crescentes até 0,60 m.

Enquanto não foi possível ajustar nenhum modelo para o MC, em nenhum dos tempos, para o comportamento do Na^+ no perfil do solo, no MR foram ajustados dois modelos, um quadrático no tempo tp_3 e outro linear no tempo tp_6 . Porém, os modelos ajustados no MR apresentam comportamentos opostos: enquanto os teores de Na no tempo tp_3 diminuíram com a profundidade, no tempo tp_6 estes aumentaram.

Na Figura 32 pode-se perceber que o tempo tp_3 (agosto de 2004) corresponde ao período seco, sendo assim a lixiviação de Na^+ ocorria apenas devido à irrigação. Portanto, o aporte de Na^+ na camada arável superou o efeito de lixiviação. Por outro lado, no tempo tp_6 (maio de 2005), ainda sob a influência do período chuvoso, o efeito de lixiviação proporcionou maior acúmulo de Na^+ nas camadas mais profundas.

Quanto ao comportamento do Ca^{2+} no perfil do solo, no MR, houve diminuição dos teores no tempo tp_3 até 0,30 m e, a partir daí, aumento até 0,60 m. Porém, no tempo tp_6 , o teor de Ca^{2+} decresceu com a profundidade, provavelmente influenciado pelo aumento expressivo do teor de Na^+ .

No MC, o comportamento do Ca^{2+} no perfil do solo também se assemelhou ao ocorrido com o pH. No tempo tp_3 , apresentou queda inicial até 0,20 m e posterior crescimento até 0,50 m, mas, diferentemente do pH, apresentou decréscimo na profundidade de 0,60 m. No tempo tp_6 , também não foi possível ajustar um modelo para o Ca^{2+} no perfil do solo, mas assim como no pH há uma acentuada diminuição dos teores de Ca^{2+} até 0,30 m e posterior acréscimo até 0,60 m, permanecendo inferior ao teor da primeira camada.

Para o Mg^{2+} , os modelos ajustados para o MR mostram queda inicial, com estabilização a partir de 0,30 m, no tempo tp_3 , e queda linear no tempo t_6 , também provavelmente influenciada pelo comportamento do Na^+ . Os modelos ajustados para o MC mostram ligeiro aumento com a profundidade no tempo tp_3 , assim como para o Ca^{2+} . No tempo tp_6 , o modelo mostra acentuada queda até 0,30 m, estabilizando-se a partir daí.

Os modelos ajustados ao comportamento do Al^{3+} mostram boa coerência com o já observado para os valores de pH e teores de Ca^{2+} , tanto no MR quanto no MC e tanto

no t_3 quanto no t_6 . No tempo t_3 , houve aumento inicial até 0,20 m e posterior diminuição até 0,60 m, tanto no MR quanto no MC; no tempo t_6 , o teor de Al^{3+} permaneceu constante com a profundidade no MR, e no MC apresentou aumento acentuado até 0,30 m, com posterior decréscimo até 0,60 m.

Quanto aos teores de MO no perfil do solo, os modelos ajustados são idênticos para os dois manejos e nos dois tempos analisados, e mostram decréscimo linear do teor de MO com a profundidade. De maneira bastante coerente, o mesmo pode ser observado para os teores de N-total. Embora para o MR, no tempo t_3 , tenha se ajustado um modelo quadrático, o comportamento é muito semelhante ao ocorrido para a MO: decréscimo nos teores de N-total com a profundidade.

Os modelos ajustados ao comportamento do B no perfil do solo evidenciam de maneira clara a grande suscetibilidade desse elemento à lixiviação. No tempo t_3 , sem chuvas, há diminuição inicial com a profundidade e aumento dos teores de B a partir de 0,20 m, no MR, com os teores na profundidade de 0,60 m da mesma magnitude que à superfície, devido ao efeito da lâmina de irrigação excessiva nesse manejo. No MC, sem lâmina de lixiviação, os teores de B permaneceram constantes com a profundidade. Já no tempo t_6 , logo após o período chuvoso, os modelos mostram teores muito menores de B em todo o perfil, em ambos os manejos, evidenciando a lixiviação, inclusive para fora da faixa de profundidade analisada. Esta lixiviação foi muito mais acentuada no MR, que apresentava teores de B, no tempo t_3 , três vezes maior que no tempo t_6 , devido ao efeito aditivo de precipitação com irrigação excessiva.

Os modelos ajustados ao comportamento do S no perfil do solo também evidenciam a mobilidade do ânion SO_4^{2-} , forma na qual o S ocorre na solução do solo. No MR, os teores de S crescem com a profundidade, tanto em t_3 quanto em t_6 , embora em t_3 tenha havido tendência de diminuição a partir de 0,40 m. O modelo ajustado em t_3 é o inverso do modelo ajustado para o P. O íon sulfato sofre competição na adsorção com o fosfato. Portanto, em maior presença de P, o S tende a ficar mais em solução, e vice-versa. Já em t_6 , o aumento linear com a profundidade pode estar relacionado com o também aumento linear nos teores de Na^+ . Os íons sulfato formam pares iônicos muito móveis com o Na^+ e, portanto, tende a lixiviar com mais facilidade na presença de Na^+ .

No MC, os modelos mostram aumento acentuado dos teores de S nas primeiras camadas e posterior diminuição a partir de 0,50 m. O S aplicado ao solo (superfosfato simples, que contém gesso e sulfato de amônio), na presença de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , tende

a se acumular abaixo da camada arável. A diminuição a partir de 0,50 m é condizente com o aumento de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , aproximadamente a partir da mesma profundidade.

Os modelos ajustados ao comportamento da CE_{es} no solo mostram diminuição linear da CE_{es} com a profundidade no MR e aumento linear no MC, no tempo t_3 . Já no tempo t_6 , não foi possível ajustar modelo significativo para nenhum dos manejos.

No tempo t_3 , provavelmente houve mais uniformidade no comportamento dos diversos sais formadores da salinidade no solo, com diminuição com a profundidade. Já em t_6 , houve mais variação nesse comportamento, com a CE_{es} variando bastante, em ambos os manejos, sem, no entanto, apresentar um comportamento relacionado com a profundidade.

4.6. Efeito dos manejos nas características físicas do solo

Para avaliar o efeito dos manejos nas características físicas do solo, foram feitas avaliações da massa específica do solo (ρ_s), da microporosidade (μ), da macroporosidade ($\hat{\alpha}$), da capacidade de campo (CC), do ponto de murcha permanente (PM) e da condutividade hidráulica em meio saturado, a 20 °C (K_0).

Diferentemente do que foi feito quanto às características químicas, em que foram analisadas amostras de solo retiradas trimestralmente até o final do experimento, para as características físicas as análises foram feitas apenas ao final do experimento. Sendo assim, para inferir sobre o efeito dos manejos nas características físicas do solo, foram incluídas na análise as parcelas do tratamento-testemunha (T), que não foram irrigadas e receberam adubação e calagem em dezembro de 2003.

Na Tabela 21 estão resumidas as médias de cada característica, em cada tipo de manejo, e as comparações entre elas, feitas pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade.

Observando a Tabela 21, percebe-se que na primeira camada não houve diferença significativa entre o MR e o MC das características avaliadas exceto $\hat{\alpha}$ e que ambos os manejos apresentaram \hat{n}_s e μ superior às de T. Por outro lado, apresentaram $\hat{\alpha}$ inferior a T. A K_0 no MR foi inferior no T, mas não difere estatisticamente da K_0 no MC. Não houve diferença estatística entre os tratamentos para a CC e o PM, porém, numericamente, já se percebe que tanto o MR quanto o MC apresentaram valores superiores aos de T, influência do aumento da μ .

Tabela 21 – Médias de massa específica do solo (\tilde{n}_s), microporosidade (μ), macroporosidade (\tilde{a}), capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PM) e condutividade hidráulica em meio saturado, a 20 °C (K_0), em três faixas de profundidade e diferentes manejos

Variáveis	Unid.	Faixas de Profundidade								
		0 – 0,20 m			0,20 – 0,40 m			0,40 – 0,60 m		
		Manejo	Média	Teste	Manejo	Média	Teste	Manejo	Média	Teste
\tilde{n}_s	g cm ⁻³	MR	1,353	a	MR	1,378	a	MC	1,421	a
		MC	1,311	a	MC	1,244	b	MR	1,352	a
		T	1,139	b	T	1,125	b	T	1,230	b
μ	cm ³ cm ⁻³	MC	0,366	a	MR	0,379	a	MC	0,385	a
		MR	0,342	a	MC	0,366	a b	MR	0,382	a
		T	0,273	b	T	0,312	b	T	0,340	a
\tilde{a}	cm ³ cm ⁻³	T	0,297	a	T	0,264	a	T	0,196	a
		MR	0,148	b	MC	0,165	b	MR	0,108	b
		MC	0,139	b	MR	0,101	b	MC	0,080	b
CC	cm ³ cm ⁻³	MC	0,330	a	MR	0,359	a	MR	0,369	a
		MR	0,324	a	MC	0,347	a b	MC	0,366	a
		T	0,267	a	T	0,290	b	T	0,338	a
PM	cm ³ cm ⁻³	MC	0,222	a	MR	0,238	a	MR	0,249	a
		MR	0,211	a	MC	0,219	a b	MC	0,232	a
		T	0,178	a	T	0,184	b	T	0,229	a
K_0	cm h ⁻¹	T	9,938	a	T	6,878	a	T	4,115	a
		MC	7,113	a b	MC	4,783	a	MC	0,834	b
		MR	3,852	b	MR	0,836	b	MR	0,768	b

* Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade.

Na faixa de 0,20 – 0,40 m, o MR apresentou \tilde{n}_s superior ao MC e a T; μ , CC e PM superiores a T, porém não apresentou diferença significativa em relação ao MR para as mesmas características; a \tilde{a} no MR e no MC foram estatisticamente superiores a de T; e a K_0 no MR foi inferior às do MC e de T.

Na faixa de 0,40 – 0,60 m, MR e Mc apresentaram \tilde{n}_s superiores e \tilde{a} e k_0 inferiores a T; não houve diferença estatística entre os manejos para μ , CC e PM.

O aumento da ADA, tanto no MR quanto no MC, causou a diminuição dos macroporos pela deposição de argila dispersa e, conseqüentemente, aumento da \tilde{n}_s , de μ e da CC; e diminuição de \tilde{a} e de K_0 , em relação a T. Esta situação mais crítica no MR, na maioria dos casos, é devido à maior porcentagem de ADA observada neste manejo.

Vários autores relatam casos em que a aplicação de água residuária de esgoto doméstico pode provocar: redução da permeabilidade do solo (FIEGIN et al., 1991; FONSECA, 2001); incremento na capacidade de retenção de água no solo, decréscimo na quantidade de macroporos e acréscimo na de microporos, influenciando, assim, a

condutividade hidráulica do solo saturado (JNAD et al. 2001); e obstrução de macroporos (CampeLO, 1999). Porém, vários autores também relataram casos de aumento da taxa de infiltração de água no solo (HARDAN e AL-ANI, 1978) e de redução da massa específica do solo, quando são aplicadas águas com altas concentrações de matéria orgânica, como as da suinocultura (CAMPELO, 1999).

4.7. Efeito dos manejos na contaminação por *Escherichia coli* no perfil do solo

A contaminação do solo por coliformes fecais é indicativa da contaminação por outros microrganismos patológicos, como vírus e bactérias. Vários estudos mostram a correlação entre a concentração de *Escherichia coli* no solo sob irrigação com água residuária com a concentração de vírus e outras bactérias patológicas. Cuyk et al. (2001), analisando métodos de avaliação microbiológica, observaram boa correlação entre as concentrações de *E.coli* e a concentração de vírus e bactérias patológicas no solo.

Assim, como no caso das características físicas, para avaliar a contaminação do solo por coliformes fecais presentes na água residuária e verificar a permanência desses organismos no perfil do solo, as análises foram feitas ao final do experimento, um dia depois de realizada a irrigação na área, e também incluiu o tratamento T.

Na Figura 36 estão os comportamentos das concentrações de *E. coli* no perfil do solo no MR, no MC e em T.

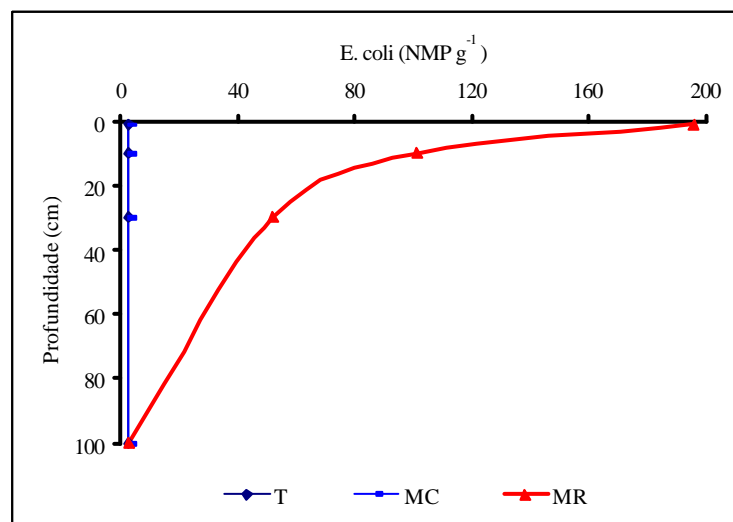


Figura 36 – Concentração de *E. coli* no manejo com irrigação com água-doce (MC), na fertilização com água residuária (MR) e no manejo sem irrigação (T), em função da profundidade. Os valores observados são provenientes da média de três repetições.

A Figura 36 mostra que tanto o MC quanto o T, em todas as profundidades, além do MR na profundidade de 1,00 m, apresentam concentrações de *E. coli* menores que 3,0 NMP g⁻¹. A sensibilidade do método de análise não detecta concentrações menores que essa. Portanto, a Instrução Normativa 62 (MAPA, 2003) considera esse valor como equivalente à ausência de *E. coli*. Mesmo a concentração máxima, observada na superfície do solo sob o MR (196 NMP g⁻¹), está abaixo do limite máximo exigido pelo MAPA (2003) para o consumo de frutas frescas, que é de 500 NMP g⁻¹. Portanto, apenas um dia após a realização de uma irrigação com água residuária proveniente de esgoto doméstico sem tratamento, que continha aproximadamente 10⁶ NMP g⁻¹ de *Escherichia coli*, praticamente não há contaminação por esses microrganismos, o que se deve principalmente à radiação ultravioleta, que é bastante eficaz para eliminar esses microrganismos. Sendo assim, salvo em caso de lençol muito alto, ou solos com capacidade de infiltração muito elevada, dificilmente haverá contaminação do lençol freático com a fertirrigação com água residuária, quando manejada adequadamente.

Sukias e Nguyen (2003), estudando a inativação de *E. coli* em solos aluviais adubados com esterco bovino, submeteram amostras à ação de raios ultravioletas A (UVA) e B (UVB) e encontraram 93,2% de inativação nas primeiras 18 horas.

Observando a Figura 36, percebe-se que a concentração de *E. coli* na profundidade de 1,00 m é a mesma da testemunha, evidenciando a capacidade do solo de inativar estes organismos, seja por predação por outros organismos, competição por alimento ou, principalmente, por diminuição da umidade do solo.

Santos (2004) analisou a concentração de coliformes fecais em solo irrigado com água residuária proveniente de lagoa facultativa e observou ausência completa desses organismos, em todo o perfil do solo, quando a irrigação era suspensa por mais de uma semana, e a presença apenas até a profundidade de 0,20 m, quando a irrigação era suspensa com uma semana. Cuyk et al. (2001) observaram a completa inativação de *E. coli* a 0,30 m de profundidade, em lisímetros com teor de umidade variando entre 6% (solo arenoso) e 14% (solo argiloso) em base gravimétrica.

4.8. Efeito dos manejos sobre a cultura

4.8.1. Efeito dos mane jos sobre o estado nutricional do cafeeiro

Assim como para os atributos do solo, não houve ajuste significativo em função das lâminas de água residuária para os teores foliares de nutrientes na maioria dos casos (87%– Apêndice A). Portanto, para os teores foliares, adotou-se o mesmo procedimento de análise adotado para o solo. Na Tabela 22 estão as diferenças de teores foliares de N, P, K, Ca, Mg e B entre o MC e o MR, e as Figuras 37 e 38 mostram modelos de regressão da concentração foliar desses elementos ajustados em função do tempo de adoção dos manejos, no MC e no MR, durante os 18 meses de avaliação. Durante a realização do experimento foram feitas duas colheitas no cafeeiro, sendo a primeira em junho de 2004 (entre os tempos tp_2 e tp_3) e a segunda, em junho de 2005 (após o tempo tp_6).

Na Tabela 22 e na Figura 37 pode-se observar que o MR, mesmo sem qualquer adubação durante 18 meses, foi capaz de manter os teores de N nas folhas do cafeeiro nos mesmos níveis do MC, que recebeu 750 kg de N ha^{-1} . Esta condição é a mesma já observada para os teores de N no solo (Tabela 20). Considerando que o aporte de N no MR variou de 140 a 375 kg de N ha^{-1} (Tabela 18), de alguma forma o aporte diário de N, na forma orgânica e com aplicações parceladas diariamente, permitiu a mesma disponibilidade de N na solução do solo que as dosagens maiores do MC. Apesar da concentração sempre crescente ao longo do tempo dos teores de N no solo, em ambos os manejos, os teores foliares permaneceram constantes, também em ambos os manejos.

Quanto aos teores foliares de P, o MR foi superior ao MC, que recebeu 113 kg de P_2O_5 ha^{-1} , nos 12 primeiros meses avaliados, e ficou no mesmo nível do MC nos últimos seis meses. Essa superioridade nos teores foliares de P no MR extrapola até a condição observada quanto à concentração de P na solução do solo, onde praticamente não se observou diferença significativa. Provavelmente, a umidade no MR, sempre próxima à capacidade de campo, facilitou o transporte de P até as raízes. Além disso, há a possibilidade de haver P-orgânico na solução do solo sob o MR, que não pode ser detectado pelo método de análise realizado. Quase não houve diferença nos teores foliares de P ao longo do tempo, principalmente no MC. No MR observou-se ligeiro decréscimo no tempo tp_6 .

Tabela 22 – Diferenças médias nos teores foliares de alguns nutrientes entre o MR e o MC

Variáveis	Unid.	Tempo	MR – MC	
N	g kg ⁻¹	1	-1,77	ns
		2	-2,65	*
		3	3,55	*
		4	0,06	ns
		5	-3,29	*
		6	2,25	ns
P	g kg ⁻¹	1	0,44	**
		2	0,43	**
		3	0,56	**
		4	0,34	**
		5	0,18	ns
		6	0,08	ns
K	g kg ⁻¹	1	-4,09	*
		2	-8,38	**
		3	-2,27	ns
		4	-3,87	ns
		5	-6,49	**
		6	-1,03	ns
Ca	g kg ⁻¹	1	3,92	**
		2	4,56	**
		3	3,90	**
		4	0,45	ns
		5	2,21	ns
		6	-0,23	ns
Mg	g kg ⁻¹	1	0,17	ns
		2	0,71	*
		3	0,89	*
		4	0,52	*
		5	1,62	*
		6	1,66	*
B	mg kg ⁻¹	1	29,91	**
		2	46,17	**
		3	46,00	**
		4	25,53	**
		5	35,33	**
		6	16,31	o

“***”, “**” e “o” são diferenças significativas a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, e ns é não-significativo.

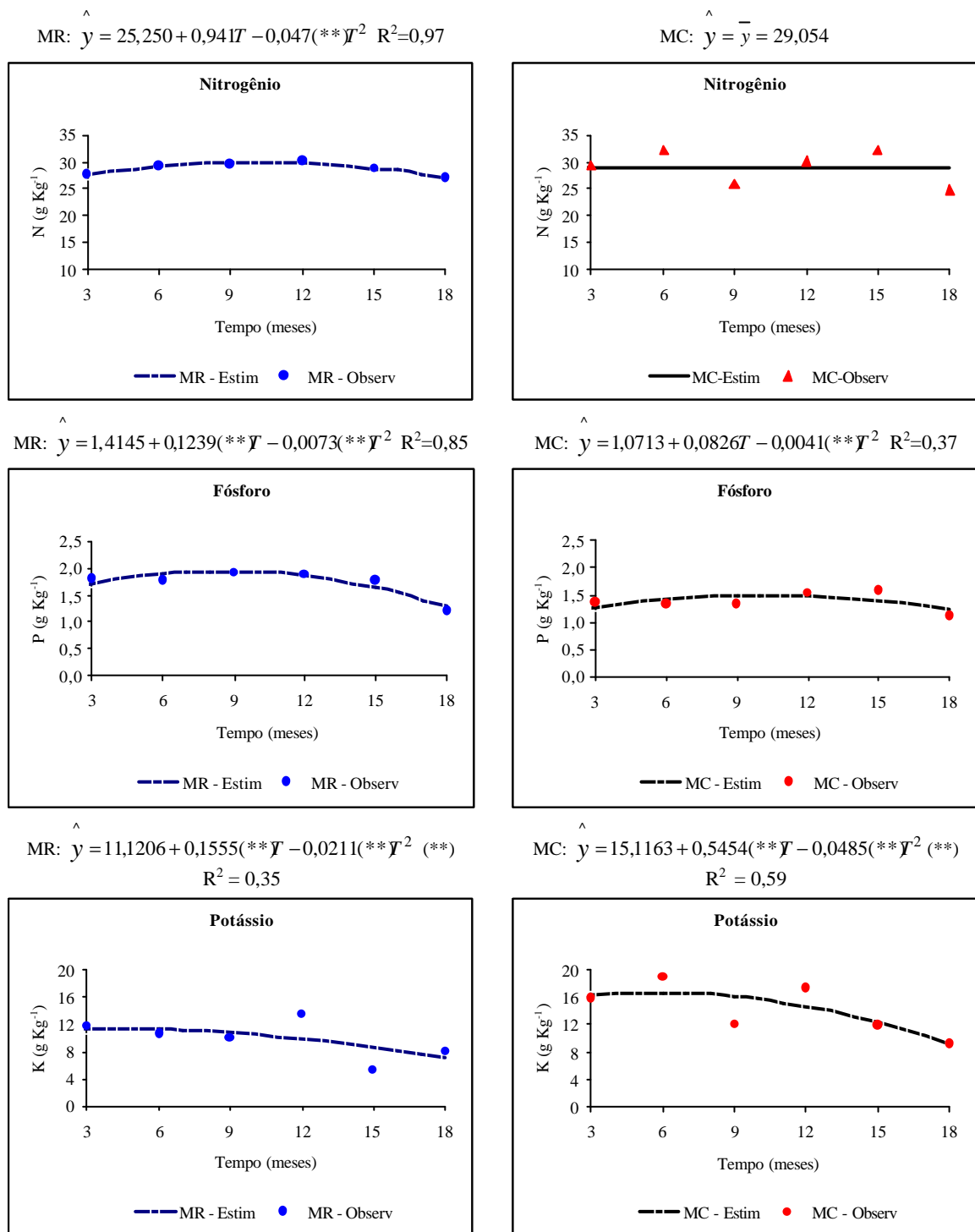
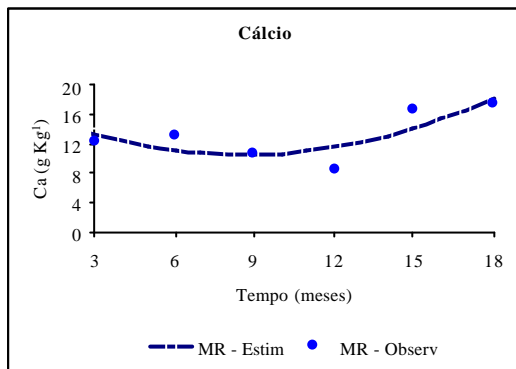
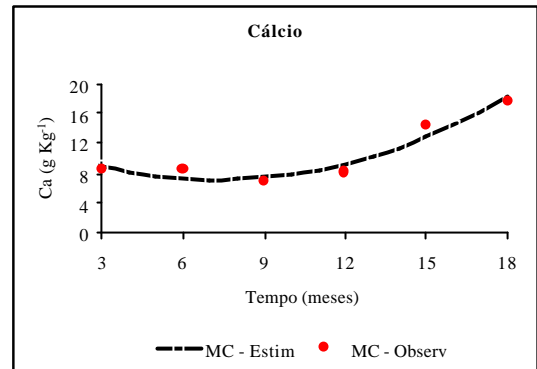


Figura 37 – Teores de N, P e K, observados (Observ) e estimados (Estim), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função do tempo de aplicação. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “**” são coeficientes significativos a 1%.

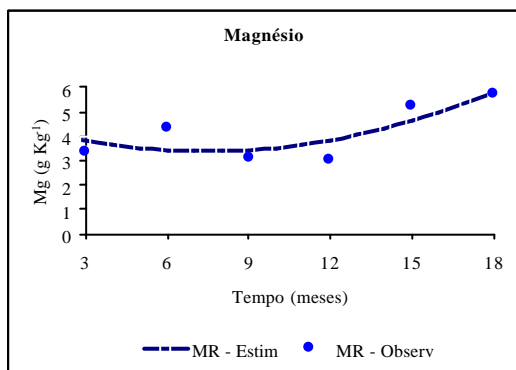
$$\text{MR: } \hat{y} = 16,926 - 1,473(**T + 0,086(**T^2 \text{ R}^2=0,65$$



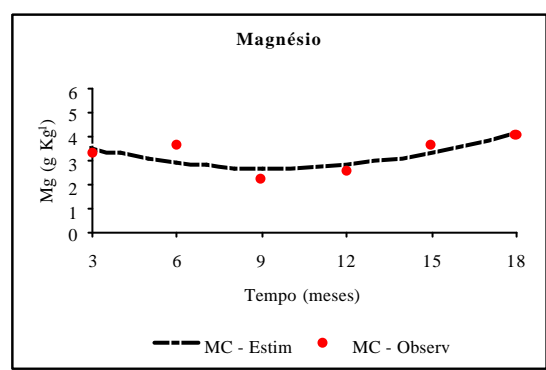
$$\text{MC: } \hat{y} = 12,297 - 1,416(**T + 0,097(**T^2 \text{ R}^2=0,93$$



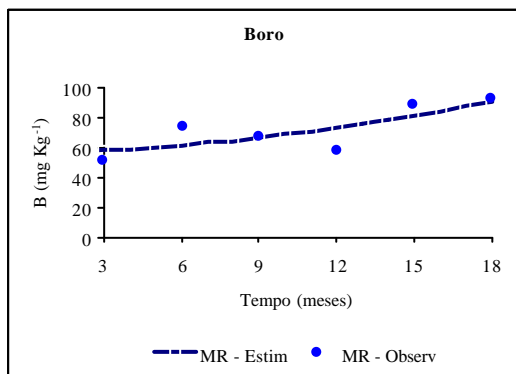
$$\text{MR: } \hat{y} = 4,6041 - 0,3292(**T + 0,0221(**T^2 \text{ R}^2=0,69$$



$$\text{MC: } \hat{y} = 4,4710 - 0,3756(o)T + 0,0198(**T^2 \text{ R}^2=0,62$$



$$\text{MR: } \hat{y} = 56,153 + 0,308(**T + 0,092(**T^2 \text{ R}^2 = 0,61$$



$$\text{MC: } \hat{y} = 33,610 - 4,230(**T + 0,363(**T^2 \text{ R}^2 = 0,96$$

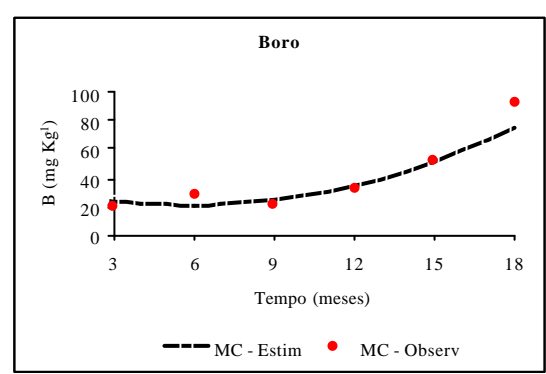


Figura 38 – Teores de Ca, Mg e B, observados (Observ) e estimados (Estim), no manejo com fertirrigação com água residuária (MR) e no manejo com irrigação com água-doce (MC), em função do tempo de aplicação. Os valores observados são provenientes da média de três repetições. “***” e “o” são coeficientes significativos a 1 e 10%, respectivamente.

No entanto, quanto aos teores foliares de K, o MR foi sempre inferior ao MC, refletindo a condição já observada quanto à disponibilidade desse nutriente pela solução do solo. Considerando que o MC recebeu 550 kg de K₂O ha⁻¹, fica evidente que a água residuária não tem capacidade para substituir toda essa quantidade de K, seja pelo aporte insuficiente de K ao solo (157 a 417 kg ha⁻¹ – Tabela 18), ou por deficiência de absorção desse elemento pela planta. Considerando que há um aporte grande de Na (160 a 407 kg ha⁻¹ – Tabela 18) pela água residuária, esse Na pode estar deslocando o K de seus sítios de adsorção pela matriz do solo, possibilitando sua lixiviação, principalmente nos tratamentos com irrigação em excesso (T4 a T6) e nos períodos chuvosos (precipitação de 2.284 mm na área, durante o período avaliado).

Como o K é um nutriente muito exigido pelo cafeeiro, principalmente na época de enchimento de grãos, essa deficiência no MR certamente contribuiu para uma menor produtividade do MR em relação ao MC. Sendo assim, com o acompanhamento periódico do teor de K no solo e na planta, é possível, e necessário, que se faça adubação complementar com esse nutriente na fertirrigação com água residuária de origem urbana.

Essa superioridade do MC no teor foliar de K em relação ao MR foi mais intensa em fevereiro de 2005 (tp₅), época de enchimento de grãos. Nessa época, as plantas do MR apresentavam carga bastante expressiva, quando começou a apresentar sintomas de deficiência de K, devido à intensa translocação deste elemento das folhas para os frutos do cafeeiro, onde ele é essencial no enchimento do grão, e a incapacidade de o solo atender a essa demanda. No tempo t₅ o solo apresentou o menor teor de K observado ao longo do experimento, na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m (Figura 7). Nesta mesma época, as plantas do MR sofreram intenso ataque de cercosporiose (*Cercospora coffeicola*), já relatado anteriormente.

Os modelos ajustados ao comportamento do K na folha mostram decréscimo na concentração foliar ao longo do tempo, em ambos os manejos. No MR, o modelo ajustado não apresentou boa capacidade preditiva, provavelmente devido ao aumento no teor foliar de K no tempo tp₆, contrariando a tendência anterior. Esse aumento se deveu à já mencionada adubação química com cloreto de potássio, realizada após a amostragem feita no tempo tp₅.

Em relação ao Ca, nos nove primeiros meses, e em relação ao Mg, com exceção do tempo tp₁, observam-se teores foliares sempre superiores no MR que no MC. Devido à baixa exigência das plantas por esses nutrientes, em relação à disponibilidade deles no

solo, a demanda das plantas por eles pode ser atendida totalmente por fluxo de massa em condições de boa disponibilidade no solo (FURTINI NETO et al., 2001). Sob as condições de umidade do solo observadas no MR há maior transpiração pelas plantas e, conseqüentemente, maior absorção de nutrientes por fluxo de massa. Além disso, a adubação com sulfato de amônio no MC pode ter facilitado a absorção de $N-NH_4^+$, competindo com a absorção de Ca e Mg pelas plantas no MC. Quanto ao comportamento da concentração desses elementos nas folhas ao longo do tempo, ambos mostram decréscimo entre t_1 e t_3 e posterior aumento até o tempo tp_6 , aproximadamente como ocorreu no solo.

Assim como observado no solo, os teores foliares de B no MR foram sempre superiores aos do MC. Porém os modelos ajustados mostram concentração crescente ao longo do tempo, em ambos os manejos, exatamente o inverso do ocorrido quanto às concentrações de B na solução do solo. Esse é um nutriente muito pouco exigido pelas plantas, e o limite entre a deficiência e a toxidez é muito estreito. Certamente, mesmo em concentrações decrescentes ao longo do tempo, o solo pôde atender à demanda das plantas.

Para os demais nutrientes avaliados (S, Zn, Fe, Mn e Cu) não foram observadas diferenças significativas entre os teores foliares desses elementos, entre o MR e o MC, em nenhum tempo avaliado. No caso do S, mesmo o MC tendo apresentado teores sempre superiores na solução do solo, não se observou diferença significativa quanto aos teores foliares, evidenciando que, mesmo no MR, os teores de S no solo foram suficientes para atender à demanda da planta.

Na Tabela 23 estão os teores foliares de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B, em cada um dos tempos avaliados, no MR e no MC, e também a faixa considerada ideal para os teores de cada nutriente nas folhas do cafeeiro (FI), segundo Rena et al. (2001).

Observando a Tabela 23, percebe-se que nem todos os teores dos vários nutrientes, tanto no MR quanto no MC, estiveram dentro da faixa considerada ideal, principalmente o K no MR, cujos teores estiveram sempre abaixo dos do MC e muito longe da faixa ideal para esse nutriente. Mesmo no MC, os teores de K estiveram abaixo da faixa ideal em alguns períodos. Para o P, apenas o MR apresentou teores considerados ideais entre tp_1 e tp_5 . Já o MC apresentou teores sempre abaixo da faixa ideal para P. O mesmo ocorreu com relação ao Ca. Para o S, ambos os manejos mostraram teores dentro da faixa ideal apenas em alguns períodos. Para os demais nutrientes, ambos os manejos mostraram teores considerados ideais.

Tabela 23 – Teores foliares de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B, nos tempos tp₁, tp₂, tp₃, tp₄, tp₅ e tp₆, no MR e no MC, e níveis considerados ideais para as folhas do cafeeiro (FI)

	N	P	K	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B
	----- g kg ⁻¹ -----						----- mg kg ⁻¹ -----				
FI	27-32	1,6-2,0	19-24	10 – 14	3,1-3,6	1,5-2,0	8 – 16	90 – 180	120 – 210	8 – 16	59 – 80
Tempo 1 (tp₁)											
MC	29,4	1,37	15,8	8,53	3,27	1,63	8,57	49,33	237,23	9,03	20,93
MR	27,63	1,8	11,71	12,45	3,43	1,26	8,67	67,45	757,06	10,77	50,84
Tempo 2 (tp₂)											
MC	32,03	1,34	19,01	8,47	3,61	1,05	6	109,63	368,97	13,3	28,83
MR	29,38	1,77	10,63	13,03	4,32	1,3	6,26	99,99	655,18	15,42	75
Tempo 3 (tp₃)											
MC	26,03	1,35	12,18	6,74	2,27	1,31	8,43	94,13	278,97	13,07	21,63
MR	29,58	1,91	9,91	10,64	3,16	1,91	8,99	86,65	518,51	21,07	67,63
Tempo 4 (tp₄)											
MC	30,04	1,54	17,40	8,06	2,56	1,24	13,13	85,03	339,90	35,50	32,57
MR	30,10	1,88	13,53	8,52	3,09	1,09	14,91	104,90	317,64	38,47	58,10
Tempo 5 (tp₅)											
MC	32,04	1,59	11,81	14,50	3,63	1,76	13,93	104,60	465,97	24,40	53,27
MR	28,76	1,77	5,33	16,71	5,25	1,71	18,53	121,79	509,07	32,85	88,60
Tempo 6 (tp₆)											
MC	24,78	1,12	9,14	17,68	4,05	1,45	16,00	235,10	560,20	118,10	75,47
MR	27,03	1,20	8,11	17,45	5,71	1,35	15,23	180,83	544,63	20,99	91,77

Esses fatos evidenciam que o MR, embora não tenha sido capaz de substituir totalmente a adubação convencional, permitiu uma boa nutrição ao cafeeiro, com exceção da demanda da cultura por potássio. Infelizmente no caso do cafeeiro, esse é um nutriente muito importante e exigido em grandes quantidades. Sua deficiência certamente foi a principal causa de decréscimo de produtividade no MR.

4.8.2. Efeito dos manejos sobre a produtividade do cafeeiro

Ao longo do experimento foram monitorados, trimestralmente, a altura das plantas e o diâmetro da copa do cafeeiro, a fim de constatar possíveis efeitos dos manejos nessas características e alguma relação dessas com a produtividade do cafeeiro.

Porém, não houve diferença significativa, em nenhum tempo avaliado, para ambas as características. Vegetativamente, ambos os manejos proporcionaram as mesmas condições de crescimento às plantas, considerando que, do ponto de vista nutricional, o MR apresentou deficiência apenas de K, nutriente mais relacionado à produção de grãos, e houve boas condições de umidade do solo em ambos os manejos.

Quanto à avaliação da produtividade propriamente dita, foram analisadas as produtividades nas safras 2003/2004 e 2004/2005 e a média entre elas (média bianual). A safra 2003/2004 não ocorreu totalmente sob influência dos tratamentos, uma vez que estes tiveram início em novembro de 2003, após a florada do cafeeiro. No entanto, os manejos tiveram grande influência na produtividade, pois o pegamento de frutos e o enchimento de grãos são fortemente afetados pela condição nutricional do cafeeiro, bem como pelas condições de umidade. Já a safra 2004/2005 foi totalmente influenciada pelos manejos. Para comparar a influência dos manejos em ambas as produtividades, o MR e o MC foram comparados também com o tratamento-testemunha (T), que recebeu apenas adubação e calagem em dezembro de 2003 e não foi irrigado.

Na Tabela 24 estão as produtividades do cafeeiro em cada tratamento, nas safras 2003/2004 e 2004/2005, além da produtividade média bianual.

Tabela 24 – Produtividade do cafeeiro nas safras 2003/2004, 2004/2005 e média bianual, nos tratamento MC, T, T2, T3, T4, T5 e T6

Tratamento	Produtividade		
	2003/2004	2004/2005	Média Bianual
	(sc ha ⁻¹)		
MC (T ₁)	13,74	122,42	68,08
T ₂	16,98	98,96	57,97
T ₃	15,05	86,16	50,60
T ₄	19,05	81,10	50,08
T ₅	24,37	84,07	54,22
T ₆	22,03	96,49	59,26
T	8,23	19,23	13,73

Inicialmente fez-se a análise de variância dos resultados e, em seguida, a de regressão em função das lâminas de irrigação com água residuária, para verificar o efeito isolado, na produtividade, das cinco lâminas aplicadas. Constatou-se que, assim

como para os teores de nutrientes no solo e na folha, não houve efeito de lâmina de água residuária, como era de se esperar, já que não houve diferença nutricional e, do ponto de vista hídrico, mesmo a menor lâmina (T2) ter sido capaz de manter o solo sempre próximo da capacidade de campo.

Esse resultado é condizente com os obtidos por Medeiros (2005), avaliando os efeitos de cinco lâminas de irrigação com água residuária, aplicadas nas mesmas condições, em 31 atributos químicos do solo e no estado nutricional do cafeeiro. O autor verificou que não houve efeito significativo no teor de nutrientes do solo, em 79% dos casos, nem no estado nutricional do cafeeiro, em 88% dos casos.

Diante desses resultados, deu-se preferência à análise conjunta dos resultados do MR, ou seja, médias de produtividade no MR, independentemente da lâmina de água residuária aplicada, para comparar os manejos adotados (MR, MC e T). Inicialmente, realizou-se uma análise de variância e, para verificar a resposta ao tipo de manejo adotado, foi aplicado o teste de Duncan, a 5% de probabilidade. Foram comparadas as produtividades das safras 2003/2004 e 2004/2005 e a produtividade média bianual.

Na Tabela 25 estão os resultados dos testes de média aplicados sobre as médias das produtividades do cafeeiro nas safras 2003/2004 e 2004/2005, além da média bianual.

Tabela 25 – Teste de média sobre a produtividade do cafeeiro nas safras 2003/2004 e 2004/2005 e média bianual, nos tratamento MC, MR e T

Manejo Adotado	Produtividade		
	2003/2004	2004/2005	Média Bianual
	(sc ha ⁻¹)		
MC	13,74 a	122,42 a	68,08 a
MR	19,49 a	89,36 b	54,43 a
T	8,23 a	19,23 c	13,73 b

* Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade.

Não houve diferença significativa entre os manejos adotados na produtividade da safra 2003/2004. Como o experimento iniciou em novembro de 2003, já havia acontecido a floração e formação de chumbinhos do cafeeiro. Sendo assim, os manejos adotados só interferiram no pagamento de chumbinhos e enchimento de grãos. Como T

recebeu a mesma adubação do MC no primeiro ano e não sofreu estresse hídrico até julho de 2004 (após a colheita), devido ao bom regime de chuvas, é explicável que não houvesse diferença significativa de produtividade. No entanto, embora o teste aplicado indique ausência de diferença significativa, deve ser destacado que a produtividade no MR foi mais que o dobro da produtividade em T.

Na produtividade da safra 2004/2005, o MC foi superior ao MR, e este foi superior a T. Essa safra foi totalmente influenciada pelo tipo de manejo adotado, pois toda a sua formação aconteceu dentro do período avaliado. Observando a Tabela 23, pode-se perceber que o único nutriente em que o MC foi destacadamente superior ao MR foi o K, para o qual o MR apresentou níveis abaixo do nível considerado ideal, durante todo o experimento. Sendo assim, entre os vários fatores que podem ter influenciado a superioridade do MC, a melhor condição nutricional em relação ao K no MC foi decisiva, principalmente devido ao ataque de cercosporiose (*Cercospora coffeicola*) nos cafeeiros do MR. Mesmo com as parcelas misturadas e próximas, não houve ataque nas plantas do MC e T. Apesar de não ter sido adubado no segundo ano, as plantas do tratamento T não apresentaram deficiência de K, provavelmente devido à baixa carga nos dois anos e, portanto, baixa demanda por K.

Considerando a produtividade média bianual, não houve diferença estatística entre o MR e o MC, e ambos foram superiores a T. Como a produtividade na segunda safra foi muito superior à da primeira, a média acabou diluindo o efeito da superioridade do MC na segunda safra. Embora não tenha havido diferença em nível de significância testado, observa-se que o MC produziu 14 sc ha^{-1} a mais que o MR.

Embora tenha apresentado produtividade menor que o MC, a fertirrigação pode ser uma alternativa tanto para irrigação com economia de água de boa qualidade quanto de fertilização, uma vez pode substituir completamente alguns nutrientes, e, em alguns casos até com vantagens sobre a adubação convencional. Mesmo quando não substituiu completamente, substituiu parcialmente, bastando, portanto, que seja feita complementação com outras fontes. De qualquer forma, há necessidade de investigação do ponto de vista econômico da viabilidade da fertirrigação com água residuária.

Do ponto de vista do tratamento de efluentes, é uma alternativa perfeitamente viável, uma vez que pôde dar fim ao efluente com ganhos em vez de gastos, sem prejuízo ao solo e com pouca interferência nas práticas usuais em fertirrigação.

5. CONCLUSÕES

De modo geral, o manejo com água residuária (MR) melhorou a fertilidade do solo, sendo mais eficiente que o manejo com irrigação com água-doce mais adubação convencional e calagem (MC) para elevar o pH do solo e diminuir os teores de Al^{3+} trocável, de $\text{H}^+\text{-Al}$ e a saturação por alumínio na CTCe (m), e tão eficiente quanto para elevar os teores de N, P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , a soma de bases (SB), a capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) e potencial (CTCt), a saturação por bases (V) e o P-remanescente do solo.

O MR não proporcionou ao solo os mesmos teores de K^+ e S proporcionados pelas adubações no MC, porém proporcionou maior concentração de Na^+ no solo, maior índice de saturação por sódio (ISNa) e maior ADA, RAS e PST que o MC. Então, faz-se necessário o monitoramento constante dessas características para realização de adubação potássica complementar e adoção de medidas preventivas quanto à acumulação de Na^+ no perfil do solo e risco de dispersão. O teor de Na^+ no solo sob o MR tem comportamento sazonal, aumentando nos períodos secos e diminuindo nos períodos chuvosos.

O teor de matéria orgânica do solo diminuiu no decorrer do tempo no MR e não sofreu influência do tempo no MC.

O MC proporcionou maior aumento da CE_{es} do solo que o MR.

Não houve diferença significativa entre os teores de Zn, Fe, Mn, Cu e B no solo entre o MR e o MC. Os teores de B decresceram linearmente com o tempo, em ambos os manejos.

Ambos os manejos aumentaram a massa específica do solo, sendo esse aumento maior no MR, e ambos os manejos aumentaram a microporosidade e a capacidade de campo e diminuíram a macroporosidade e a condutividade hidráulica do solo.

No MR, a contaminação por coliformes fecais na superfície do solo ficou abaixo de 500 NMP 100 g⁻¹, limite exigido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) para comercialização de frutas frescas, chegando à ausência de contaminação a 1,00 m de profundidade;

O MR proporcionou maiores concentrações de N, P, Ca, Mg e B e menores concentrações de K nas folhas do cafeeiro que o MC. Não houve diferença significativa entre o MR e o MC quanto à altura das plantas e ao diâmetro da copa do cafeeiro e ambos os manejos foram eficientes em aumentar a produtividade do cafeeiro, porém a produtividade foi maior no MC.

No MR, as lâminas de água residuária aplicadas, na maioria dos casos, não influenciaram as características do solo avaliadas, a contaminação microbológica, o estado nutricional e a produtividade do cafeeiro.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.A. de; ABREU, M.F. de; RAIJ, B. VAN; BATAGLIA, O.C.; ANDRADE, J.C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 25, n. 19 e 20, p. 3321-3333, 1994.

ADIN, A.; SACKS, M. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of the Irrigation and Drainage*, v. 117, n. 6, p. 813-826, 1991.

ADISESHA, H.T.; PURWATI, S.; PANGGABEAN, P.R.; SARIEF, S.E. Utilization of small soda pulp and paper mill effluent for rice field irrigation. *Water Science Technology*, v. 35, n.2, p. 205-212, 1997.

AL-JALOUD, A.A.; HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A.J.; KARIMULLA, S. Effect of wastewater irrigation on mineral composition of corn and sorghum plants in a pot experiment. *Journal of Plant Nutrition*, v.18, p.1677-1692, 1995.

AL-LAHHAM, O.; EL-ASSI, N. M.; FAYYAD, M. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. *Agricultural Water Management*, v. 61, p. 51-62, 2003.

AL-NAKSHABANDI, G.A.; SAQQAR, M.M.; SHATANAWI, M.R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, v. 34, p. 81-94, 1997.

ALVAREZ V., V.H.; DIAS, L.E.; RIBEIRO JR., E.S.; SOUZA, R.B.; FONSECA, C.A. *Métodos de análises de enxofre em solos e plantas*. Viçosa: Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, 2001.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1997.

ASAE EP 458. *Field evaluation of micro irrigation systems*. St. Joseph: ASAE Standards, p.792-797, 1996.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. *A qualidade da água na agricultura*. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 153p, 1999.

BASTOS, R.K.X. *Bacteriological aspects of drip and furrow irrigation with treated wastewater*. 1992. 179 f. Thesis (Doctor of Philosophy in Civil Engineering) – University of Leeds, Leeds, 1992.

BATISTA, R. O. *Influência da aplicação de esgoto sanitário tratado sobre sistemas de irrigação por gotejamento*. 2004. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

BEARD, P.J. Longevity of *Eberthella typhosus* in various soils. *American Journal of Public Health*, v. 30, p. 1077-1082, 1940.

BELL, R.G.; BOLE, J.B. Elimination of faecal coliform bacteria from soil irrigated with municipal sewage lagoon effluent. *Journal Environmental Quality*, v. 7, n. 2, p. 193-196, 1978.

BIELORAI, H.; VAISMAN, I.; FEIGIN, A. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. yield response. *Journal of Environmental Quality*, v. 13, p. 231-234, 1984.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. New York: Willey-Liss, 1994. 478 p.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*, v. 26, p.133-176, 1974.

BUTLER, R.G.; ORLOB, G.T.; MCGAUHEY, P.H. Underground movement of bacterial and chemical pollutants. *Journal of the American Water Works Association*, v. 46, p. 97-111, 1954.

CAMERON, K.C.; DI, H.J.; McLAREN, RG. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil Research*, v. 35, p. 995-1035, 1997.

CAMPELO, P.L.G. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo. 1999. 55 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CAO, Z.H.; HU, Z.Y. Copper contamination in paddy soils irrigated with wastewater. *Chemosphere*, v. 41, n. 1, p. 3-6

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 68, n. 2, p. 135-149, 2004.

CHAE, Y.M.; TABATABAI, M.A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, v. 15, p. 193-198, 1986.

CHANDLER, D.S.; CRAVEN, J.A. Relationship of soil moisture to survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium*. *Journal Agricultural Research*, v. 29, p. 577-585, 1978.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de água residuárias: tratamentos anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 1997. 246 p.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Recomendações para o uso de corretivo e fertilizantes em Minas Gerais.- 5ª Aproximação. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G; ALVARES V., V.H. (Ed.). Viçosa, 1999. 359 p.

CORAUCCI FILHO, B. *Tratamento de esgoto doméstico no solo pelo método de escoamento superficial*. São Paulo: USP, 1991. 400 f. (Tese de Doutorado).

COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. *Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente*. Fundamentos de química do solo. 2. ed. Egon José Meurer (Ed.). Porto Alegre: Gênese, 2004.

COSTA, E.L. *Fertirrigação nitrogenada por gotejamento em cafezal e sua influência em características químicas do solo*. 2005. 85 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

CROMER, R.N.; TOMPKINS, D.; BARR, N.J.; HOPMANS, P. Irrigation of Monterey pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater composition. *Journal of Environmental Quality*, v. 13, p. 539-542, 1984.

DEHGHANISANIJ, H.; YAMAMOTO, T.; RASIAH, V.; INOUE, M.; KESHAVARZ, A. *control of clogging in microirrigation using wastewater in Tohaku, Japan*. ASAE Meeting. Mich.: ASAE, 2003. (Paper n. 032027).

DETAR, W.R. Rate of intake and stream advance for liquid dairy manure in furrows. *Transactions of the ASAE*, v. 23, n. 5, p. 1171-1177, 1980.

EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Informática Agropecuária. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999c. 370 p.

EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de métodos de análise do solo*. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 247 p.

EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Relatório de estimativa da safra cafeeira no Brasil safra 1999/2000*. Brasília: Consórcio Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento do café – Embrapa, 1999a. 6 p.

EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999b. 412 p.

FALKINER, R.A.; POLGLASE, P.J. Transport of phosphorus through soil in an effluent- irrigated tree plantation. *Australian Journal of Soil Research*, v. 35, p. 385-397, 1997.

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent- irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. *Australian Journal of Soil Research*, v. 35, p. 131-147, 1997.

FEIGIN, A.; BIELORAI, H.; DAG, Y.; KIPNIS, T.; GISKIN, M. The nitrogen factor in the management of effluent - irrigated soils. *Soil Science*, v. 125, p. 248-254, 1978.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 1991.

FEIGIN, A.; VAISMAN, I.; BIELORAI, H. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: II. Nutrient availability in soil. *Journal of Environmental Quality*, v. 13, p. 234-238, 1984.

FERREIRA, G.B. *Interferências de matéria orgânica e ferro na dosagem de borro com azometina-H e comparação de extratores para boro disponível no solo*. 1998. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

FONSECA, A.F. *Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado*. 2001. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

FUENTES, R.E.; CONSTATINO, L.C.; SILVA, E.E.; DENDOOVEN, L. Characteristic, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*, v. 85, p. 179-187, 2002.

FUNARBE. *SAEG* – Sistema para análises estatísticas – versão 5.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 1993. 80 p.

FURTINI NETO, A.E.; VALE, F.R.; RESENDE, A.V.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A. *A fertilidade do solo*. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252 p.

GADALLAH, M.A.A. Effects of industrial and sewage waste water on the concentration of soluble carbon, nitrogen, and some mineral elements in sunflower plants. *Journal of Plant Nutrition*, v. 17, p. 1369-1384, 1994.

GARCIA, G.O. *Alterações químicas, físicas e mobilidade de íons no solo decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro Conilon*. 2003. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

GILBERT, R.G.; FORD, H.W. Operational principles. In: NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. (Ed.). *Trickle irrigation for crop production*. Amsterdam: Elsevier, 1986. Cap. 3, p. 142-163.

HARDAN, A.; AL-ANI, A. N. Improvement of soil structure by using date and sugar beet waste products. In: EMERSON, W.W.; BOND, R.D.; DEXTER, A.R. (Ed.) *Modification of soil structure*. New York: Jon Wiley e Sons, 1978. 435 p.

HAYAT, S.; AHMAD, I.; AZAM, Z.M.; AHMAD, A.; INAM, A.; SAMIULLA, H. Effect of long-term application of oil refinery wastewater on soil health with special reference to microbiological characteristics. *Bioresource Technology*, v. 84, p. 159-163, 2002.

HILLS, D.J.; TAJRISHY, M.A.; TCHOBANOGLIOUS, G. The influence of filtration on ultraviolet disinfection of secondary effluent for microirrigation. *Transactions of the ASAE*, v. 43, n. 6, p. 1499-1505, 2000.

HOEFT, R.G.; WALSH, L.M., AND KEENEY, D.R. Evaluation of various extractants for available sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, v. 37, p. 401-404, 1973.

HOOK, J.E. Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of municipal wastewater. In: NELSON, D.W.; ELRICK, D.E.; TANJI, K.K. (Ed.) *Chemical mobility and reactivity in soil systems*. Madison: Soil Science Society of America, p.241-255, 1981.

HORTENSTINE, C.C. Chemical changes in the soil solution from a Spodosol irrigated with secondary-treated sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, v. 5, p. 335-338, 1976.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Atlas de Saneamento. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>. 2000> Acesso em: 5 Ago. 2005.

INGLÉS, A.; GÓMEZ, M.; NOGALES, R. Efecto del riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta. *Suelo y Planta*, v. 2, p. 703-712, 1992.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: I. Soil Chemical Characteristics. *Transactions of the ASAE*, v. 44, n. 5, 2001a.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: II. Soil Hydraulic Characteristics. *Transactions of the ASAE*, v. 44, n. 5, 2001b.

JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. I. Field evaluation of effect on plant nutrients and additional elements in leaf, pulp and soil. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 45, p. 1601-1617, 1994a.

JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. II. Effect on plant nutrients, additional elements and pesticide residues in plants, soil and leachate using drainage lysimeters. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 45, p. 1619-1638, 1994b.

KARLEN, D.L.; VITOSH, M.L.; KUNZE, R.J. Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, v. 5, p. 269-273, 1976.

KELLER, J.; BLIESNER, R.D. *Sprinkle and trickle irrigation*. New York: Avibook, 1990. 649 p.

KELLER, J.; KARMELI, D. *Trickle irrigation design*. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975. 133 p.

KELLER, W.D.; MARTENS, D.C.; RENEAU JR., R.B.; SIMPSON, T.W. *Agricultural use of sewage sludge: A literature review*. Bulletin 143. 1984.

KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482 p.

KINJO, T.; SILVEIRA, R.I.; MARCOS, Z.Z.; ABRAHÃO. Efeito da aplicação de efluentes da fábrica de celulose junto com fosfogesso na correção da acidez do solo. *Scientia Agrícola*. v. 49, n. 1, p. 129-135, 1992.

LATTERELL, J.J.; DOWDY, R.H.; CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; LINDEN, D.R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. *Journal of Environmental Quality*, v. 11, p. 124-128, 1982.

LÉON SUEMATSU, G.; CAVALLINI, J.M. Tratamento e uso de águas residuárias industriais. Trad. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1999. 110 p.

LOURES, A.P.S. *Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (Cynodon dactylon (L.) Pers.)*. 2002. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O.; ELLIOTT, R.A. Nitrogen balances for an effluent irrigation area. *Journal of Environmental Quality*, v. 10, p. 349-352, 1981.

MAGESAN, G.N.; MCLAY, C.D.A.; LAL, V.V. Nitrate leaching from a free-draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 70, p. 181-187, 1998.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa Nº 62, de 26 de agosto de 2003. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/consultasilegis>>. Acesso em: 5 Ago. 2005.

MARTINS, D.R.; CAMARGO, O.A. de; BATACLIA, O.C. Qualidade do grão e da bebida em cafeeiros tratados com lodo de esgoto. *Bragantia*, v. 64, n. 1, p. 115-126, 2005

MATOS, A.T. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3., Viçosa: UFV, . **Anais...** Viçosa: UFV, 2003. 392 p.

McGAUHEY, P.H.; KRONE, R.B. *Soil mantle as a wastewater treatment system*. Sanitary Engineering Research Laboratory. Berkeley: University of California. 1967. (Report n. 67-11).

MEDEIROS, S de S. *Alterações física e químicas do solo e estado nutricional do cafeeiro em resposta à fertirrigação com água residuária de origem doméstica*. 2005. 114 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

METCALF e EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. New York: McGraw-Hill Inc., 1991.

MIKKELSEN, R.L.; REHCIGL, J.E.; MACKINNON, H.C. *Agricultural and environmental issue in the management of swine waste*. Agriculture uses of products an waste. Oxford: Oxford University Press, v. 6, 1997, p. 110-119.

NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. *Irrigation Science*, v. 12, p. 187-192, 1991.

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 Agrícola*, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

ORON, G.; DeMALACH, Y.; HOFFMAN, Z.; KEREN, Y.; HARTMANT, H.; PLAZNER, N. Wastewater disposal by sub-surface trickle irrigation. *Water Science Technology*, v. 23, p. 2149-2158, 1991.

ORON, G.; SHELEF, G.; TURZYNSKI, B. Trickle irrigation using treated wastewater. *Journal of Irrigation and Drainage*, v. 105, n. IR2, p.175-186, 1979.

PINTO, A.B. *Avaliação de gramíneas forrageiras com o uso de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro em rampas de tratamento*. 2001. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

PIZARRO, F. *Riegos localizados de alta frecuencia*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2. ed., 1990. 471 p.

QUEIROZ, F.M. de; MATOS, A.T. de; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. de; LEMOS, F.A. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

QUIN, B.F.; FORSYTHE, L.J. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: II. Drainage losses of nitrate and other nutrients. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 21, p. 427-434, 1978.

QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 21, p. 419-426, 1978.

RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G. Control of clogging in drip irrigation with stored reclaimed wastewater. *Irrigation Science*, v. 13, p. 129-139, 1992.

RENA, A.B.; MANTOVANI, E.C.; ANTUNES, R.C.B. A fertirrigação na cafeicultura de montanha. In: ZAMBOLIM, L. (Ed.). *Tecnologias de produção de café com qualidade*. Viçosa: UFV/Departamento de Fitopatologia, cap. 6, p. 157-197, 2001.

REZENDE, A.A.P. *Fertirrigação do eucalipto com efluente tratado de fábrica de celulose kraft branqueada*. 2003. 152 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosas, Viçosa, 2003.

RICHARDS, L.A. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Washington D.C.: US Department of Agriculture, 1954. 160 p.

ROCHA, R.E.M. da; PIMENTEL, M.S.; ZAGO, V.C.P. Avaliação de bio-sólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. *Pesquisas Agropecuárias Brasileiras*, v. 38, n. 12, p. 1435-1441, 2003.

SADOVSKI, A.Y.; FATTAL, B.; GOLDEBERG, B. Microbial contamination of vegetables irrigated with sewage effluent by the drip method. *Journal of Food Protection*, v. 41, n. 5, p. 336-340, 1978b.

SADOVSKI, A.Y.; FATTAL, B.; GOLDEBERG, B.; KATZENELSON, E.; SHUVAL, H.I. High levels of microbial contamination of vegetables irrigated with wastewater by the drip method. *Applied Environmental Microbiology*, v. 36, n. 6, p. 824-830, 1978a.

SAGI, G. The effect of filter feeding fish on water quality in irrigation reservoirs. *Agricultural Water Management*, v. 22, p. 369-378, 1992.

SAGI, G.; PAZ, E.; RAVINA, I.; SCHISCHA, A.; MARCU, A.; YECHIELY, Z. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa and sulfur bacteria. In: INTERNATIONAL MICROIRRIGATION CONGRESS, 5., 1995, Orlando. *Proceedings...* St. Joseph: ASAE, 1995. p. 250-254.

SANTOS, S.S. *Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo*. 2004. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

SCHALSCHA, E.B.; VERGARA, I.; SCHIRADO, T.; MORALES, M. Nitrate movement in a Chilean agricultural area irrigated with untreated sewage water. *Journal of Environmental Quality*, v. 8, p. 27-30, 1979.

SHENDE, G.B. *Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs*. In: FAO Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Irrigation. Rome: FAO, p. 157-182, 1985.

SIMONETE, M.A.; KIEHL, J. de C. Extração e fitodisponibilidade de metais em resposta à adição de lodo de esgoto no solo. *Scientia Agricola*, v. 59, n. 3, p.555-563, 2002.

SMITH, C.J.; HOPMANS, P.; COOK, F.J. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v. 94, p. 317-323, 1996.

SOUZA, J.T.; HAANDEL, A.C.; CABRAL, R.P.B. Desempenho de sistemas wetlands no pós-tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., Porto Seguro: ABES. *Anais...* Porto Seguro: ABES, p. 1051-1057, 2000.

SPEIR, T.W.; VAN SCHAİK, A.P.; KETTLES, H.A.; VICENT, K.W.; CAMPBELL, D.J. Soil and stream-water impacts of sewage effluent irrigation onto steeply sloping land. *Journal of Environmental Quality*, v. 28, p. 1105-1114, 1999.

STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v. 63, p. 155-177, 1990.

SUKIAS, J.P.S.; NGUYEN, M.L. Inactivation of *E. coli* in riparian and non-riparian soils. In: DIFFUSE POLLUTION CONFERENCE, Dublin. *Proceedings...* 2003, p. 82-87.

TAYLOR, H.D.; BASTOS, R.K.X.; PEARSON, H.W.; MARA, D.D. Drip irrigation with waste stabilisation pond effluents: Solving the problem of emitter fouling. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 417-424, 1995.

TELTSCH, B.; AZOV, Y.; JUANICO, M.; SHELEF, G. Plankton community changes due to the addition of treated effluents to a freshwater reservoir used for drip irrigation. *Water Research*, v. 26, n. 5, p. 657-668, 1992.

TROOIJEN, T.P.; LAMM, F.R.; STONE, L.R.; ALAM, M.; ROGERS, D.H.; CLARK, G.A.; SCHLEGEL, A.J. Subsurface drip irrigation using livestock wastewater: drip-line flow rates. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 16, n. 5, p. 505-508, 2000.

van CUYK, S.; SIEGRIST, R.L.; LOGAN, A.J. Evaluation of virus and microbial purification in wastewater soil absorption systems using multicomponent surrogate and tracer addition. In: NATIONAL SYMPOSIUM ON INDIVIDUAL AND SMALL COMMUNITY SEWAGE SYSTEMS, 9., Fort Worth, Texas, USA. *Proceedings...* 2001, p. 1-13. ASAE (Paper n. 155).

van der HOEK, W.; HASSAN, U.M.; ENSINK, J.H.J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. *Urban eastwater: A Valuable Resource for Agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan*. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 2002.

van DONSEL, D.L.; GELDREICH, E.E.; CLARKE, N.A. Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution. *Applied microbiology*, v. 15, p. 1362-1370, 1967.

VIEIRA, E.O. *Índices de lixiviação e modelagem do transporte de pesticidas no solo*. 2003. 184 f.. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 243 p.

VYMAZAL, J. Removal of BOD5 in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, Brazil. *Proceedings...* Águas de São Pedro, 1998, p. 167-175.

YITZHAKI, J. The fate of enteobacteriaceae in recharge wells. *Israel Journal of Medical Science*, v. 9, p. 1103-1103, 1971.

ZAMBOLIM, L.; VALE, F.X.R.; PEREIRA, A.A.; CHAVES, G.M. *Manejo integrado das doenças do cafeeiro*. In: ZAMBOLIM, L. (Ed.). I Encontro sobre produção de café com qualidade. Viçosa: UFV/Departamento de Fitopatologia, 1999, cap. 7, p. 134-215.

APÊNDICE

APÊNDICE A

Tabela 1A- Modelos de regressão testados para os atributos químicos do solo, nas faixas de profundidade 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m e em cada tempo, em função da lâmina de água residuária aplicada

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
pH	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	*	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
P	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	**
		4	*	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
K	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	*	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	*	ns	ns
		4	ns	ns	ns
Na	1	1	*	**	ns
		2	*	ns	**
		3	ns	ns	**
		4	**	ns	*
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	**	*
		2	*	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
Ca	1	1	ns	ns	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	*	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	*	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
Mg	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
A1	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
H+al	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	**	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	*	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	*	**	ns
		2	ns	*	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
SB	1	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	*	ns	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
CTCe	1	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	**
		3	ns	ns	ns
		4	**	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	*	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	*	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
CTCt	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	*	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	**	**	**
		2	**	*	*
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
V	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
m	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
ISNa	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	**	ns
		2	**	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	*
	5	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
Mo	1	1	ns	**	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	**
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
N-total	1	1	*	**	ns
		2	*	ns	**
		3	ns	ns	**
		4	**	ns	*
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	**	*
		2	*	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
P-rem	1	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	*	*	**
		2	ns	*	*
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	*	*	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
Zn	1	1	ns	ns	*
		2	ns	ns	**
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	**
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	ns	ns
		2	ns	*	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	**	ns
	5	1	ns	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	*	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
Fe	1	1	**	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	**
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	*	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	**	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
Mn	1	1	**	ns	**
		2	*	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	*	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	*	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
Cu	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	**
		4	ns	ns	*
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	*	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	*	*
		2	ns	ns	*
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	*	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
B	1	1	*	**	ns
		2	**	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	**	ns	ns
	2	1	ns	*	**
		2	ns	ns	**
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	*	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
S	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	*	*	ns
		2	*	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
ADA	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
	6	1	**	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
CE	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	**	**
		2	ns	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
RAS	1	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	*
		4	ns	ns	ns
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	**	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	ns	ns	ns
		2	**	*	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	*
	5	1	ns	*	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	*	*
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Tabela 1A, Cont.

Variáveis	Tempo	Modelo	PROF1	PROF2	PROF3
PST	1	1	*	**	ns
		2	*	ns	*
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	*
	2	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	3	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	*	ns
		4	ns	ns	ns
	4	1	**	**	*
		2	**	**	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	5	1	ns	**	**
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns
	6	1	ns	ns	ns
		2	ns	ns	ns
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

** e * modelos significativos a 1 e 5% probabilidade, pelo teste F, respectivamente. “ns” são modelos não-significativos.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tempo 4 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 308, 422, 616, 731 e 857 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tempo 5 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 358, 466, 705, 828 e 957 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆ e

Tempo 6 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 406, 515, 798, 924 e 1071 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 2A – Modelos de regressão testados para os teores de nutrientes das folhas, em cada tempo, em função da lâmina de água residuária aplicada. Modelos 1, 2 e 3 são funções polinomiais de graus 1, 2 e raiz quadrada, respectivamente

Variáveis	Modelo	Tempo					
		1	2	3	4	5	6
N	1	ns	ns	*	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	o	ns	ns	ns	ns	ns
P	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	o	ns
	3	ns	ns	ns	ns	o	ns
K	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ca	1	ns	*	ns	ns	ns	*
	2	ns	ns	ns	ns	*	*
	3	ns	ns	ns	ns	ns	*
Mg	1	ns	ns	ns	ns	*	**
	2	ns	ns	ns	ns	*	ns
	3	ns	ns	ns	ns	o	ns
S	1	ns	ns	*	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Zn	1	ns	ns	ns	*	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Fe	1	ns	ns	ns	**	ns	*
	2	ns	ns	ns	*	ns	ns
	3	ns	ns	ns	**	ns	ns
Mm	1	ns	*	*	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Cu	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns
B	1	ns	*	ns	ns	ns	ns
	2	**	o	ns	ns	ns	ns
	3	*	ns	ns	ns	ns	ns