

Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Tecnologia e Geociências
Departamento de Engenharia Civil
Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil
Área de Concentração em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

**EFEITOS DA IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE TRATADO
SOBRE O SISTEMA SOLO-PLANTA (MILHO) E
INDUÇÃO DA SUPRESSIVIDADE A DOENÇAS
CAUSADAS POR NEMATÓIDES**

Kenia Kelly Barros da Silva

Recife – PE
2009

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

S586i

Silva, Kenia Kelly Barros da.

Efeitos da irrigação com efluente tratado sobre o sistema solo-planta (milho) e indução da supressividade a doenças causadas por nematóides / Kenia Kelly Barros da Silva. - Recife: O Autor, 2009.
xv, 88 folhas, il : tabs.,grafs. Figs.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2009.

Inclui Referências Bibliográficas.

1. Engenharia Civil. 2.Fertirrigação. 3. Milho. 4. Supressividade. 5.
Reúso. I. Título.

UFPE

624

BCTG/ 2009-037

Kenia Kelly Barros da Silva

EFEITOS DA IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE TRATADO SOBRE O SISTEMA SOLO – PLANTA (MILHO) E INDUÇÃO DA SUPRESSIVIDADE A DOENÇAS CAUSADAS POR NEMATÓIDES

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito à obtenção do título de *Doctor Scientiae* em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Orientador (a): Prof. Dr. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, UFPE

Universidade Federal de Pernambuco

Co-orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento, UFRPE

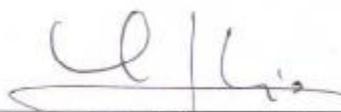
Recife, 2009

**EFEITOS DA IRRIGAÇÃO COM ESGOTO TRATADO
SOBRE O SISTEMA SOLO-PLANTA (MILHO) E INDUÇÃO DA
SUPRESSIVIDADE A DOENÇAS CAUSADAS POR NEMATÓIDES**

Kenia Kelly Barros da Silva

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO
PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU
DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL

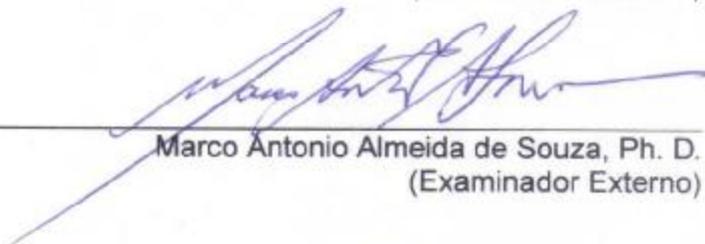
Aprovada por:



Maria de Lourdes Florencio dos Santos, Ph. D.
(Orientador)



Celia Regina Montes, DSc.
(Examinador Externo)



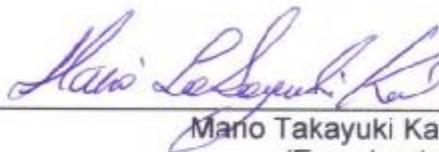
Marco Antonio Almeida de Souza, Ph. D.
(Examinador Externo)



Valdinete Lins da Silva, DSc.
(Examinador Externo)



Alessandra Carla Oliveira Chagas Spinelli, DSc.
(Examinador Externo)



Mario Takayuki Kato, Ph. D.
(Examinador Interno)

Recife, PE – Brasil
Abril de 2009

“As oportunidades têm tamanho para qualquer tipo de capacidade. Qual é o tamanho da sua? Vence aquele que acredita que toda experiência é um alicerce sobre o qual se pode construir algo.”

Jade

Ofereço a Deus,
por iluminar e guiar meu caminho;
aos meus pais e familiares,
pela constante dedicação, respeito e amor.

OFEREÇO

Aos meus colegas de trabalho que, de alguma forma, apoiando e incentivando,
contribuíram para meu crescimento científico e pessoal.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus pela sua companhia em todos os momentos difíceis, que me concedeu força, coragem e paciência para enfrentar todos os obstáculos sem deixar de acreditar nos meus sonhos.

Aos meus pais, José Ferreira da Silva e Elizabete Fernandes Barros da Silva, irmãos e familiares, pelos exemplos de vida, amor, união, respeito, compreensão e amizade que sempre me fortaleceram e me ajudaram a formar meu caráter.

Aos professores que fazem parte do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mario Takayuki Kato e Sávvia Gavazza e a minha orientadora, professora Lourdinha Florêncio, pelo apoio, dedicação e excelente contribuição científica para a finalização desta tese. Ao meu co-orientador professor Clístenes Williams Araújo do Nascimento, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), pelas valiosas sugestões e críticas em todas as etapas experimentais.

Aos colegas do Laboratório de Fitonematologia da UFRPE, em especial a professora Elvira Pedroza pela excelente orientação técnico-científica e dedicação profissional.

Aos dedicados funcionários do Departamento de Engenharia Civil, em especial a Andréa Negromonte, secretária do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da UFPE, pela atenção e profissionalismo.

Ao amigo Ronaldo Fonseca, responsável técnico pelo Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE, por seu apoio técnico e incentivo em todos os momentos. Aos integrantes da Equipe PROSAB 5, em especial a engenheira química e técnica do LSA, Poliana Maria Januário, pela amizade e valioso auxílio na condução das análises laboratoriais. Ao bolsista de iniciação científica Anderson Santos Silva, aluno do curso de graduação em Agronomia (UFRPE), e a Maurício Pimenta, aluno de doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, pelo apoio na realização das análises laboratoriais.

A todos os colegas do LSA e do Grupo de Saneamento Ambiental (GSA), especialmente a Janaína Campos e Tamilys Sandrele, pela atenção e dedicação.

Aos colegas do Laboratório de Engenharia Ambiental e Química (LEAQ) da UFPE, principalmente, a professora Valdinete Lins da Silva e a aluna de doutorado Otidene Rossiter Sá da Rocha, pelo auxílio nas análises laboratoriais.

Às amigas inesquecíveis, Ana Maria Bastos, Silvana Araújo, Maria Clara Mendonça e Marília Lyra pela grande amizade e ajuda na concretização deste trabalho e por compartilhar os momentos de alegrias. E a todos os colegas do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.

Ao Edmilson Silva, prestador de serviços na ETE Mangueira, pela atenção, dedicação, assistência e cuidado na realização das amostragens, e na solução de problemas técnicos e operacionais.

A COMPESA, pelo apoio técnico e permissão para a realização deste trabalho.

Ao CNPq, através do programa CT-HIDRO, FINEP e FACEPE, pelo apoio financeiro para a realização desta tese. E aos programas PROSAB e PRONEX.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	xii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Geral	5
2.2 Específicos	5
3. HIPÓTESES	5
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
4.1 Reúso de esgotos tratados como ferramenta de gestão dos recursos hídricos	5
4.2 Tratamento de esgotos para uso agrícola	9
4.3 Sistemas de irrigação e parâmetros de aplicação	11
4.4 Efeitos do uso de efluentes tratados em solo e plantas	12
4.5 Supressividade de solos a fitopatógenos	15
5. MATERIAL E MÉTODOS	18
5.1 Estação de Tratamento de Esgotos Mangueira	18
5.2 Área Experimental para Uso Agrícola de Efluentes	19
5.3 Água de abastecimento, efluente tratado e lixiviados	22
5.4 Produção dos inóculos dos fitopatógenos e infestação das plantas	23
5.5 Coleta e preparação das amostras de solo	26
5.6 Componentes de produção da cultura	27
5.7 Coleta e preparação das amostras de planta	28
5.8 Interpretação dos resultados	29
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	30
6.1 Caracterização da água de abastecimento e do efluente tratado	30
6.2 Cálculo da quantidade de fertilizante adicionada ao solo via adubação mineral e efluente tratado	31
6.3 Etapas do experimento e aporte de nutrientes	32
6.4 Caracterização do solo natural e após o primeiro plantio (estação chuvosa)	33
6.5 Caracterização do solo após o segundo plantio	36
6.6 Metais	50
6.6.1 Análises de Componentes Principais (PCA) – Solo	52
6.7 Nutrição e desenvolvimento das plantas ao final do segundo plantio	58
6.7.1 Nutrientes na parte foliar	58
6.7.2 Análise de componentes principais (PCA) – Planta	61
6.7.3 Desenvolvimento e produtividade da cultura	65
6.8 Avaliação da indução da supressividade do solo	69

6.9 Lixiviação de nutrientes e metais	71
7. CONCLUSÕES	75
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1	(a) Área experimental para uso agrícola de efluentes e (b) poço de coleta e recolhimento de líquidos lixiviados	20
Figura 5.2	<i>Meloidogyne incognita</i> . (a) Ovo. (b) Indivíduo. Aumento: 100X	25
Figura 5.3	Desenvolvimento dos sintomas. (a) Quiabeiros com 25 dias de plantio. (b) Quiabeiros após 55 dias da inoculação (b).	25
Figura 5.4	Localização dos scores e loadings nos quadrantes	30
Figura 6.1	Valores de pH do solo	37
Figura 6.2	Teores de matéria orgânica no solo	38
Figura 6.3	Concentrações de NO_3^- no solo	39
Figura 6.4	Concentrações de NH_4^+ no solo	40
Figura 6.5	Concentrações de P no solo	40
Figura 6.6	Concentrações de K^+ no solo	41
Figura 6.7	Concentrações de Ca^{2+} no solo	42
Figura 6.8	Concentrações de Mg^{2+} no solo	42
Figura 6.9	Teores de Al^{3+} no solo	44
Figura 6.10	Teores de Na^+ no solo	45
Figura 6.11	Porcentagem de sódio trocável (PST)	46
Figura 6.12	Soma de bases trocáveis (SB)	47
Figura 6.13	Capacidade de troca de cátions efetiva (CTCe)	47
Figura 6.14	Índice de saturação por alumínio (m%)	48
Figura 6.15	Índice de saturação por bases (V%)	48
Figura 6.16	Condutividade elétrica do estrato de saturação do solo (CE_{es})	49
Figura 6.17	Concentrações de Fe^{2+} no solo	50
Figura 6.18	Concentrações de Cu^{2+} no solo	51
Figura 6.19	Concentrações de Zn^{2+} no solo	51
Figura 6.20	Concentrações de Mn^{2+} no solo	52
Figura 6.21	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Scores. Solo	55
Figura 6.22	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Loadings. Solo	55
Figura 6.23	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Scores. Solo	56
Figura 6.24	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Loadings. Solo	56
Figura 6.25	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Scores. Solo	57
Figura 6.26	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Loadings. Solo	57
Figura 6.27	Teores de NO_3^- em tecido foliar	58
Figura 6.28	Teores de P em tecido foliar	59
Figura 6.29	Teores de K em tecido foliar	59
Figura 6.30	Teores de Fe em tecido foliar	60
Figura 6.31	Teores de Zn em tecido foliar	60
Figura 6.32	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Scores. Planta	62
Figura 6.33	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Loadings. Planta	63
Figura 6.34	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Scores. Planta	63
Figura 6.35	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Loadings. Planta	64
Figura 6.36	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Scores. Planta	64
Figura 6.37	Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Loadings. Planta	65

Figura 6.38	Desenvolvimento das plantas. (a) Plantas irrigadas com água de abastecimento. (b) Plantas irrigadas com efluente tratado.	66
Figura 6.39	Plantas submetidas ao tratamento E+I+P	69
Figura 6.40	Plantas submetidas ao tratamento E+I	69
Figura 6.41	Plantas submetidas ao tratamento A+I+NPK	70
Figura 6.42	Plantas submetidas ao tratamento A+I	70
Figura 6.43	Sintoma – folhas murchas nas horas mais quentes do dia. Tratamento E+I.	70
Figura 6.44	Aparência dos frutos das plantas infestadas com ovos de <i>Meloidogyne incógnita</i>	71
Figura 6.45	Concentrações lixiviadas de N-NO ₃ ⁻ , P e K ⁺	73
Figura 6.46	Concentrações lixiviadas de Ca ²⁺ , Mg ²⁺ e Na ⁺	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1	Valores Máximos Permitidos (VMP) para os usos considerados preponderantes.	8
Tabela 4.2	Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Intervenção (VI) para as classes de águas subterrâneas	8
Tabela 4.3	Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Intervenção (VI) para solo	8
Tabela 4.4	Concentrações máximas permitidas dos parâmetros de qualidade da água residuária destinada ao uso agrícola	11
Tabela 5.1	Fases de desenvolvimento da cultura	21
Tabela 5.2	Tratamentos aplicados ao experimento	22
Tabela 5.3	Metodologias aplicadas em análises de solo	27
Tabela 5.4	Metodologias aplicadas em análises de planta	28
Tabela 6.1	Caracterização físico-química da água de abastecimento	30
Tabela 6.2	Caracterização físico-química do efluente tratado	31
Tabela 6.3	Aporte de nutrientes no primeiro plantio (estação chuvosa)	33
Tabela 6.4	Aporte de nutrientes no segundo plantio (estação seca)	33
Tabela 6.5	Caracterização do solo natural nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm)	34
Tabela 6.6	Caracterização do solo nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm), após o primeiro plantio	35
Tabela 6.7	Peso dos scores (amostras). Solo	53
Tabela 6.8	Peso dos loadings (variáveis). Solo	53
Tabela 6.9	Peso dos scores (amostras). Planta	61
Tabela 6.10	Peso dos loadings (variáveis). Planta	62
Tabela 6.11	Componentes de produtividade da cultura ao final do ciclo	67
Tabela 6.12	Acompanhamento do desenvolvimento vegetativo da cultivar	67
Tabela 6.13	Avaliação da reprodução dos fitopatógenos	68

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A+I	Tratamento submetido à irrigação com água de abastecimento e infestação com <i>Meloydogine incognita</i>
A+I+NPK	Tratamento submetido à irrigação com água de abastecimento, infestação com <i>Meloydogine incognita</i> e adubação com NPK
A+NPK	Tratamento submetido à irrigação com água de abastecimento e adubação com NPK
Al³⁺	Alumínio trocável
B	Boro
BO₃³⁻	Forma de assimilação do boro pelas plantas
B₄O₇²⁻	Forma de assimilação do boro pelas plantas
Ca²⁺	Cálcio trocável
CC	Umidade na capacidade de campo
CE_{es}; CE	Condutividade elétrica do estrato saturado do solo
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – São Paulo
CF	Coliformes fecais
Cl⁻	Cloro
cmol_c/dm³	Centimol de carga por decímetro cúbico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de troca de cátions
CTCe	Capacidade de troca de cátions efetiva
CV	Coefficiente de variação
Cu²⁺	Cobre
DBO₅	Demanda bioquímica de oxigênio a 5 dias
DMS	Diferença mínima significativa
DQO	Demanda química de oxigênio
DTPA	Ácido dietilenotriaminopentacético
δ	Desvio padrão
E+I	Tratamento submetido à irrigação com efluente tratado e infestação com <i>Meloydogine incognita</i>
E+I+P	Tratamento submetido à irrigação com efluente tratado, infestação com <i>Meloydogine incognita</i> e adubação com P
E+P	Tratamento submetido à irrigação com efluente tratado e adubação com P
EDTA	Ethylenediamine tetraacetic acid (ácido etilenodiamino tetra-acético)
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
Fe²⁺	Ferro
FIA	Flow Injection Analysis (análise de injeção de fluxo)
FR	Fator de reprodução
H⁺	Íon hidrogênio
H₂BO₃⁻	Forma de assimilação do boro pelas plantas
HBO₃²⁻	Forma de assimilação do boro pelas plantas
H₃BO₃	Forma preferencial de assimilação do boro pelas plantas
IPA	Instituto de Pesquisas Agropecuárias de Pernambuco
K⁺	Potássio disponível
KCl	Cloreto de potássio

K₂O	Óxido de potássio
m%	Índice de saturação por alumínio
mmol/L	Milimol de carga por litro
MgO	Óxido de magnésio
Mn²⁺	Manganês
Mo	Molibdênio
MO	Matéria orgânica
MoO₄²⁻	Forma de assimilação do molibdênio pelas plantas
n	Número de amostras
N	Nitrogênio
ns	Não significativo
Na⁺	Sódio trocável
NaOH	Hidróxido de sódio
NH₄⁺	Amônio
NMP	Número mais provável
NO₃⁻	Nitrato
P	Fósforo disponível
PCA	Principal Components Analysis (análise de componentes principais)
PC	Principal Componente (componente principal)
Pf	População final
pH	Potencial hidrogeniônico
Pi	População inicial
PMP	Ponto de murcha permanente
P₂O₅	Pentóxido de fósforo
PST	Porcentagem de sódio trocável
ρ	Porcentagem de probabilidade
RAS	Relação de adsorção de sódio
SB	Soma de bases
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TFSA	Terra fina seca ao ar
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente)
WHO	World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)
Zn²⁺	Zinco

EFEITOS DA IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE TRATADO SOBRE O SISTEMA SOLO – PLANTA (MILHO) E INDUÇÃO DA SUPRESSIVIDADE A DOENÇAS CAUSADAS POR NEMATÓIDES

RESUMO

Os efluentes tratados apresentam grande potencial de aplicação na agricultura, por possuírem teores de nutrientes e matéria orgânica capazes de melhorar as características químicas de solos, e assim, induzir a supressividade de solos a doenças de planta causadas por fitopatógenos. O objetivo deste trabalho foi fornecer subsídios técnicos para a fertirrigação de milho (*Zea mays* L.) com o efluente de um reator do tipo UASB, operando em escala real, e avaliar a indução da supressividade de solos a doenças de plantas causadas por nematóides do gênero *Meloydogine*. O experimento foi conduzido na área de uso de efluentes tratados pertencente à Universidade Federal de Pernambuco, localizada na ETE Mangueira, em Recife – PE, que dispunha de 24 lisímetros de drenagem. Os tratamentos aplicados foram: irrigação com água de abastecimento (T1); irrigação com água de abastecimento mais aplicação de NPK (T2); irrigação com água de abastecimento mais infestação com *Meloydogine incógnita* (T3); irrigação com água de abastecimento mais aplicação de NPK e infestação com *Meloydogine incógnita* (T4); irrigação com efluente tratado (T5), irrigação com efluente tratado mais aplicação de P (T6); irrigação com efluente tratado mais infestação com *Meloydogine incógnita* (T7); irrigação com efluente tratado mais aplicação de P e infestação com *Meloydogine incógnita* (T8). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com três repetições. O sistema de irrigação utilizado foi localizado por gotejamento e o manejo da irrigação foi realizado em turno variável através do monitoramento do potencial matricial da água no solo em tensiômetros. Os resultados mostraram que a fertirrigação com efluente tratado foi capaz de acumular nutrientes e metais na camada superficial do solo (0-20 cm). No entanto, estatisticamente houve diferenças significativas entre: as concentrações de NO_3^- dos tratamentos T5 e T4; as concentrações de NH_4^+ dos tratamentos T8, T6 e T5 e os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento; a concentração de P do tratamento T6 e as concentrações de P registradas nos tratamentos T1, T2 e T3; a concentração de K^+ do tratamento T5 e as concentrações de K^+ dos tratamentos T1 e T3; a concentração de Ca^{2+} registrada no tratamento T8 e as concentrações desse elemento encontradas em todos os tratamentos irrigados com água de abastecimento. A fertirrigação também elevou as concentrações de Na^+ e Al^{3+} , mas os valores encontrados não foram capazes de provocar danos ao solo, como sodicidade, toxidez por alumínio ou salinidade. Estatisticamente, os valores de PST verificados no solo que recebeu a adição do efluente tratado não atingiram o valor crítico de 15% e não houve diferenças significativas entre os resultados dos tratamentos. Os resultados de RAS também não foram significativos, o que confirma a ausência do risco de sodicidade do solo. A fertirrigação elevou o pH do solo, mas este não afetou o desenvolvimento da cultura. Estatisticamente, apenas houve diferenças significativas entre os tratamentos T6 e T8 e o tratamento T2. Com relação à matéria orgânica, apenas os tratamentos T7 e T8 foram significativamente diferentes do tratamento T1. No caso da CTC efetiva, o tratamento T8 foi o único a apresentar diferença significativa quando comparado com os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. Com relação aos metais no solo, as concentrações de Fe^{2+} e Zn^{2+} do tratamento T6 apresentaram diferenças significativas quando comparadas com todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. No caso das concentrações de Cu^{2+} do solo, os resultados

mostraram que os tratamentos T6 e T7 diferiram significativamente dos tratamentos T1 e T3. Os resultados obtidos para o Mn^{2+} mostraram que a diferença significativa ocorreu entre os tratamentos T6 e T8 e os tratamentos T1 e T3. A fertirrigação com o efluente tratado foi capaz de acumular nutrientes e metais no tecido foliar das plantas. No entanto, apenas houve diferenças significativas entre os teores de N encontrados nas plantas submetidas aos tratamentos T6 e T8 e os teores desse elemento encontrados nas plantas submetidas aos tratamentos irrigados com água de abastecimento. No caso do P, isto ocorreu entre o tratamento T6 e os tratamentos T1 e T3. Com relação aos teores de K em tecido foliar, houve diferenças significativas entre todos os tratamentos irrigados com o efluente tratado e os tratamentos T1 e T3. A respeito dos metais, tanto os valores de Fe^{2+} como de Zn^{2+} , encontrados no tecido foliar das plantas irrigadas com o efluente tratado, não ficaram dentro da faixa de teores adequados para o desenvolvimento das plantas de milho. As plantas fertirrigadas com o efluente tratado apresentaram melhores desenvolvimento e produtividade. Mas apenas os tratamentos T6 e T8 apresentaram diferenças significativas quando comparados com os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. A fertirrigação diminuiu a densidade de ovos e o FR do *Meloidogyne incognita* nas raízes das plantas, além de melhorar a resistência das plantas aos sintomas da doença provocada pelo nematóide. No entanto, só o tratamento T3 apresentou diferença significativa quando comparado com os outros tratamentos (T4, T7 e T8), que apresentaram melhores resultados. Como a supressividade pode ser induzida por diversos fatores, bióticos e abióticos, os resultados apresentados neste trabalho foram atribuídos aos aumentos nos valores de pH, na CE_{es} , na CTC efetiva e nos teores de M.O, Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} nas plantas irrigadas com o efluente tratado. Além disso, as plantas submetidas aos tratamentos irrigados com o efluente tratado apresentaram maiores teores de N e Zn no tecido foliar. A respeito dos elementos lixiviados, houve um aumento nas concentrações de nutrientes lixiviados, principalmente de $N-NO_3^-$ e Na^+ . As concentrações de $N-NO_3^-$ lixiviadas foram maiores que a permitida para manter a qualidade das águas subterrâneas (10 mg $N-NO_3^-/L$, para consumo humano; Resolução N° 369 do CONAMA/2008). Dentre os metais, o Fe foi o elemento que apresentou maiores concentrações lixiviadas.

Palavras-chave: fertirrigação; milho; supressividade.

EFFECTS OF IRRIGATION WITH TREATED EFFLUENT ON SOIL – PLANT (MAIZE) SYSTEM AND INDUCEMENT OF SUPPRESSIVENESS TO DISEASES CAUSED BY NEMATODES

ABSTRACT

The treated effluents have great potential for application in agriculture, due to certain levels of nutrients and organic material that can improve the chemical characteristics of soils and thus induce suppressiveness of soils to plant diseases caused by phytopathogens. The objective of this work was to provide technical subsidies for the fertirrigation of corn (*Zea mays* L.) with the effluent of a UASB reactor, operating at real scale, and to evaluate the inducement to suppressiveness of soils to diseases of plants caused by nematodes of the *Meloidogine* genus. The experiment was conducted in the area of use of treated effluents belonging to Federal University of Pernambuco, located in ETE Mangueira, Recife - Brazil, which had 24 drainage lysimeters. The treatments applied were: irrigation with supply water (T1), irrigation with supply water further application of NPK (T2), irrigation with supply water further infestation *Meloidogine incognita* (T3), irrigation with supply water further application of NPK and infested with *Meloidogine incognita* (T4), irrigation with treated effluent (T5), irrigation with treated effluent further application of P (T6), irrigation with treated effluent further infestation with *Meloidogine incognita* (T7), irrigation with treated effluent further application of P and infested with *Meloidogine incognita* (T8). The experimental design was completely randomized, with three replications. The irrigation system used was located irrigation by dripping and management of irrigation was carried at variable period by monitoring of the matrix potential of water in the soil at tensiometers. The results showed that the fertirrigation with treated effluent was able to accumulate nutrients and metals in the soil surface layer (0-20 cm). However, statistically significant differences were found among: the concentration of NO_3^- of the treatments T4 and T5; the concentration of NH_4^+ of the treatments T6, T6 and T8 and the treatments submitted to irrigation with supply water; the concentration of P of the treatment T6 and the concentration of P of the treatments T1, T2 and T3; the concentration of K^+ of the treatment T5 and the concentration of K^+ of the treatments T1 and T3; the concentration of Ca^{2+} recorded in treatment T8 and the concentration of that element found in all treatments irrigated with supply water. The fertirrigation also increased the concentration of Na^+ and Al^{3+} , but the values found are not capable of causing damage to soil, as sodicity, salinity or toxicity for Al. The values of PST found in soil that received the addition of the treated effluent did not reach the critical value of 15% and there were not significant differences among the results of treatments. The results of RAS were also not significant. What confirms the absence of the risk of soil sodicity. The fertirrigation increased the pH of soil, but this did not affect the development of culture. Statistically, there were significant differences among treatments T5, T6 and treatment T2. With respect to organic material, only the treatments T5 and T8 were significantly different of treatment T1. In the case of CTC effective, treatment T8 was the only one to present significant difference with respect to treatments submitted to irrigation with supply water. With regard to concentration of Fe^{2+} and Zn^{2+} in soil, the treatment T6 showed significant differences when compared with all treatments subjected to irrigation with supply water. With respect to concentration of Cu^{2+} of the soil, the results showed that treatments T5 and T8 differed significantly from the T1 and T3. In the case of Mn^{2+} , that occurred among treatments

T5 and T8 and treatments T1 and T3. The fertirrigation with the treated effluent was able to accumulate metals and nutrients in leaf tissue of plants. However, there were significant differences among the levels of N found in plants subjected to treatments T5 and T8 and the levels of that element found in plants subjected to the treatments irrigated with Water. In the case of P, that occurred among the treatment T6 and treatment T1 and T3. Regarding the contents of K^+ in leaf tissue, there were significant differences among all treatments irrigated with treated effluent and treatments T1 and T3. In respect of metals, both the values of Fe^{2+} as Zn^{2+} found in leaf tissue of plants irrigated with treated effluent were not within the range of levels appropriate to the development of corn plants. The plants fertirrigated with the treated effluent showed better development and productivity. But the treatments T6 e T8 showed significant differences when compared with the treatments subjected to irrigation with supply water. The fertirrigation reduced the density of eggs and the FR of *Meloidogyne incognita* in roots of plants, in addition to improving the resistance of plants to the disease symptoms caused by the nematode. However, only treatment T3 was significantly different when compared with other treatments (T4, T7 and T8), which showed better results. The suppressiveness can be induced by various factors, biotics and abiotics, the results presented in this work were attributed to increases in values of pH, CE_{es} , CTC effective and organic material, Ca^{2+} , Mg^{2+} and Al^{3+} in plants irrigated with treated effluent. Moreover, the plants subjected to the treatments irrigated with treated effluent showed higher levels of N and Zn in leaf tissue. There was an increase in concentrations of leached nutrients, mainly of $N-NO_3^-$ and Na^+ . In respect of the elements leached, the concentrations of leached $N-NO_3^-$ were higher than the permitted to maintain the quality of groundwater (10 mg $N-NO_3^-/L$, for human consumption; Resolution N° 369 of CONAMA/2008). Among the metals, Fe was the element that showed the highest leached concentrations.

Key words: fertirrigation; corn; supressiveness.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma das maiores reservas de água do planeta, no entanto, nem todos os brasileiros têm acesso a essa água em quantidade e qualidade satisfatórias, e isso não ocorre apenas em regiões áridas e semi-áridas, onde a escassez de recursos hídricos é um fator limitante para o seu desenvolvimento, mas também em outras localidades que sofrem com esse problema, devido à poluição de mananciais, às altas concentrações populacionais e atividades econômicas.

Como toda água disponível precisa atender a diversos fins, dentre eles, o consumo humano, agrícola, animal e industrial, o uso de água está ficando cada vez mais difícil, já que o aumento por sua demanda é proporcional ao crescimento populacional e industrial. E não é só isso, o uso irracional e a administração deficiente causam o esgotamento de muitas fontes de água e põem em risco a saúde e a economia das comunidades. Por essa razão, planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram, continuamente, novas fontes de recursos para tentar contornar esse problema.

Há pouco mais de uma década, depois de uma longa tramitação no Congresso Nacional, foi promulgada a Lei 9.433/97, que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos, e definiu a água como um bem de domínio público com gestão descentralizada e participativa. No entanto, mesmo com a promulgação dessa Lei, a qualidade dos rios ainda não tem melhorado satisfatoriamente. Desta forma, é relevante e fundamental, na gestão de recursos hídricos, a utilização de subprodutos de estações de tratamento de esgotos, como o efluente tratado (água e nutrientes) e a biomassa estabilizada (lodo de descarte), particularmente aqueles de origem doméstica, os quais devem ser considerados, sempre que possível, como fontes alternativas para usos menos restritos.

Dentro desse cenário que envolve o conflito do uso da água, a agricultura se destaca como uma atividade que demanda uma quantidade de água relativamente alta, especialmente em lugares onde as chuvas são escassas. Além disso, os sistemas de irrigação desperdiçam boa parte da água utilizada na agricultura e o uso irracional de fertilizantes minerais e agrotóxicos também contribui para a contaminação dos cursos de água. Na agricultura, a utilização de tecnologias apropriadas para o aproveitamento de fontes alternativas para usos menos restritos, se constitui hoje, em conjunção com a

melhoria da eficiência do uso e do controle da demanda, uma estratégia básica para a solução do problema da escassez universal de água.

Ao considerar os aspectos agronômicos, o uso de efluentes tratados, devido a sua composição química, fornece nutrientes ao solo, tais como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), que são essenciais ao desenvolvimento das culturas. Na composição do efluente tratado também podem ser encontrados menores concentrações de alguns metais, como ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn), que são micronutrientes, por serem requeridos pelas plantas em pequenas quantidades.

É importante ressaltar que, além dos benefícios ambientais, o uso de efluentes tratados na agricultura também proporciona uma economia agrícola, principalmente para os pequenos e médios produtores, por reduzir as concentrações de fertilizantes minerais utilizadas para suprir as necessidades da maioria das culturas, mais principalmente de N, que é um nutriente limitante ao desenvolvimento das culturas e se encontra em quantidades relativamente altas nos efluentes tratados.

Segundo Araújo e Bettiol (2005), o uso dos subprodutos de estações de tratamento de esgotos (lodo e efluente tratado) altera propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, devido às concentrações de macro e micronutrientes, além da matéria orgânica. Essas alterações podem proporcionar benefícios, tais como, aumento da disponibilidade nutricional às culturas, indução da supressividade a fitopatógenos presentes no solo e resistência às doenças da parte aérea. Por outro lado, os mesmos podem influenciar negativamente o equilíbrio biológico e químico no solo, em consequência da presença de N disponível, sais solúveis e metais pesados, se um manejo inadequado for adotado.

A supressividade pode ser resultado de fatores bióticos e/ou abióticos, sendo diversos e complexos os mecanismos envolvidos. As interações microbianas em alguns solos podem, naturalmente, prevenir o estabelecimento de patógenos ou inibir as suas atividades patogênicas (Ghini e Leoni, 2005).

Os nematóides das galhas, do gênero *Meloidogyne*, representam uma das principais pragas para diversas culturas de importância agrícola no Brasil e no mundo. As espécies de nematóides que apresentam maior dispersão geográfica são *M. incognita*, *M. javanica*, *M. arenaria* e *M. hapla*. A primeira ocorrência de nematóides do gênero *Meloidogyne* parasitando raízes de plantas de milho, que não se

desenvolveram, foi relatada no Brasil em 1986, tendo sido identificado como *Meloidogyne incognita* raça 3 (Pinto, 2000; Viana *et al.*, 2001; Randig *et al.*, 2004).

Esses nematóides danificam o sistema radicular das plantas, chegando a comprometer a absorção de água e nutrientes e, conseqüentemente, o desenvolvimento das plantas, ao reduzir seu crescimento. Plantas atacadas por fitopatógenos apresentam sintomas de deficiências minerais e baixa produção, e seus sistemas radiculares são menos eficientes na absorção de água e nutrientes da solução do solo. Além disso, os prejuízos causados pelos nematóides, em áreas cultivadas, podem inviabilizar a utilização dessas áreas para novos cultivos, tornando, assim, antieconômica a exploração de certas culturas em determinadas áreas (Pinto, 2000; Oliveira *et al.*, 2005).

Na tentativa de diminuir as populações de nematóides, abaixo do nível de prejuízo econômico, vários métodos de controle têm sido pesquisados nos últimos anos. O controle de nematóides pode ser alcançado em sistemas agrícolas através da interação de diferentes técnicas de controle. Essas técnicas de controle podem ser os usos de cultivares resistentes ou tolerantes aos nematóides, de agentes de controle biológicos (incorporação de antagonistas ou o estímulo da sua população) e de métodos de controle físicos, como a rotação de culturas com plantas não hospedeiras; a incorporação de matéria orgânica, além do controle químico, que é uma atividade de destaque por apresentar resultados imediatos (Bridge, 1996; Freitas *et al.*, 2001; Oliveira *et al.*, 2005).

Além do benefício nutricional para as plantas, é importante destacar a presença de microrganismos patogênicos nos efluentes tratados, que podem representar riscos de transmissão de doenças, dependendo do uso e da forma de irrigação das culturas. Por isso, para viabilizar o uso desses subprodutos na agricultura é de primordial interesse que sejam atingidos os níveis de remoção de microrganismos patogênicos, estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (Ayres e Duncan, 1996), para uso de efluentes tratados na agricultura, os quais são classificados por grupos indicadores, como coliformes termotolerantes e ovos de helmintos. No entanto, quando se trata da irrigação de culturas para processamento industrial, essa é feita por sistemas localizados, como o gotejamento, nos quais não há exposição humana direta, a Organização Mundial de Saúde não faz recomendações da qualidade microbiológica do efluente tratado, com relação a nematóides intestinais e coliformes fecais.

A utilização de tecnologias apropriadas para o aproveitamento dos efluentes tratados, constitui hoje uma estratégia básica para a solução do problema do aumento da

demanda de água potável. Atualmente, encontram-se na literatura vários trabalhos que comprovaram a possibilidade de haver alterações nas características físicas e químicas do solo e das plantas, após o uso de efluentes tratados como fonte de nutrientes e água, associados ou não a fertilizantes minerais. Assim, desde que o sistema solo-planta esteja em equilíbrio, a retenção dos componentes do efluente tratado é induzida devido à incorporação dos elementos na matéria seca das plantas, o que resulta em diminuição da disposição de concentrações excessivas desses no solo e em meio aquático.

Nos últimos anos, a cultura do milho (*Zea mays* L.) no Brasil vem passando por importantes mudanças tecnológicas, resultando em aumentos significativos da produtividade. Entre essas tecnologias, destaca-se a necessidade da melhoria na qualidade dos solos, visando uma produção sustentável. Essa melhoria na qualidade dos solos está geralmente relacionada ao seu adequado manejo, que inclui, entre outras práticas, a rotação de culturas, o plantio direto e o manejo da fertilidade. O milho será utilizado neste trabalho como planta teste, devido a sua adequabilidade e boa resposta experimental. Além disso, essa espécie tem crescido em importância econômica no estado de Pernambuco, devido à necessidade de grãos para a produção de ração destinada ao crescente mercado avícola desse estado.

Com base nessas informações, este trabalho pretende contribuir para viabilizar tecnicamente uma fonte alternativa de água e nutrientes para a cultura do milho, ao propor estudar o efeito da fertirrigação com o efluente de um reator do tipo UASB nas características químicas do solo, no desenvolvimento da cultura de milho e na indução da supressividade de solos a doenças de plantas causadas por nematóides. Além disso, este estudo também é uma contribuição sócio-econômica bastante significativa que pode ser agregada à gestão de recursos hídricos, por meio da conservação da água, ao minimizar danos ambientais, provocados pelo lançamento de esgotos nos corpos de água, e reduzir riscos à saúde, provocados pela irrigação indiscriminada com esgotos.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Fornecer subsídios técnicos para a fertirrigação de milho (*Zea mays* L.) com efluente e estudar a indução da supressividade de solos a doenças de plantas causadas por nematóides.

2.2 Específicos

- i. Estudar a supressividade do solo a doenças de plantas causadas por *Meloidogyne incognita*, em solo fertirrigado com efluente tratado.
- ii. Analisar as alterações químicas no solo provocadas pela fertirrigação com efluente tratado.
- iii. Avaliar a contaminação do solo por metais pesados, decorrentes da fertirrigação com efluente tratado.
- iv. Avaliar a lixiviação de nutrientes e metais pesados em solos fertirrigados com efluente tratado.
- v. Avaliar o desempenho da cultura do milho fertirrigada com efluente tratado.
- vi. Determinar a absorção de nutrientes e metais pesados em plantas de milho fertirrigadas com efluente tratado.

3. HIPÓTESES

- i. Os tratamentos com efluente tratado provocam acúmulos de nutrientes e metais pesados em plantas e solo.
- ii. A fertirrigação com efluente tratado diminui a necessidade do uso de fertilizantes minerais.
- iii. A fertirrigação com efluente tratado induz ou potencializa a supressividade do solo a doenças de plantas causadas por nematóides.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Reúso de esgotos tratados como ferramenta de gestão dos recursos hídricos

Atualmente, a agricultura depende do suprimento de água de forma que, a sustentabilidade da produção de alimentos, não poderá ser mantida sem que critérios inovadores de gestão sejam estabelecidos e implantados a curto prazo. Com base neste aspecto, o uso consciente e planejado de águas de drenagem agrícola, salobras, de chuva e, principalmente, esgotos domésticos e industriais, constitui o mais moderno e eficaz instrumento de gestão dos recursos hídricos nacionais.

O tratamento de esgoto doméstico para posterior utilização na agricultura é uma atividade coerente com a proposta sustentável de gerenciamento dos recursos hídricos,

pois proporciona economia de água de boa qualidade, impede a poluição provocada pelos esgotos e proporciona a fertilização do solo (Lima et al, 2004).

Os esgotos gerados pela atividade industrial e pela população constituem um problema sério, principalmente devido aos volumes produzidos diariamente e à forma inadequada de descarte (Andrade e Mattiazzo, 2000). Em algumas regiões, onde a escassez de água potável é muito grande, o uso de esgotos tratados na agricultura constitui a única fonte disponível para a irrigação e, mesmo que os rendimentos obtidos não sejam os máximos, essa prática representa retornos econômicos importantes. O setor agrícola é responsável por cerca de 70% da água consumida no Brasil. Além disso, a atividade agrícola é a que tem as maiores perdas de água (70,1% das perdas globais do recurso do planeta) (Pereira *et al.*, 2003).

Estão presentes na composição dos efluentes tratados, os principais nutrientes utilizados pelas plantas são N, P e K, além de outros igualmente importantes como, por exemplo, S, Ca e Mg que, devido às suas concentrações na planta, são denominados macronutrientes. Além desses, também fazem parte da composição dos esgotos metais como Fe, Cu, Mn e Zn, que são considerados como micronutrientes, uma vez que são requeridos em menor quantidade pelas plantas. A presença desses nutrientes no efluente tratado constitui uma das grandes vantagens da utilização de efluentes domésticos tratados na fertirrigação de culturas.

A reciclagem de nutrientes provenientes de resíduos orgânicos é fundamental para manter a produção de áreas agricultáveis e restabelecer a vegetação em áreas degradadas, porém a utilização desses resíduos deve ser monitorada e aplicada em áreas com vegetação constante, para promover ciclagem dos nutrientes, na forma de matéria orgânica, estabelecendo um equilíbrio iônico no complexo solo-planta. A perda iônica se manifesta em custos sociais e econômicos, devido ao empobrecimento da capacidade produtiva do solo, e pelo custo ambiental responsável pelos fenômenos adversos à humanidade, como a poluição das águas subterrâneas (Paglia *et al.*, 2007).

A maior parte do N presente nas águas residuárias está na forma orgânica, a qual pode ser mineralizada após sua disposição no solo. Essa mineralização ocorre por meio de hidrólise enzimática, que é produzida pela atividade da microbiota do solo e de outros processos de degradação do material orgânico (Santos *et al.*, 2006c).

A mineralização do N – orgânico presente nas águas residuárias libera para a solução do solo, íons inorgânicos como o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+), que, em excesso, podem contaminar águas superficiais e subterrâneas. Por essa razão, o NO_3^-

normalmente é utilizado como indicador de contaminação de águas subterrâneas em áreas onde há aplicação do efluente tratado no solo, já que, o NO_3^- é um ânion que apresenta grande mobilidade no solo e pode ser lixiviado em grandes quantidades, podendo contaminar os aquíferos subterrâneos. Uma vez em águas subterrâneas, o NO_3^- apresenta alta persistência e, também, mobilidade, o que pode provocar a contaminação de áreas extensas, tornando a remediação dessas águas mais lenta e onerosa.

Segundo a CETESB (São Paulo, 2007), as águas subterrâneas apresentam, geralmente, concentrações de NO_3^- no intervalo de 0,1 – 10 N- NO_3^- mg/L. Porém, as concentrações em águas poluídas podem chegar a 1000 N- NO_3^- mg/L. A título de comparação, a água do mar possui, aproximadamente, 1,0 mg/L de N- NO_3^- . Logo, para fins de prevenção, concentrações de N- NO_3^- acima de 5,0 mg/L, para a CETESB, indicam uma alteração do equilíbrio natural da qualidade das águas subterrâneas, principalmente por influência antrópica.

Dentre as principais atividades causadoras de contaminação de águas subterrâneas por NO_3^- , estão a aplicação de fertilizantes e insumos nitrogenados e, atualmente, a disposição de efluentes tratados no solo. O NO_3^- em excesso é tóxico, por causar uma doença denominada metaemoglobinemia infantil que é letal para crianças, em que o NO_3^- é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre (Piveli e Kato, 2006).

Em processos de tratamento de esgotos, cujo destino final dos efluentes tratados é as águas superficiais, a remoção de nutrientes é fundamental para atenuar o processo de eutrofização e outros impactos ambientais. No entanto, para o uso agrícola desses efluentes tratados, é interessante manter as altas concentrações de nutrientes, principalmente N e P, já que eles vão substituir ou complementar a adubação mineral.

Ao considerar a necessidade de se promover a proteção da qualidade das águas subterrâneas, uma vez que poluídas ou contaminadas, sua remediação é lenta e onerosa, a Resolução Nº 396 do CONAMA (Brasil, 2008) estabelece que a aplicação e disposição de efluentes e de resíduos no solo deverão observar os critérios e exigências definidas pelos órgãos competentes e não poderão conferir às águas subterrâneas características em desacordo com o seu enquadramento. Os Valores Máximos Permitidos (VMP) de alguns parâmetros de potabilidade estão descritos na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Valores Máximos Permitidos (VMP) para os usos considerados preponderantes.

Parâmetros	VMP Consumo Humano	VMP Dessedentação Animal	VMP Irrigação	VMP Recreação
Unidade – mg/L				
Cu dissolvido	2,0	0,5	0,2	1,0
Fe dissolvido	0,3	-	5,0	0,3
Mn dissolvido	0,1	0,05	0,2	0,1
N – NO ₃ ⁻	10,0	90,0	-	10,0
Na	200,0	-	-	300,0
Zn total	5,0	24,0	2,0	5,0

Fonte: RESOLUÇÃO Nº 396, CONAMA (Brasil, 2008)

Na Tabela 4.2 podem ser observados os Valores de Referência de Qualidade (VRQ), para Cu, Fe dissolvido, Mn, NO₃⁻ (expresso em N) e Zn, definidos pelos órgãos competentes, de acordo com o Art. 6º da Resolução Nº 396. Para o solo, os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Intervenção (VI), de acordo com as normas da CETESB (São Paulo, 2005), estão na Tabela 4.3.

Tabela 4.2: Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Intervenção (VI) para as classes de águas subterrâneas

Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3 ^a	Classe 4 ^b
VRQ ^c e VI ^d – mg/L				
Cu	VI = 2,0			
Fe dissolvido	VRQ < 0,3	VRQ > 0,3	VRQ = 0,3	VRQ = 5,0
Mn	VI = 0,4			
N – NO ₃ ⁻ (*)	VRQ < 10,0	VRQ > 10,0	VRQ = 10,0	VRQ = 90,0
Zn	VI = 5,0			

Fonte: RESOLUÇÃO Nº 396, CONAMA (Brasil, 2008); CETESB (São Paulo, 2007).

* O VI para o N-Nitrato é de 10 mg/L.

^a Para a Classe 3, quando o VRQ for superior ao VMP de referência, o primeiro será adotado como padrão da classe.

^b Para a Classe 4, quando o VRQ for superior ao VMP de referência, o primeiro será adotado como padrão da classe.

^c VRQ – Valor Máximo de Referência: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea.

^d VI – Valor de Intervenção: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana.

Tabela 4.3: Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Intervenção (VI) para o solo

Parâmetros	VRQ	VI
mg/kg de peso seco		
Cu	35,0	2,0
Fe	-	0,3
Mn	-	0,4
N – NO ₃ ⁻	-	10,0
Zn	60,0	5,0

Fonte: CETESB (São Paulo, 2005).

Para que as diferentes alternativas de tratamento de esgotos e manejo agrícola estejam disponíveis para a população, é importante que o ponto de partida para disseminação de tecnologia, em bases racionais, seja o desenvolvimento de pesquisas científicas, em escala piloto ou real, a fim de evitar que o uso de efluentes tratados se converta em veículo de transmissão de doenças.

Mais de 10% da população mundial consome alimentos irrigados com água residuária. Esta porcentagem será consideravelmente maior entre populações em países pobres, onde há regiões áridas e semi-áridas. Tanto as águas residuárias tratadas como as não tratadas são usadas diretamente ou indiretamente na irrigação em países desenvolvidos e menos desenvolvidos (WHO, 2006a).

4.2 Tratamento de esgotos para uso agrícola

Atualmente, o problema da poluição ambiental e a degradação dos recursos naturais exigem técnicas de tratamento de esgotos menos onerosas. Para a prática de utilização de subprodutos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), efluente tratado e lodo de esgoto, a qualidade da água utilizada e o objeto específico do uso estabelecerão os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados e os custos de capital, de operação e manutenção associados.

Os esgotos domésticos têm composição complexa, a qual varia de acordo com os hábitos da população e oferta de água pelo sistema de abastecimento, como por exemplo: compostos orgânicos de cadeia longa; carboidratos; proteínas; lipídeos; aminoácidos; metais; bactérias; vírus e protozoários. Com vistas à utilização dos esgotos tratados na agricultura, é importante que seja promovida a remoção da maior parcela da matéria orgânica (estabilização), para evitar a proliferação de maus odores e vetores transmissores de doenças, e de microrganismos patogênicos.

O processo de transformação da matéria orgânica pela fermentação anaeróbia é uma técnica bastante utilizada no tratamento de esgotos, tais como aqueles de origem doméstica, através da implantação de reatores anaeróbios, principalmente os reatores de manta de lodo e fluxo ascendentes (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB), com pós-tratamento por lagoas facultativas ou tratamentos aeróbios. Esta tecnologia apresenta vantagens como, por exemplo, baixos custos de implantação, operação e manutenção; sistema operacional relativamente simples e baixa produção de sólidos, quando comparada com os sistemas aeróbios de tratamento de esgotos. Aliadas a essas vantagens, o tratamento anaeróbio é favorecido pelas condições ambientais do Brasil,

que o torna ainda mais atrativo, especialmente na região Nordeste, onde as temperaturas atingem valores próximos dos 30 °C durante quase todo o ano. As altas temperaturas estimulam a atividade dos microrganismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica.

Os reatores UASB usam um processo biológico de tratamento em biomassa dispersa (manto e leito de lodo biológico), no qual ocorrem várias transformações sucessivas realizadas pela ação de diferentes tipos de bactérias que são responsáveis pela biodegradação de compostos orgânicos, resultando na produção de subprodutos, como biogás, água (efluente tratado) e sólidos (lodo).

Embora esta tecnologia tenha uma grande aceitação na prática do tratamento de esgotos, os reatores do tipo UASB não produzem, isoladamente, um efluente com características que atendam aos limites dos padrões de lançamento e utilização de efluentes impostos pelas legislações ambientais em vigor no Brasil. Assim, embora sejam eficientes quanto à remoção da matéria orgânica carbonácea dos esgotos, nem sempre produzem efluentes tratados que concordam com os padrões de uso, principalmente agrícola, quanto à eliminação de microrganismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos).

O efluente resultante dos reatores anaeróbios, usados no tratamento de esgotos domésticos, apresenta uma concentração relativamente alta de nutrientes, principalmente, de N. Essa alta concentração de nutrientes representa um aspecto de caráter ambiental e econômico positivo, principalmente se o efluente tratado for utilizado como água de irrigação nas atividades agrícolas.

De acordo com Ibrahim (2002), o grau de tratamento do esgoto exigido varia de acordo com a atividade específica de uso e está associado aos padrões de qualidade da água. Por essa razão, o nível de tratamento do esgoto está se tornando cada vez mais importante para o desenvolvimento de processos de tratamento de esgotos mais adequados, que combinem alta eficiência de tratamento com baixo capital de investimento e baixos custos de manutenção, assim como sistema operacional simples.

Segundo Chernicharo *et al.* (2006), os efluentes tratados dos reatores anaeróbios do tipo UASB apresentam os seguintes valores médios típicos de parâmetros de monitoramento da qualidade: *DBO₅ entre 70 – 100 mg/L; DQO entre 180 – 270 mg/L; Sólidos suspensos entre 30 – 60 mg SS/L; N – amoniacal acima de 15 mg/L; N – total acima de 20 mg/L; P – total acima de 4 mg/L; Coliformes termo tolerantes entre 10⁶ – 10⁷ NMP/100 mL; Ovos viáveis de helmintos acima de 1 por litro.*

Segundo a CETESB (São Paulo, 2005), as águas residuárias destinadas ao uso agrícola devem atender aos seguintes parâmetros de qualidade (Tabela 4.4):

Tabela 4.4: Concentrações máximas permitidas dos parâmetros de qualidade da água residuária destinada ao uso agrícola

Parâmetros	Concentrações
Cobre	0,2 mg/L
Ferro	5,0 mg/L
Manganês	0,2 mg/L
Sódio	69 mg/L
Zinco	2,0 mg/L
N – amoniacal total ¹	20,0 mg/L
Condutividade elétrica	< 2,9 dS/cm (a 25°C)
RAS	< 12 mmol/L

Fonte: CETESB (São Paulo, 2005).

¹ A CETESB poderá autorizar, com base em estudos, a aplicação em culturas de efluentes com concentração de N – amoniacal total maior que 20 mg N/L.

Com base nos valores médios dos parâmetros de informados na Tabela 4.4, o efluente produzido pelos reatores do tipo UASB poderá ser usado na irrigação. No entanto, quando se leva em consideração os padrões sanitários, a irrigação fica restrita a culturas consumidas após processo de industrialização ou cozimento, pastagens e forragens, desde que o sistema de irrigação utilizado seja o localizado por gotejamento e que não haja contato direto do efluente tratado com os agricultores.

4.3 Sistemas de irrigação e parâmetros de aplicação

Em função do risco sanitário, podem-se agrupar os métodos de irrigação em três categorias: irrigação por aspersão, sulcos e localizada (Andrade Neto, 1992). A irrigação por aspersão é a mais perigosa dentre os métodos citados, em termos de saúde pública. Isto devido à presença de aerossóis, que contêm microrganismos e são transportados pelo vento a distâncias superiores a um quilômetro, causando riscos às pessoas devido à inalação de patógenos presentes.

A irrigação por sulcos não apresenta grandes problemas, desde que seja respeitada uma adequada frequência de irrigação, pois ela permite menor contato com a parte aérea da planta. A saturação ocorre apenas em uma parcela da superfície do solo, sendo um sistema de baixo custo de manutenção (Hespanhol, 1990).

Os sistemas de irrigação localizada apresentam, como característica hidráulica básica, a utilização de emissores que operam a baixas vazões, com a passagem da água em orifícios de pequeno diâmetro (0,5 a 1,5 mm). A água é aplicada em cada planta

individualmente, na região radicular, a uma taxa ajustável, sendo fornecida de forma contínua, mantendo sempre úmida a região radicular, próxima à capacidade de campo (CC), e favorecendo a absorção pelas plantas. Os dois principais sistemas de irrigação localizada são: gotejamento e microaspersão. As vazões desses sistemas são usualmente pequenas, variando de 2 a 10 L/h, para o tipo gotejamento e de 20 a 250 L/h para microaspersores (Nakayama e Bucks, 1981; Mantovani *et al.*, 2006).

Dentre outras vantagens, os sistemas de irrigação localizada possibilitam um controle rigoroso da quantidade de água fornecida às plantas; reduzem a incidência de pragas e doenças, além do desenvolvimento de plantas daninhas; permitem a aplicação de produtos químicos via água de irrigação (quimigação) e a otimização do uso de fertilizantes; e possibilita o uso de água com maior salinidade. No entanto, esses sistemas também apresentam desvantagens como alto custo de implantação e elevado potencial de entupimento dos emissores, por isso há a necessidade de sistemas de filtragem ou decantação e maior frequência de manutenção dos emissores (Mantovani *et al.*, 2006).

Para o caso da irrigação com água residuárias, o uso de sistemas localizados torna-se mais seguro, pois esses impedem o contato direto da água residuária com folhas e frutos, promovendo a redução dos riscos de contaminação. Os órgãos ambientais não fazem restrições quanto à aplicação da água residuária ao solo por gotejamento, mas recomenda-se o tratamento prévio da água residuária para garantir que não haja qualquer risco sanitário.

4.4 Efeitos do uso de efluentes tratados em solo e plantas

O solo é um meio complexo e heterogêneo, no qual coexistem e interagem os três estados da matéria: sólido, líquido e gasoso. A fase sólida é constituída por substâncias minerais e orgânicas; a fase líquida se refere à água onde se encontram dissolvidos, em quantidades e espécies variáveis com a composição que o solo apresenta num determinado momento, elementos minerais e compostos orgânicos, e, por último, a fase gasosa, que corresponde ao ar e aos gases produzidos no próprio solo (Santos, 2001b). Portanto, o solo é um sistema complexo que compreende uma variedade de microhabitats com diferentes gradientes físicos e químicos, e condições ambientais descontínuas (Cavinatto e Paganini, 2007).

As alterações nas características do solo, em consequência da fertirrigação com efluentes tratados, podem manifestar-se através de aspectos físicos, químicos e bióticos.

As alterações físicas são menos frequentes, mas podem acarretar fenômenos irreversíveis ou dificilmente reversíveis, como por exemplo, a dispersão dos colóides, que é provocada pelo excesso de Na^+ no solo. As alterações de ordem química podem ser: desequilíbrios nutricionais (excesso de macro e micronutrientes), elevação do pH, do percentual de matéria orgânica e da condutividade elétrica, além da acumulação de metais pesados e outros elementos tóxicos. Em caráter biótico, os efluentes tratados podem aumentar a atividade de microrganismos úteis aos fenômenos de degradação da matéria orgânica, como também, de forma negativa, provocar a proliferação de doenças (Santos *et al.*, 2006b).

Os metais pesados que possam estar presentes nos esgotos, são encontrados na fração dos sólidos suspensos e/ou dissolvidos na fração líquida. Quando aplicados ao solo via efluente tratado, os metais podem acumular-se na superfície do solo ou serem percolados ao longo do perfil, até atingir os lençóis subterrâneos. A adsorção de metais pesados pelo solo depende de vários fatores, tais como: teores de argila, matéria orgânica, óxidos de Fe, Al e Mn, pH, superfície específica e constituição mineralógica do solo. A matéria orgânica do solo se liga fortemente aos íons metálicos por meio da formação de complexos, envolvendo vários grupos funcionais das substâncias húmicas (Alleoni *et al.*, 2005).

O mais importante efeito do efluente tratado nas propriedades físicas e hidráulicas do solo está relacionado à sua salinidade e sodicidade, que podem causar a diminuição da infiltração da água no solo. A redução na infiltração e na condutividade hidráulica é causada pelo bloqueio dos poros com partículas finas de argila, provocado pela dispersão da argila (So e Aylmore, 1993). Essas condições podem resultar na redução das taxas de crescimento da planta, da produtividade e, em casos extremos, na perda do plantio. O problema é maior sob condições de clima quente e seco. A disposição de efluentes tratados com baixa salinidade, porém com alta porcentagem de sódio trocável (PST entre 10% a 15% na relação 1), ou seja, com significativa predominância de íons sódio, pode promover a dissolução das partículas de argila, provocando a diminuição da permeabilidade do solo, a redução de sua aeração e a inibição do desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com a consequente perda da produtividade (Paganini, 2003).

Efluentes tratados com altos teores de sais dissolvidos, particularmente de cloretos, podem causar um aumento no teor natural de sais na área irrigada. Águas recuperadas por efluentes constituídos por parcelas significativas de resíduos

industriais, podem conter substâncias tóxicas que, ao longo do tempo, podem acumular-se no solo ou percolar através dele, atingindo lençóis subterrâneos. A contaminação do solo por substâncias tóxicas pode causar a morte de organismos que ali vivem e que exercem papel importante na fertilização desse solo (Blum, 2003).

Os sistemas de uso de efluentes para fins agrícolas, adequadamente planejados e administrados, proporcionam melhorias ambientais e de condições de saúde, dentre as quais se destacam: conservação do solo, pela acumulação de húmus, e aumento da resistência à erosão e da concentração de matéria orgânica do solo, possibilitando maior retenção de água. Um efeito potencialmente negativo é a poluição, particularmente por nitratos, de aquíferos subterrâneos. A assimilação de N pelas culturas reduz a possibilidade desse tipo de contaminação, mas isso depende das taxas de assimilação e de aplicação dos efluentes tratados no solo (Hespanhol, 2003).

De acordo com Santos (2001a), embora os elementos N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo e Cl sejam igualmente importantes para a planta, eles são subdivididos em macronutrientes (primários: N, P e K, e secundários: Ca, Mg e S), absorvidos em maiores quantidades pelas plantas, e micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo e Cl), normalmente absorvidos pelas plantas em menores quantidades e são susceptíveis de, em certos limites, causar fitotoxicidade. Os macronutrientes primários são mais necessários, na maioria dos casos, pelo menos em termos de adubação.

O N se encontra nos solos em formas minerais e orgânicas, mas, no que se refere à nutrição das plantas, são absorvidos por elas, através das raízes, nas formas NO_3^- e NH_4^+ . O P é constituinte estrutural de vários compostos das plantas, com destaque para ATP e ácidos nucléicos. O K, por sua vez, desempenha importantes funções no metabolismo vegetal, em particular no que se refere à ativação de enzimas e relações hídricas da planta. É absorvido pelas plantas na forma de K^+ .

O Ca é muito importante para o crescimento e o desenvolvimento das raízes e faz parte da estrutura da parede celular. O Mg é um elemento ativador de enzimas nos processos metabólicos dos carboidratos e síntese de ácidos nucléicos, além de fazer parte da clorofila. As principais formas absorvidas pelas raízes das plantas desses elementos são Ca^{2+} e Mg^{2+} (Santos, 2001b; Mota *et al.*, 2006). De acordo com Paganini (1997), no sistema solo-planta, quando há disposição de efluentes tratados, a depender da cultura, pode-se afirmar que a remoção do Ca^{2+} pela utilização da vegetal é maior a do Mg^{2+} .

O papel dos micronutrientes nas plantas está associado à atividade das enzimas. Esses elementos são absorvidos pelas raízes das plantas nas formas: Fe^{2+} e Fe^{3+} ; Cu^{2+} ; Mn^{2+} ; Zn^{2+} ; Cl^- ; MoO_4^{2-} (molibdênio); H_3BO_3 (forma preferencial), H_2BO_3^- , HBO_3^{2-} , BO_3^{3-} , $\text{B}_4\text{O}_7^{2-}$, para o boro (Santos, 2001a; Mota *et al.*, 2006).

4.5 Supressividade de solos a fitopatógenos

A supressividade é a capacidade do solo de inibir a incidência de doenças de plantas, podendo ser uma característica natural do solo, como, por exemplo, a condutividade elétrica ou a concentração de Ca, ou induzida/potencializada pela aplicação de insumos. Interações complexas entre fatores abióticos e bióticos podem conduzir à supressividade natural do solo, sendo diversos e complexos os mecanismos envolvidos (Ghini e Leoni, 2005).

Alguns solos têm a habilidade natural de reduzir a incidência de doenças de planta. Esta qualidade se refere à supressão à doença e pode ser alcançada pela limitação do crescimento ou da sobrevivência saprófita do fitopatógeno, expressão da doença, ou ambos (Cotxarrera *et al.*, 2002). A atividade microbiana de alguns solos pode, naturalmente, prevenir o estabelecimento de fitopatógenos ou inibir as suas atividades fitopatogênicas (Botelho *et al.*, 2001; Ghini e Leoni, 2005). A supressividade está diretamente relacionada com a atividade microbiana do solo no período crítico do ciclo do fitopatógeno, por exemplo, durante a germinação de propágulos e crescimento na rizosfera da planta hospedeira (Ghini e Leoni, 2005).

Segundo Reis (1991), podem ocorrer dois tipos de supressividade: no primeiro, o fitopatógeno não é capaz de se estabelecer no solo e, no segundo, o fitopatógeno se estabelece, causando inicialmente doença severa, após dois ou três anos de cultivo e, posteriormente, diminui de intensidade, à medida que se sucedem os anos de monocultura. Em solos fortemente supressivos, a severidade da doença permanece baixa, apesar da presença do fitopatógeno e de condições climáticas adequadas para a infecção (Persson e Olsson, 2000).

A indução pode ser realizada por meio da incorporação de antagonistas ou estímulo da sua população, tratamentos culturais ou outras medidas de manejo para destruir as unidades propagativas dos fitopatógenos. Por exemplo, o lodo de esgoto higienizado tem apresentado resultados satisfatórios, em diversos trabalhos, na indução da supressividade de solos (Corrêa *et al.*, 2000; Ghini e Zaroni, 2001).

Com relação ao manejo de fitopatógenos no solo, Leoni e Ghini (2006) afirmam que uma das alternativas para o manejo de fitopatógenos veiculados pelo solo é o uso de diversas fontes de matéria orgânica, tanto incorporadas ao solo, quanto empregadas como cobertura e como veículos de agentes de biocontrole. A presença de compostos tóxicos resultantes da decomposição da matéria orgânica também pode ser um efeito químico na supressividade de solos. Além disso, propriedades químicas do solo, como por exemplo, condutividade elétrica e pH, constituem um outro fator que pode contribuir para o fenômeno da supressividade do solo.

De acordo com Szczech e Smolinska (2001), plantas podem crescer melhor quando são adubadas com vermicompostos do que com fertilizantes inorgânicos. Além disso, esses vermicompostos podem induzir a supressividade de alguns solos a fungos fitopatogênicos. Serra-Wittling *et al.* (1996) estudaram a supressividade de um solo argiloso, ao qual foi misturado um composto de resíduo municipal, a murcha-de-fusário em linho, e constataram que a adição desse composto aumentou a supressividade do solo. Tanto a microfauna do solo como aquela encontrada no composto, estiveram envolvidas na supressividade e agiram, principalmente, na competição por espaço e nutrientes com a população do fitopatógeno.

Leoni e Ghini (2003) ao estudarem a potencialidade do lodo de esgoto aplicado ao solo na indução da supressividade *in vitro* a *P. nicotianae*, observaram que a sobrevivência de *P. nicotianae* foi menor quando o lodo de esgoto foi misturado ao solo, indicando um possível efeito supressivo do lodo, possivelmente devido à presença de compostos tóxicos provocados pelos processos de decomposição da matéria orgânica adicionada, aumento dos valores de condutividade elétrica e da atividade microbiana do solo.

Eloy *et al.* (2004), ao caracterizarem a natureza e a capacidade de transferência da supressividade de um solo, constataram que houve, no solo supressivo, influência significativa dos níveis de pH na severidade de murcha-de-fusário, a qual decresceu proporcionalmente à elevação do pH.

Machado *et al.* (2004), com o objetivo de avaliarem a incidência da murcha-de-fusário, causada por *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici*, observaram uma correlação positiva entre a incidência da doença e a relação C/N e negativa com os teores de Ca no solo, mas não detectaram nenhuma relação significativa dos níveis da doença com as demais características químicas, físicas e microbiológicas dos solos estudados.

Outro grupo de fitopatógenos com grande potencial de controle por matéria orgânica, mas ainda pouco estudado quanto a sua sensibilidade à matéria orgânica é o dos nematóides (Bettioli e Santos, 2006). Ghini *et al.* (2006) concluíram, em estudos, que o lodo de esgoto apresentou resultados promissores na indução da supressividade de *Pythium spp.*, especialmente em programas de manejo integrado, associado a técnicas como a solarização do solo que promove a elevação da temperatura do mesmo pela energia solar.

As espécies de nematóides que apresentam maior dispersão geográfica são *Meloidogyne incognita*, *Meloidogyne javanica*, *Meloidogyne arenaria* e *Meloidogyne hapla*. Em países de clima tropical, as espécies *Meloidogyne incognita* e *Meloidogyne javanica* encontram condições, como por exemplo, umidade e temperatura ideais para a reprodução. Tais fatores são agravantes no controle desses fitopatógenos, os quais, depois de estabelecidos em uma área, são de erradicação muito difícil e, assim, exigem medidas que possibilitem a redução populacional para tornar viável o cultivo de determinadas culturas (Viana *et al.*, 2001; Dias-Arieira *et al.*, 2003).

As plantas infestadas pelos nematóides apresentam um sintoma reflexo de fácil observação no campo, pois murcham nas horas mais quentes do dia ou quando sob estresse hídrico. Plantas jovens, nos primeiros estádios de desenvolvimento, quando infestadas por nematóides, não conseguem se desenvolver, e, em geral, morrem prematuramente, deixando falhas nas linhas de plantio. As infestações por nematóides causadores de galhas também causam tumores ou galhas radiculares (Viana *et al.*, 2001).

Mais de 40 espécies de 12 gêneros de nematóides têm sido citadas como parasitas de raízes de milho, em todas as áreas do mundo onde este cereal é cultivado. No Brasil, as espécies mais importantes, devido à fitopatogenicidade, à distribuição e à alta densidade populacional, são: *Pratylenchus brachyurus*, *Pratylenchus zaeae*, *Helicotylenchus dihystra*, *Criconemella spp.*, *Meloidogyne spp.* e *Xiphinema spp.*

O sistema radicular de plantas de milho atacadas por *Meloidogyne spp.* se apresenta com pequenas galhas (Pinto, 2000). As perdas de produção causadas pelos nematóides nas regiões produtoras de milho no mundo foram estimadas em 10,2%, significativas quando confrontadas com outras culturas, como cana-de-açúcar (15,2%) e soja (10,6%). No Brasil, os prejuízos causados à cultura do milho por nematóides foram estimados, em 1976, em 5% da produção total sem incluir o gênero *Meloidogyne*, índice

atualmente considerado extremamente conservador (Pinto, 2000; Lordello e Lordello, 2006).

A respeito de doenças de plantas causadas por nematóides, Araújo e Bettiol (2005), com o objetivo de avaliar os efeitos da incorporação do lodo de esgoto ao solo sobre a supressividade de nematóides de galha (*Meloydogine javanica*) e do cisto (*Heterodera glycines lehinoe*), realizaram experimentos em laboratório e casa de vegetação, utilizando solo coletado da área experimental da EMBRAPA Meio Ambiente (Jaguariúna, SP), o qual recebeu aplicações sucessivas de lodos de esgoto, originários de estações de tratamento de esgotos domésticos. Com relação à indução de supressividade a nematóides, os autores observaram que o lodo de esgoto não afetou o desenvolvimento de fêmeas de *H. glycines* no solo, apenas reduziu o número de ovos por cisto. Contudo, o lodo de esgoto reduziu a reprodução de *M. javanica* nas raízes de soja.

Os efeitos da adição de vinhaça ao solo sobre a eclosão e reprodução dos nematóides formadores de galhas (*Meloydogine incognita* e *M. javanica*) foram avaliados por Pedrosa *et al.* (2005), em experimentos realizados em condições de laboratório e em casa de vegetação. Os resultados mostraram que a exposição de ovos de *M. incognita* e *M. javanica* à vinhaça reduziu a eclosão dos juvenis, a aplicação de vinhaça em solo infestado com *M. incognita* e *M. javanica* reduziu a densidade de ovos e juvenis dos nematóides e o efeito supressivo do resíduo foi diretamente proporcional ao volume de vinhaça adicionado. Há fortes indícios de que a provável ação dos resíduos na redução populacional de nematóides seja indireta e esteja associada à proliferação de inimigos naturais e à atividade e biodiversidade dos nematóides, fitoparasitos ou não, no ecossistema.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Estação de Tratamento de Esgotos Mangueira

A Estação de Tratamento de Esgotos Mangueira (ETE Mangueira) se localiza no bairro Mangueira, região sudoeste da cidade Recife – PE, próxima ao estuário dos rios Jequiá e Tejipió. Suas coordenadas geográficas são: 8°05'41'' de Latitude Sul e 34°55'31'' de Longitude Oeste, com altitude em torno de 1,0 m acima do nível do mar (Silva, 2007).

As temperaturas médias registradas na região, durante o experimento, foram: 22 e 29 °C, respectivamente, para as temperaturas mínima e máxima registradas na estação chuvosa (período de março a agosto), e 23 e 31 °C, respectivamente para as temperaturas mínima e máxima registradas na estação seca (período de setembro a fevereiro). As precipitações registradas na estação experimental tiveram variação entre 11,2 mm e 1,0 mm, para as estações chuvosa e seca, respectivamente (dados da Estação Meteorológica ETE Mangueira).

A ETE Mangueira está apta a receber esgotos gerados nos bairros Mangueira, Mustardinha e adjacências, todos de baixa renda, e é basicamente composta por um reator anaeróbio do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), constituído por 8 células dispostas em paralelo. Como unidade de pós-tratamento do efluente anaeróbio, a estação dispõe de uma lagoa de polimento. Os esgotos são conduzidos à ETE através de sistema separador; no entanto, dependendo de suas condições de manutenção, águas pluviais e uma grande quantidade de resíduos sólidos pode entrar no sistema e influenciar as características do esgoto que chega à ETE. Mesmo assim, a composição dos esgotos é predominantemente doméstica.

O fluxo de esgotos é mantido no sistema por bombeamento. A alimentação das células que compõem o reator UASB é feita por um conjunto de canalizações que permite a distribuição equitativa da vazão diária. O reator UASB possui vazão diária do projeto de 31,89 L/s, vazão máxima horária de 51,11 L/s e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas (Barros, 2004).

5.2 Área Experimental para Uso Agrícola de Efluentes Tratados

A Área Experimental para Uso Agrícola de Efluentes Tratados da Universidade Federal de Pernambuco, localiza-se na ETE Mangueira e possui uma área construída de 168 m². Essa área dispõe de 24 lisímetros de drenagem, dispostos em campo. O delineamento estatístico é inteiramente casualizado, com 8 tratamentos e 3 repetições (Figura 5.1a).

Os lisímetros são, exatamente, caixas de água em fibra de vidro com volume comercial de 1000 L. Essas caixas eram assentadas a 75 cm de profundidade e distribuídas no terreno em espaçamentos de 1,0 m no sentido longitudinal e de 2,0 m no sentido transversal. Uma borda de 10 cm acima do solo foi deixada para garantir que o excesso de água de chuvas escoada superficialmente não penetrasse nos lisímetros. A

distância da bordadura da área experimental até os lisímetros também é 2,0 m e a área de exposição de cada lisímetro é de 2,2 m².

A Área do Uso Agrícola de Efluentes Tratados ainda dispunha de um sistema de drenagem de lixiviados, composto por 4 poços de coleta e recolhimento do lixiviado. Os poços de coleta foram distribuídos na área experimental da seguinte forma: 2 para a coleta dos líquidos lixiviados dos lisímetros submetidos à irrigação com efluente e 2 para a coleta dos líquidos lixiviados dos lisímetros que foram irrigados com água de abastecimento. Cada poço era conectado a 6 lisímetros por tubulações com 24 mm de diâmetro, em cujas extremidades foram instalados registros plásticos. A coleta de lixiviados era realizada individualmente, uma vez que cada lisímetro possuía sua própria tubulação de drenagem (Figura 5.1b).



Figura 5.1: (a) Área Experimental para Uso Agrícola de Efluentes e (b) poço de coleta e recolhimento de líquidos lixiviados

O sistema de irrigação utilizado foi o localizado por gotejamento. Esse sistema era constituído por tubulações de polietileno tratado, flexível e diâmetro nominal de ½ polegada (1,27 cm). As tubulações de irrigação eram situadas sobre o solo, no sentido longitudinal da área experimental. Os emissores das tubulações eram orifícios feitos nas próprias tubulações, com diâmetro médio de 1,6 mm, que garantia uma vazão de 29,0 L/h e pressão de 40 kPa. Para dissipar o jato de água na saída dos orifícios, foram encaixados pedaços de tubos plásticos, com 10 cm de comprimento, nos pontos de saída dos orifícios. As tubulações foram distribuídas em campo formando dois módulos: um para a irrigação exclusiva com o efluente tratado e o outro para a irrigação exclusiva com água de abastecimento.

As plantas foram irrigadas com o efluente tratado de uma das células do reator UASB e água de abastecimento. Foi utilizado o efluente tratado de uma das células do

reator UASB para garantir a homogeneidade do efluente tratado e evitar variações de vazão. O efluente tratado era bombeado para um reservatório com volume de 1000 L e, novamente bombeado desse reservatório para a área experimental, de onde era distribuído para as plantas. A água de abastecimento era captada em um reservatório enterrado, com capacidade para 4,5 L, e bombeada para a área experimental para também ser distribuídas às plantas.

O manejo da irrigação foi realizado em turno variável através do monitoramento do potencial matricial da água no solo, conseguido através de leituras de tensões realizadas em tensiômetros instalados no solo, a profundidades de 10, 30 e 50 cm. Sempre que a leitura da tensão se encontrava no limite do ponto de murcha permanente (PMP), iniciava-se a irrigação das plantas até que a capacidade de campo (CC) fosse atingida. A umidade na CC equivalia a tensões entre -0,05 e -0,33 atm, enquanto que a umidade no PMP relacionava-se à tensão de -15 atm.

Para facilitar o acompanhamento do desenvolvimento das plantas e das necessidades hídricas das plantas, o ciclo da cultura foi dividido de acordo com o método padrão da FAO (Boletins 24 e 56) (Mantovani *et al.*, 2006), mas com algumas modificações. Assim, o ciclo da cultura foi dividido em 5 fases, as quais estão descritas na Tabela 5.1:

Tabela 5.1: Fases de desenvolvimento da cultura

Fases	Estádio de desenvolvimento	Caracterização do estágio
0* (a)	Plantio	Representa o período de 3 a 8 dias necessários para a germinação da variedade (BR 5036 CMS 36 – Seleção IPA).
1 ^(a)	Inicial	Vai da germinação até a cultura cobrir 10% da superfície do terreno, ou 10 a 15% do seu desenvolvimento vegetativo.
2 ^(a)	Secundário ou de desenvolvimento vegetativo	Vai do final do primeiro estágio até a cultura cobrir 70 a 80% da superfície do terreno, ou atingir de 70 a 80% do desenvolvimento vegetativo.
3 ^(a)	Intermediário ou de produção	Vai do final do segundo estágio até o início da maturação
4	Final ou de maturação	Vai do início da maturação até a colheita

* A Fase 0 foi adaptada para representar o período que compreende o dia de plantio até a germinação. ^(a) Essas fases representam o período em que as plantas necessitam de maior quantidade de água.

Fonte: Mantovani *et al.* (2006).

A variedade de milho utilizada foi a BR 5036 CMS 36 – Seleção IPA. Esta variedade é originária do cruzamento entre 18 linhagens tolerantes à toxidez de Al do solo. A altura média de planta e de inserção de espiga atinge 2,30 m e 1,25 m, respectivamente. A floração ocorre em torno de 65 dias. Em solo ácido e sem uso de

calcário, essa variedade chega a uma produtividade experimental de 4.500 kg/ha e a uma produtividade média de lavoura de 2.500 kg/ha. O grão tem coloração amarela e peso médio de 100 sementes de 32g (Tabosa *et al.*, 1992).

As plantas foram distribuídas nos lisímetros em linha dupla, com espaçamentos entre linhas de 50 cm e entre plantas de 20 cm, o que totalizou 5 plantas por linha e 10 plantas por lisímetro. Foram semeadas 3 sementes por cova. Cada cova com 5 cm de profundidade.

O experimento foi conduzido em duas etapas, uma na estação chuvosa (março a agosto) e outra na estação seca (setembro a fevereiro). Ao final do ciclo da cultura, o qual tem duração de 120 dias, foram avaliados os componentes de produção da cultura: altura de plantas (em cm), peso da massa seca (em kg/planta), produtividade de grãos (em kg/ha), números de espigas e início do florescimento.

Na Tabela 5.2 estão descritos os tratamentos que foram aplicados no experimento. Nos tratamentos submetidos à irrigação com o efluente tratado, foi realizada apenas a adubação fosfatada porque, segundo a caracterização desse efluente, as concentrações de N e K já supriam as necessidades da cultura. Além disso, como uma das hipóteses a ser provadas era reduzir o uso de fertilizantes, devido ao elevado custo dos mesmos, então, optou-se por fazer apenas a adubação fosfatada.

Tabela 5.2: Tratamentos aplicados ao experimento

Tratamentos	Descrição
T1	Irrigação com água de abastecimento (Água ou A)
T2	Irrigação com água de abastecimento + aplicação de NPK recomendada para a cultura (A+NPK)
T3	Irrigação com água de abastecimento + infestação com <i>M. incognita</i> (A+I)
T4	Irrigação com água de abastecimento + aplicação de NPK recomendada para a cultura + infestação com <i>Meloidogyne incognita</i> (A+I+NPK)
T5	Irrigação com efluente (Efluente ou E)
T6	Irrigação com efluente + aplicação de P para complementar a exigência da cultura (E+P)
T7	Irrigação com efluente + infestação com <i>M. incognita</i> (E+I)
T8	Irrigação com efluente + aplicação de P para complementar a exigência da cultura + infestação com <i>Meloidogyne incognita</i> (E+I+P)

5.3 Água de abastecimento, efluente tratado e lixiviados

As coletas da água de abastecimento e do efluente tratado foram realizadas sempre que era necessário irrigar as plantas. No caso do efluente tratado, isso era feito porque esse efluente poderia sofrer alterações em suas características. As amostras da água de abastecimento e do efluente tratado eram coletadas manualmente, nos

reservatórios de distribuição, a um volume de, aproximadamente, 1 L cada, e eram enviadas ao laboratório imediatamente após a coleta, sem nenhum tratamento prévio de preservação da amostra.

Quanto ao líquido lixiviado, este era coletado sempre que havia percolação suficiente de líquido para se obter uma amostra representativa, ou seja, não havia um ciclo de coleta para o lixiviado. Para não alterar as condições de campo, nenhum método de preservação das amostras de líquidos percolados foi usado. Assim, a amostra de líquido percolado permanecia no poço de recolhimento, sem nenhuma adição de produtos químicos, até que o volume de coleta fosse atingido. Esse volume de coleta representava o volume total das garrafas de coleta (1 L) ou uma parte significativa do mesmo, aproximadamente 800 mL.

Realizaram-se na água de abastecimento, efluente tratado e no lixiviado, as seguintes análises: físico-químicas (pH, DQO, N-total e amoniacal, P total, K, S, Ca, Mg, micronutrientes (Cu, Fe, Zn e Mn), Na e condutividade elétrica) e microbiológicas (coliformes totais – NMP/100mL). Todas essas análises foram realizadas conforme as metodologias descritas no Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

A avaliação parasitológica (ovos de helmintos – nº de ovos viáveis/100mL) foi feita de acordo com a metodologia descrita em Zerbini e Chernicharo (2001). Todos os procedimentos analíticos realizados com a água de abastecimento, efluente tratado e lixiviado foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco.

5.4 Produção dos inóculos dos fitopatógenos e infestação das plantas

Para produzir o inóculo contendo os ovos de nematóides, foi preciso cultivar quiabeiros em casa de vegetação. Esses foram plantados em substrato autoclavado constituído de solo e areia lavada, na proporção de 1:1. Após 25 dias do plantio, as plantas foram inoculadas com 3 000 ovos de *Meloidogyne incognita* (Figura 5.2). No momento da inoculação, o substrato foi levemente umedecido com água e, em seguida, fizeram-se 4 furos no solo em torno do colo da planta, com profundidades entre 3 e 4 cm. O inóculo foi depositado sobre os 4 furos que foram imediatamente cobertos com solo.

Depois de aguardar um período de 45 a 55 dias para a multiplicação dos ovos nas raízes (Figura 5.3b), a técnica utilizada para separar os ovos das raízes foi lavá-las,

cuidadosamente, com água de torneira limpa e, em seguida, cortá-las em fragmentos de 2 a 5 cm, os quais foram imersos em solução de hipoclorito de sódio (NaOCl) a 1%, dentro de um recipiente de vidro. Imediatamente após a imersão, o recipiente foi tampado e agitado manualmente por exatamente 4 minutos. Esse tempo deve ser obedecido porque a solução de NaOCl 1% destrói os ovos após um período de 5 a 6 minutos de contato.

Após a etapa de agitação, passou-se a suspensão líquida em 2 peneiras de 200 e 500 mesh, para reter as raízes e os ovos, respectivamente, lavando constantemente o material retido nas peneiras com um fino jato de água para neutralizar e retirar o excesso da solução de NaOCl 1%. O material retido na última peneira foi transferido para um béquer de 150 mL e o volume foi ajustado para 30 mL com água limpa.

A contagem dos ovos para a aferição do inóculo foi realizada ao tomar 1 mL da suspensão e transferi-lo para uma caixa de contagem, a qual deve ser borrifada com álcool para quebrar a tensão superficial e permitir que os ovos se depositassem no fundo desta caixa. O número de ovos contados foi multiplicado pelo volume total da suspensão inicial.

Para fins experimentais, devem ser inoculadas plantas jovens com idade entre, aproximadamente, 20 e 30 dias. Além disso, a concentração do inóculo é função da espécie vegetal, grau de suscetibilidade e objetivo do experimento. Neste trabalho, como o objetivo era estudar a indução da supressividade do solo a doenças de plantas causadas por nematóides e a espécie vegetal não é resistente a ação dos fitopatógenos, para compor o inóculo, além das informações anteriores, foi preciso definir o volume de solo contido nos lisímetros e a quantidade de plantas a serem infestadas, cujos dados são: 0,124 m³ de solo e 120 plantas.

Com base nas informações dadas no parágrafo anterior, optou-se por produzir um inóculo que atendesse uma quantidade aproximada de 200 000 ovos/lisímetro ou 20 000 ovos/planta. Para isso, a partir das plantas infestadas, produziu-se um inóculo com um volume de 1200 mL, o qual foi dividido em 12 partes de 100 mL (uma para cada lisímetro, já que são 4 tratamentos com infestação e 3 repetições desses). Essa concentração de ovos foi escolhida para não comprometer a espécie vegetal usada no experimento. Por não haver possibilidades de exercer um controle exato da população de nematóides remanescentes no solo após a retirada das plantas de milho ao final de cada ciclo experimental, optou-se por fazer novos inóculos sempre no início de cada etapa do experimento.

Após 30 dias de germinação, as plantas de milho foram infestadas com os ovos de nematóides. Antes da inoculação, o solo foi umedecido, mas, sua umidade foi mantida abaixo da CC para não obstruir todos os espaços vazios do solo, uma vez que os nematóides se movimentam lentamente por eles. Na infestação das plantas, cada uma delas recebeu 10 mL do inóculo que foi distribuído igualmente por 5 furos feitos próximos ao colo das mesmas. Após a introdução do inóculo, os furos foram fechados com solo e durante de 5 dias a irrigação foi reduzida para evitar a lixiviação dos ovos e nenhum procedimento de adubação foi realizado.

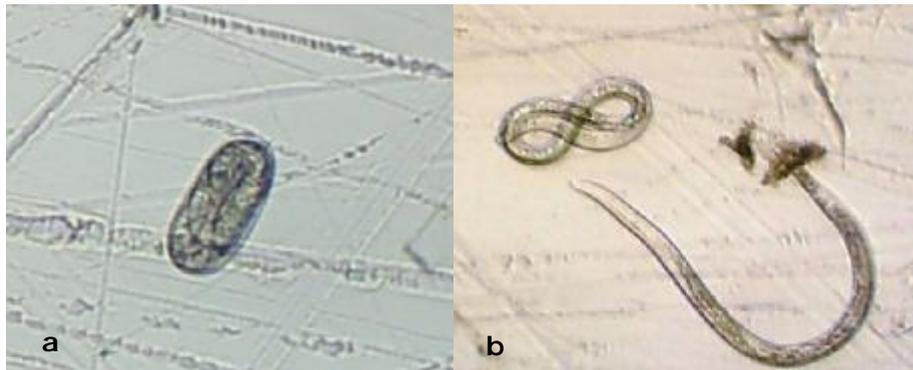


Figura 5.2: *Meloidogyne incognita*. (a) Ovo. (b) Indivíduos. Aumento: 100X



Figura 5.3: Desenvolvimento dos sintomas. (a) Quiabeiros com 25 dias de plantio. (b) Quiabeiros após 55 dias da inoculação.

Em geral, plantas resistentes às ações parasitárias do nematóide, mesmo sob elevado grau de infestação, não têm suas funções fisiológicas comprometidas. Ao contrário, plantas não resistentes são severamente afetadas pelo parasitismo do nematóide, o que resulta em mau desenvolvimento e baixa produtividade da hospedeira. Assim, a avaliação da ocorrência de supressividade foi realizada a partir da contagem do número de ovos de nematóides por grama de raiz e do Fator de Reprodução (FR) que é

um parâmetro calculado com base nas populações inicial (P_i), que corresponde ao inóculo, e final (P_f), que representa a quantidade de ovos encontrada ao final do experimento, através da seguinte expressão: $FR = P_f/P_i$. Na avaliação, quando o FR for igual a 0, isto indicará que o fitopatógeno não foi capaz de se reproduzir e a planta é considerada não hospedeira. Quando mais próximo de 1,0 for o FR, maiores são as possibilidades das plantas serem boas hospedeiras (Moura e Regis, 1987).

Todos os procedimentos laboratoriais para cultivo, extração e contagem de ovos de nematóides foram realizados no Laboratório de Fitonematologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

5.5 Coleta e preparação das amostras de solo

O solo natural deste experimento foi retirado de uma zona de empréstimo para construção civil. O perfil natural desse solo é de um Argissolo Amarelo Distrófico. A composição granulométrica, na profundidade de 0 – 15 cm, desse solo era: 630 g/kg de areia total; 120 g/kg de silte; 250 g/kg de argila; 2 g/kg de argila dispersa em água; 0,48% da relação silte/argila (Silva, 2007).

Para a realização deste experimento, a preparação do solo foi feita por meio da limpeza dos lisímetros, para a retirada de material vegetal, e da homogeneização do solo contido dentro dos lisímetros. Depois disso, foram coletadas as amostras de solo destinadas a sua primeira caracterização. O primeiro plantio (estação chuvosa) foi iniciado após os resultados das análises realizadas nas primeiras amostras de solo. As coletas de solo, destinadas à caracterização do solo após a aplicação dos tratamentos utilizados no experimento, foram realizadas sempre ao final de cada ciclo da cultura, em cada lisímetro e nas camadas superficial (0 – 20 cm) e subsuperficial (20 – 40 cm). O objetivo dessa forma de amostragem foi avaliar as diferentes estratificações dos nutrientes no perfil do solo. No ato da coleta foram tomadas três amostras simples de solo, em cada profundidade do perfil, com, aproximadamente, 200 g cada uma delas. Essas amostras foram misturadas e separadas por lisímetro e por tratamento, a fim de compor as amostras compostas das camadas destinadas às análises físico-químicas do solo.

A preparação das amostras de solo vindas do campo foi realizada por secagem ao ar, à temperatura ambiente. Depois de secas, as amostras foram destorroadas, cuidadosamente, para evitar a quebra de pedras e ou outros resíduos que não fizessem parte da estrutura natural do solo. Em seguida, essas amostras foram peneiradas, em

peneira de 2 mm e, por último, as frações não retidas na peneira foram separadas e homogêneas e, assim, denominadas Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). As análises químicas foram realizadas com a TFSA e uma descrição mais detalhada dos procedimentos analíticos encontra-se na Tabela 5.3. Todos os procedimentos laboratoriais para as análises de solo foram realizados no Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Tabela 5.3: Metodologias aplicadas em análises de solo

Parâmetros	Determinações
Amônio e Nitrato	Extração com KCl 1 M. O procedimento envolve a destilação por arraste de vapores das alíquotas de amostras contendo MgO e Liga de Devarda e as formas de nitrogênio mineral. A quantificação do NO_3^- e NH_4^+ se dá indiretamente por titulação com H_2SO_4 0,005 M, via restituição do ácido bórico.
Fósforo Disponível	Extração com solução de Mehlich 1 (HCl 0,05 mol/L + H_2SO_4 0,0125 mol/L) e determinação espectrofotométrica.
K^+ e Na^+ trocáveis	Extração com solução de Mehlich 1 (HCl 0,05 mol/L + H_2SO_4 0,0125 mol/L) e determinação em fotômetro de chama.
Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis	O Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis são extraídos por KCl 1 M. Em uma fração do extrato, titula-se o Al^{3+} com NaOH, na presença de azul-de-bromotimol como indicador. Em outra, serão titulados o Ca^{2+} e o Mg^{2+} com EDTA, com o uso do indicador negro-de-eriocromo-T. Na terceira alíquota será determinado o Ca^{2+} por titulação com EDTA e indicador murexida. O Mg^{2+} será obtido pela diferença entre valores.
Micronutrientes (Cu, Fe, Zn e Mn)	Extração com solução de DTPA, na relação solo:extrator 1:2 e determinação por espectrofotometria de absorção atômica.
Matéria Orgânica *	Oxidação do carbono orgânico com solução de dicromato de potássio em meio ácido, na presença de uma fonte externa de calor, e determinação através da titulação do dicromato com solução de sulfato ferroso amoniacal (0,1 mol/L), com o uso do indicador o ferroin.
H^+ + Al^{3+}	Método do pH SMP. Estimativa da acidez potencial pela equação: $\text{H} + \text{Al} = 0,4837 \text{ SMP}^2 - 8,4855 \text{ SMP} + 38,448$ ($R^2 = 0,90$), para solos do estado de Pernambuco (Nascimento, 2000).
SB ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	Soma de Bases Trocáveis: $\text{SB} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$
CTC ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	Capacidade de Troca de Cátions: $\text{CTC} = \text{SB} + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+})$
CTC_e ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	Capacidade de Troca de Cátions Efetiva: $\text{CTC}_e = \text{SB} + \text{Al}^{3+}$
RAS ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) ^{-1/2}	Relação de Adsorção de Sódio: $\text{RAS} = \text{Na}^+/\sqrt{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2}$
V ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	Índice de Saturação por Bases: $V = (\text{SB}/\text{CTC}) \times 100$
m (%)	Índice de Saturação por Al^{3+} Trocável: $m = [\text{Al}^{3+} / (\text{Al}^{3+} + \text{SB})] \times 100$
PST (%)	Porcentagem de Na^+ Trocável: $\text{PST} = (\text{Na}^+/\text{CTC}) \times 100$
pH	Determinação em água destilada na relação solo:água de 1:2,5

FONTES: Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes da EMBRAPA (1999); * (Método Walkley-Black, adaptado de Yeomans & Bremner (1998), citado em Mendonça e Matos, 2005a).

5.6 Componentes de produção da cultura

Para o acompanhamento do desenvolvimento da cultura, foram medidas, 2 vezes por semana, em cm, as alturas de 3 plantas centrais das linhas de plantio, em todos os lisímetros, durante o ciclo da cultura. A partir dessas alturas, calculou-se uma média aritmética por lisímetro e, com essas médias, calculou-se a média por tratamento.

Para calcular os pesos médios de 100 de sementes, em gramas, selecionaram-se as espigas com maior valor representativo, de todas as plantas e todos os lisímetros, e delas foram retiradas uma quantidade de sementes necessárias para esta determinação. Essas sementes foram pesadas em balança analítica Mark, Classe I (máx. 210g, mín. 100 mg; d = 0,1 mg, e = 1 mg).

5.7 Coleta e preparação das amostras de planta

Para as análises em tecido foliar, utilizou-se o terço basal da folha oposta e abaixo da primeira espiga (superior), excluída a nervura central e coletada por ocasião do aparecimento da inflorescência feminina (embonecamento), isto porque a folha é a sede do metabolismo e reflete bem, na sua composição, as mudanças de nutrição (EMBRAPA, 1999). As coletas foram realizadas em 3 plantas por lisímetro. As amostras foram levadas ao laboratório no mesmo dia da coleta, ainda verdes. No laboratório, as folhas foram submetidas a quatro operações sequenciais de preparação das amostras: (1º) *descontaminação com água destilada e solução detergente*; (2º) *secagem, em estufa de circulação de ar a 70°C, até peso constante*; (3º) *moagem/trituração*; (4º) *armazenamento em frascos plásticos com tampa*.

A preparação das amostras e as análises químicas em tecido vegetal foram realizadas conforme as metodologias descritas no Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes da EMBRAPA (1999). A descrição dessas análises se encontra na Tabela 5.4. Todos os procedimentos laboratoriais foram realizados nos Laboratórios de Fertilidade do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco e no Laboratório de Engenharia Ambiental e Química da Universidade Federal de Pernambuco.

Tabela 5.4: Metodologias aplicadas em análises de planta

Parâmetros	Determinações
Amônio e Nitrato	Digestão nitroperclórica. Destilação por arraste de vapores das alíquotas de amostras contendo NH_4^+ . Quantificação do NH_4^+ por titulação com HCl, via restituição do ácido bórico. Quantificação do NO_3^- ao empregar o FIA (Flow Injection Analysis)
Fósforo	Digestão nitroperclórica. Determinação por espectrofotometria com vanadatomolibdato.
K^+ e Na^+	Digestão nitroperclórica e determinação por fotômetro de chama.
Ca^{2+} e Mg^{2+}	Digestão nitroperclórica e determinação por espectrofotometria de absorção atômica.
Micronutrientes (Cu, Fe, Zn e Mn)	Digestão nitroperclórica e determinação por espectrofotometria de absorção atômica.

5.8 Interpretação dos resultados

O delineamento estatístico utilizado foi o Experimental Inteiramente Casualizado, uma vez que as condições ambientais dos lisímetros eram semelhantes e apenas havia variação dos tratamentos. Os tratamentos aplicados foram distribuídos aleatoriamente entre os dois módulos de irrigação (água de abastecimento e efluente tratado). Foram avaliados estatisticamente todos os parâmetros estudados em solo, planta e lixiviados. Para tal avaliação, realizou-se a análise de variância (ANOVA) e, em seguida, o teste de F, pela comparação entre o F_c calculado através da razão entre o quadrado médio dos tratamentos e quadrado médio dos resíduos ($F_c = QM_{\text{Tratamento}}/QM_{\text{Resíduo}}$), e o F teórico (tabelado) para cada parâmetro estudado. Por último fez-se o teste de hipótese para saber se havia diferenças entre os tratamentos, através do Teste de Tukey a 1 e 5 % de probabilidades.

Os resultados obtidos também foram avaliados pela Análise de Componentes Principais (Principal Components Analysis – PCA), que é um método exploratório porque ajuda na elaboração de hipóteses gerais a partir dos dados coletados, contrastando com estudos direcionados, nos quais hipóteses prévias são testadas. A PCA é capaz de realizar a separação entre a informação importante e a redundante. Neste tipo de avaliação estatística, os scores (amostras/tratamentos) fornecem a composição das componentes principais (PC) em relação aos objetos (amostras), enquanto os loadings (variáveis/parâmetros estudados) fornecem essa mesma composição em relação às variáveis. O estudo conjunto de scores e loadings permite estimar a influência de cada variável em cada objeto (Poppi e Sena, 2000). A PCA foi realizada através do Programa The Unscrambler Versão 7.6.

Para explicar os pesos (números em módulos) e, conseqüentemente, os gráficos, é interessante informar que os maiores números representam os scores ou loadings com maiores pesos na PC, ou seja, os pontos com maiores destaques nos gráficos. Os sinais negativo ou positivo indicam em quais quadrantes dos gráficos as amostras ou variáveis estão localizadas. O eixo horizontal do gráfico sempre representará a primeira componente (PC-1), logo, os pesos positivos na PC-1 serão aqueles localizados à direita do eixo vertical e os negativos, localizados à esquerda. As segunda, terceira e quarta componentes (PC-2, PC-3 e PC-4, respectivamente) serão representadas pelo eixo vertical. Assim, os pesos positivos nessas componentes estarão acima e os negativos abaixo do eixo horizontal (Figura 5.4).

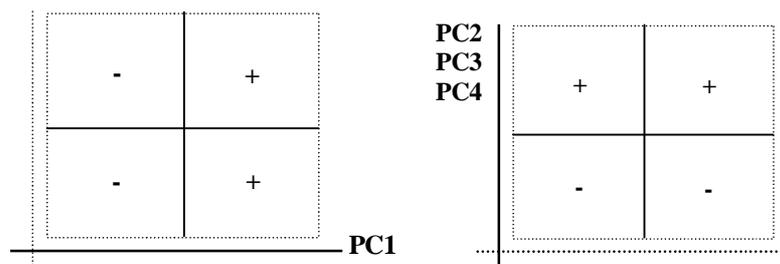


Figura 5.4: Localização dos scores e loadings nos quadrantes

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Caracterização da água de abastecimento e do efluente tratado

As Tabelas 6.1 e 6.2 mostram os valores dos parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e parasitológicos de caracterização da água de abastecimento e do efluente tratado, respectivamente. Os valores dos parâmetros N, P e K do efluente tratado foram utilizados no cálculo das doses de fertilizantes minerais, necessárias para a complementação dos requisitos de nutrientes da cultura.

Tabela 6.1: Caracterização físico-química da água de abastecimento

Valores Médios dos Parâmetros (N=119; ^a N = 4 amostras)	Unidades	Água de Abastecimento	DesvPad	CV %	Erro da Média
pH	-	6,9	0,27	4	0,02
Cond. Elétrica	μS/cm	655	96	15	9,0
Sais	-	0,10	0,02	19	0,0
Temperatura	°C	28	1,94	7	0,18
DQO	mg O ₂ /L	-	-	-	-
N-NTK	mg/L	0,74	0,0	27	0,0
N-NH ₄ ⁺	mg/L	-	-	-	-
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	0,17	0,11	64	0,01
P-P ₂ O ₅	mg/L	-	-	-	-
K ⁺	mg/L	5,60	0,33	6	0,03
S-SO ₄ ²⁻	mg/L	18,21	8,65	47	0,79
Ca	mg/L	25,87	3,61	14	0,33
Mg	mg/L	9,93	2,01	20	0,18
Na	mg/L	75,19	2,25	3	0,21
Fe	mg/L	0,22	0,07	33	0,01
Cu ^a	mg/L	0,05	0,04	75	0,02
Zn ^a	mg/L	0,07	0,02	26	0,01
Mn ^a	mg/L	0,09	0,03	33	0,01
RAS	(cmol _c /dm ³) ^{-1/2}	1,47	-	-	-
Ovos de helmintos	Nº Ovos viáveis/L	-	-	-	-
C. Fecais	CF/100 mL	-	-	-	-

Tabela 6.2: Caracterização físico-química do efluente tratado

Valores Médios dos Parâmetros (N=119; ^a N = 4 amostras; ^b N = 10 amostras)	Unidades	Efluente Tratado	DesvPad	CV%	Erro da Média
pH	-	6,8	0,33	5	0,03
Cond. Elétrica	μS/cm	1228	109	9	10,0
Sais	-	0,4	0,09	22	0,01
Temperatura	°C	29,0	1,87	0,7	0,17
DQO	mg O ₂ /L	225,0	59	26	5,0
N-NTK	mg/L	35,0	9	26	0,83
N-NH ₄ ⁺	mg/L	21,0	7	35	0,67
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	4,0	1,3	35	0,12
P-P ₂ O ₅	mg/L	1,5	0,64	43	0,06
K ⁺	mg/L	16,0	2,52	16	0,23
S-SO ₄ ²⁻	mg/L	32,0	6,68	21	0,61
Ca	mg/L	36,0	12,95	36	1,18
Mg	mg/L	16,0	3,63	23	0,33
Na	mg/L	135,0	12,83	9	1,17
Fe	mg/L	0,4	0,10	25	0,01
Cu ^a	mg/L	0,3	0,13	47	0,06
Zn ^a	mg/L	0,4	0,12	31	0,06
Mn ^a	mg/L	0,4	0,08	22	0,04
RAS	(cmol _c /dm ³) ^{-1/2}	2,09	-	-	-
Ovos de helmintos ^b	Nº Ovos viáveis/L	28,0	15	54	4,74
C. Fecais ^b	CF/100 mL	9,4 x 10 ⁶	3,5 x 10 ⁶	3,6	0,11 x 10 ⁶

De acordo com os resultados registrados nas Tabelas 6.1 e 6.2, o efluente tratado pode ser utilizado para a irrigação de culturas que serão processadas industrialmente, desde que o sistema de irrigação utilizado seja o localizado por gotejamento e que não haja contato direto de pessoas com o efluente tratado, já que, segundo Ayres e Duncan (1996), as recomendações estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde (WHO) quanto à qualidade sanitária do efluente, nesta situação, não são relevantes para nematóides intestinais e coliformes fecais.

Com relação às concentrações de nutrientes, ainda segundo WHO (2006b), a adição de uma água residuária municipal com concentrações de N-total entre 20 e 85 mg/L ao solo não causa problemas de acidificação ao mesmo, comumente provocados por fertilizantes, além de aumentar a produtividade das culturas. Mas, de acordo com a CETESB (São Paulo, 2005), os valores de RAS, N, Cu, Na e Mn ultrapassam os limites de aceitação para a utilização desse efluente como água de irrigação.

6.2 Cálculo da quantidade de fertilizante adicionada ao solo via adubação mineral e efluente tratado

As doses de nutrientes foram aplicadas de acordo com as recomendações do IPA (1998) para adubação de milho irrigado em Pernambuco: 80 kg/ha de P₂O₅ e 60 kg/ha

de K_2O , ambas no plantio e 30 kg/ha e 60 kg/ha de N no plantio e em cobertura, respectivamente, independente das concentrações de N encontradas no solo. Essas doses são calculadas para uma densidade de 50 000 plantas/ha. Os fertilizantes minerais utilizados, para atender os requisitos de N, P e K, foram respectivamente: Sulfato de Amônio 20%, Superfosfato Triplo 41% e Cloreto de Potássio 60%.

Nas parcelas irrigadas com água de abastecimento, foram aplicadas as seguintes quantidades de fertilizantes: 0,6 g de Sulfato de Amônio 20%/cova, no plantio, e 6 g de Sulfato de Amônio 20%/cova, em cobertura, após 45 dias da emergência das plantas; 3,9 g de Superfosfato Triplo 41%/cova e 0,7 g de Cloreto de Potássio/cova, no plantio. Os valores foram corrigidos de acordo com os percentuais dos elementos contidos nos fertilizantes.

No caso das parcelas irrigadas com o efluente tratado, em virtude do mesmo fornecer quantidades suficientes de N e K para suprir as necessidades das plantas, fez-se apenas a adubação fosfatada. As doses do fertilizante adicionadas foram calculadas com base na concentração média de P fornecida via efluente tratado, pela lâmina de irrigação proposta para o ciclo da cultura, mais o valor recomendado para o cultivo do milho irrigado em Pernambuco (IPA, 1998). Assim, foram aplicados 2,4 g de superfosfato triplo/cova, no plantio.

6.3 Etapas do experimento e aporte de nutrientes

Na primeira etapa (estação chuvosa), durante as fases 1 e 2 do ciclo, houve um período de irrigação de 16 dias. No entanto, com o decorrer do período chuvoso, essa atividade cessou devido à intensidade das chuvas na região, que, nesta época, registrou uma média 17,4 mm (desvio padrão (δ) = 22,2 mm; N = 122 leituras) (mínima de 0,3 mm e máxima de 87,0 mm), totalizando 97 dias de chuvas. Esse fato impossibilitou a continuidade da irrigação e, conseqüentemente, o fornecimento de nutrientes às plantas via efluente. O que se esperava acontecer.

Em consequência disso, as plantas sofreram apenas o efeito da adubação mineral. E, como o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito da fertirrigação com efluente tratado, os resultados da etapa realizada na estação chuvosa não serão profundamente discutidos, uma vez que esses resultados não apresentaram diferenças significativas nem para o solo e nem para as plantas. O aporte de nutrientes nessa etapa encontra-se descrito na Tabela 6.3.

Tabela 6.3: Aporte de nutrientes no primeiro plantio (estação chuvosa)

Fases do desenvolvimento vegetativo	Irrigação (Dias)	Lâmina (mm)	Fertilização N – P – K (kg/ha)	Aporte de Nutrientes via Efluente N – P ₂ O ₅ – K ₂ O (kg/ha)
1	7	10	20 – 80 – 20	3 – 1 – 1
2	9	33	30 – 00 – 00	62 – 11 – 22
3	0	0	-	-
4	0	0	-	-

No segundo plantio (estação seca), a irrigação foi mais contínua, em decorrência do período de estiagem mais longo. Com o decorrer do ciclo, as chuvas tornaram-se mais frequentes, com média total de 8,00 mm ($\delta = 16,1$ mm; N = 123 leituras) (mínima de 0,2 mm e máxima de 80,1 mm). Contudo, esse fato não comprometeu a continuidade da irrigação, devido à alta evapotranspiração. A cultura foi irrigada por 103 dias e o fornecimento de nutrientes às plantas via efluente foi constante, o que possibilitou uma melhor assimilação desses pelas plantas.

Com relação à adubação, na segunda etapa, como não houve modificações significativas nos teores de N, P e K na primeira etapa, basicamente foram adicionadas as mesmas quantidades de nutrientes utilizadas no plantio anterior. As maiores disponibilidades de nutrientes via efluente ocorreram na fase 2 do desenvolvimento vegetativo, a qual representa um estágio de 70 a 80% do mesmo. Os nutrientes fornecidos em maiores quantidades às plantas foram N e K (Tabela 6.4).

Tabela 6.4: Aporte de nutrientes no segundo plantio (estação seca)

Fases do desenvolvimento vegetativo	Irrigação (Dias)	Lâmina (mm)	Fertilização N – P – K (kg/ha)	Aporte de Nutrientes via Efluente N – P ₂ O ₅ – K ₂ O (kg/ha)
1	14	44	20 – 80 – 20	14 – 1 – 7
2	76	534	30 – 00 – 00	153 – 20 – 79
3	8	196	-	38 – 2 – 11
4	5	98	-	16 – 1 – 8

6.4 Caracterização do solo natural e após o primeiro plantio (estação chuvosa)

Antes de iniciar os experimentos, fez-se uma caracterização do solo contido nos lisímetros, cujos valores estão descritos na Tabela 6.5. O solo natural, assim chamado por não ter sido submetido a nenhum dos tratamentos propostos neste trabalho, apresentou características de baixa fertilidade, tais como: capacidade de troca de cátions (CTC) inferior a 24 meq/100g (24 cmol_c/dm³), em todos os tratamentos e camadas

estudados. Os índices de saturação por bases (V) dos tratamentos Água (A) (nas duas camadas estudadas), A+I (camada superficial), A+NPK (nas duas camadas estudadas), A+I+NPK (camada superficial) e E+P (camadas superficial) foram inferiores a 50%, ou característicos de um solo distrófico. Nos outros casos, o valor de V% permaneceu acima de 50%.

A distrofia e eutrofia são propriedades traduzidas pelo estado do solo quanto ao V%, a qual se refere à proporção de cátions básicos trocáveis em relação à CTC determinada a pH 7,0. O valor de V% é considerado alto quando for igual ou superior a 50% e baixo se for inferior a esse limite. Saturação por base alta é característica de solos denominados eutróficos e baixa de solo distrófico (Oliveira *et al.*, 1992).

Tabela 6.5: Caracterização do solo natural nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm)

Tratamentos	Estat.	pH	M.O.	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	P	K ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Al ³⁺	SB	CTC	CTC _e	RAS	PST	V	m
			g/kg	mg/kg	mg/dm ³													
Água (A)	Média	5,2	13,1	14,0	18,7	0,0	0,6	0,8	0,5	0,6	0,1	2,4	6,1	2,5	0,7	9,0	39,2	2,0
	DesvPad	0,4	1,5	2,0	2,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	1,0	0,3	0,1	1,4	5,0	0,2
	CV (%)	7,6	11,4	14,3	11,3	-	9,1	6,3	10,0	14,6	0,0	14,6	15,5	12,7	14,7	15,6	12,8	9,8
A + I	Média	6,7	11,7	23,3	30,3	0,4	0,5	1,2	0,8	0,3	0,1	2,7	5,7	2,8	0,3	4,4	47,2	1,8
	DesvPad	0,3	1,3	1,6	1,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,8	0,3	0,0	0,6	6,0	0,2
	CV (%)	4,4	10,7	6,6	4,9	17,3	11,1	7,5	11,3	12,0	0,0	12,2	14,0	10,9	16,0	13,0	12,7	8,2
A + NPK	Média	5,6	10,8	30,3	32,7	1,7	0,3	1,1	1,0	0,1	0,1	2,4	5,7	2,5	0,1	2,1	42,6	2,0
	DesvPad	0,5	1,4	1,5	1,5	0,2	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,7	0,3	0,0	0,2	5,0	0,2
	CV (%)	8,8	12,5	5,1	4,6	11,8	11,1	9,1	10,5	12,5	0,0	12,3	12,6	12,5	8,3	11,5	11,7	9,0
A + I + NPK	Média	6,1	13,4	28,0	30,3	8,0	0,8	1,3	0,5	0,4	0,1	3,0	6,1	3,0	0,5	6,9	49,2	1,7
	DesvPad	0,4	1,3	1,2	2,0	0,8	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,0	1,0	5,3	0,1
	CV (%)	6,4	9,7	4,3	6,6	10,0	10,0	11,5	11,1	9,5	0,0	16,8	8,3	16,8	8,9	14,4	10,8	7,3
Efluente (E)	Média	7,5	12,6	25,7	25,7	1,1	0,6	1,8	1,0	0,3	0,1	3,7	6,1	3,7	0,3	5,6	60,4	1,4
	DesvPad	0,6	1,0	2,1	2,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,5	0,4	0,6	0,0	0,9	6,1	0,1
	CV (%)	7,9	7,7	8,3	7,8	9,1	8,6	11,4	10,0	8,8	0,0	13,7	7,3	15,9	10,3	16,8	10,1	7,4
E + I	Média	7,0	15,7	28,0	30,3	1,1	1,4	1,5	0,7	1,2	0,1	4,7	7,3	4,8	1,1	15,7	64,5	1,1
	DesvPad	0,5	1,0	1,9	1,8	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	0,8	0,7	0,1	2,0	7,0	0,1
	CV (%)	7,1	6,3	6,8	6,1	9,1	10,6	6,9	11,4	10,4	0,0	8,5	10,9	14,7	9,0	12,7	10,9	9,5
E + P	Média	6,5	21,4	30,3	35,0	2,8	0,4	1,3	0,9	0,2	0,1	2,7	5,5	2,7	0,2	3,7	49,0	1,8
	DesvPad	0,8	1,5	1,5	1,5	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,4	0,6	0,3	0,0	0,5	6,4	0,2
	CV (%)	12,1	6,9	5,0	4,2	10,7	10,8	5,6	5,9	10,0	0,0	14,9	11,0	11,0	10,3	13,7	13,1	8,2
E + I + P	Média	7,6	10,6	30,3	35,0	4,8	0,5	1,8	1,3	0,3	0,1	3,7	6,1	3,8	0,2	4,8	61,8	1,3
	DesvPad	0,6	1,1	1,0	1,5	0,5	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,4	0,6	0,3	0,0	0,8	9,0	0,1
	CV (%)	7,8	10,7	3,3	4,3	10,6	8,9	11,4	12,0	10,3	0,0	10,7	9,9	8,4	12,5	15,9	14,6	7,4
20 - 40 cm																		
Água (A)	Média	5,5	17,1	11,7	21,0	0,1	0,3	0,8	0,7	0,0	0,1	1,8	5,2	1,8	0,0	0,6	33,7	2,8
	DesvPad	0,3	1,5	2,0	2,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,9	0,3	0,0	0,1	2,0	0,4
	CV (%)	5,3	8,5	17,0	9,5	0,0	12,6	12,5	15,4	18,0	0,0	13,1	16,7	16,6	15,0	17,4	5,9	14,8
A + I	Média	6,7	10,0	23,3	25,7	0,1	1,6	0,9	0,8	1,3	0,1	4,6	7,4	4,7	1,4	17,2	61,9	1,1
	DesvPad	0,5	1,3	2,6	1,5	0,0	0,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,3	0,7	0,3	0,2	1,3	6,0	0,2
	CV (%)	7,3	13,0	11,1	5,8	12,0	12,4	11,1	16,3	11,7	0,0	7,2	9,4	6,9	14,4	7,6	9,7	14,5
A + NPK	Média	5,9	9,4	30,3	32,7	0,6	0,4	1,2	0,4	0,1	0,1	1,9	5,0	2,0	0,1	1,4	38,3	2,5
	DesvPad	0,4	1,4	2,5	2,5	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	0,2	0,0	0,1	5,1	0,4
	CV (%)	6,7	14,9	8,2	7,5	16,7	8,6	10,4	11,1	11,4	0,0	15,6	10,4	10,7	12,5	10,0	13,3	16,1
A + I + NPK	Média	7,2	9,1	28,0	30,3	0,6	0,7	1,6	0,9	0,1	0,1	3,2	5,8	3,2	0,1	1,2	54,8	1,6
	DesvPad	0,2	1,3	2,2	2,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,0	0,1	6,2	0,3
	CV (%)	7,2	13,7	7,9	7,1	14,2	7,7	12,5	11,8	10,0	0,0	15,7	8,6	15,5	10,0	10,8	11,3	18,1
Efluente (E)	Média	7,4	14,8	28,0	30,3	0,6	0,8	1,3	1,0	0,3	0,1	3,3	5,8	3,4	0,2	4,3	57,5	1,5
	DesvPad	0,7	1,0	2,1	2,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,0	0,5	7,0	0,2
	CV (%)	9,4	6,7	7,5	6,6	16,5	6,4	18,5	12,0	12,0	0,0	15,0	9,3	15,4	13,0	12,5	12,2	13,5
E + I	Média	7,2	16,3	30,3	32,7	0,6	0,7	1,3	0,8	0,2	0,1	3,0	5,5	3,1	0,2	3,6	54,4	1,6
	DesvPad	0,5	1,0	1,9	1,8	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,4	0,4	0,2	0,0	0,4	6,4	0,2
	CV (%)	6,9	6,1	6,3	5,5	14,7	5,7	16,2	12,5	12,5	0,0	13,3	7,4	6,5	15,4	11,6	11,8	11,0
E + P	Média	6,9	12,6	32,7	35,0	0,9	0,5	1,6	0,7	0,0	0,1	2,8	5,4	2,9	0,0	0,6	52,6	1,7
	DesvPad	0,6	1,5	2,5	1,5	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,4	0,3	0,3	0,0	0,1	5,1	0,2
	CV (%)	8,6	12,0	7,7	4,3	10,9	8,0	12,5	15,7	15,0	0,0	14,1	5,6	10,4	16,7	18,0	9,7	8,7
E + I + P	Média	7,6	11,4	32,7	37,3	1,1	0,5	1,6	1,3	0,2	0,1	3,5	5,8	3,5	0,1	2,8	60,0	1,4
	DesvPad	0,7	1,1	2,0	2,0	0,1	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,4	0,3	0,3	0,0	0,4	5,8	0,1
	CV (%)	9,2	9,6	6,1	5,3	9,0	7,9	12,9	16,0	14,4	0,0	11,5	5,2	9,0	16,4	16,0	9,7	7,0

SB – Soma de bases; CTC – Capacidade de troca de cátions; CTC_e – Capacidade de troca de cátions efetiva; RAS – Relação de adsorção de sódio, na solução do solo; PST – Porcentagem de sódio trocável; V – Porcentagem de saturação de bases trocáveis; m – Saturação por Al³⁺.

Após a caracterização do solo natural, iniciou-se o primeiro plantio, o qual foi realizado no período chuvoso. Ao final desse plantio, fez-se as primeiras análises de caracterização do solo. Mas, como não foi possível estudar o efeito da aplicação do efluente tratado ao solo na estação chuvosa, devido ao aumento da intensidade das chuvas na região, para analisar os resultados da caracterização do solo ao término do primeiro plantio, fez-se apenas uma estatística descritiva dos parâmetros de fertilidade do solo, com o intuito de avaliar a variabilidade dos dados, através da determinação da média, do desvio padrão (DesvPad) e do coeficiente de variação (CV). Esses resultados estão contidos na Tabela 6.6.

Tabela 6.6: Caracterização do solo nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm), após o primeiro plantio

Tratamentos	Estat.	pH	M.O.	NO ₃	NH ₄	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Al ³⁺	SB	CTC	CTC _e	RAS	PST	V	m
			g/kg	mg/kg	mg/dm ³	cmol/dm ³										%		
Água (A)	Média	6,8	4,5	9,3	9,3	0,0	0,0	1,1	0,9	0,0	0,1	2,1	4,1	2,1	0,0	1,0	49,3	2,5
	DesvPad	0,8	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,5	0,3	0,5	0,0	0,0	7,7	0,6
	CV (%)	12,4	6,8	0,0	0,0	74,4	35,7	23,6	24,6	6,0	0,0	23,7	8,3	23,1	7,1	4,4	15,7	23,9
A + I	Média	6,5	4,7	9,3	9,3	0,0	0,1	1,2	1,0	0,0	0,1	2,3	4,4	2,3	0,0	0,8	50,5	2,3
	DesvPad	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,7	0,5	0,7	0,0	0,1	10,3	0,6
	CV (%)	14,0	7,7	0,0	0,0	0,0	41,1	29,2	36,9	6,9	0,0	31,6	10,5	30,9	19,7	15,6	20,4	26,4
A + NPK	Média	5,5	5,3	15,6	18,7	2,2	0,0	0,9	0,7	0,0	0,1	1,7	4,1	1,8	0,0	0,8	41,3	7,3
	DesvPad	0,3	0,7	5,4	9,3	0,8	0,0	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,3	0,2	0,0	0,3	3,3	2,8
	CV (%)	5,5	12,3	34,7	50,0	35,1	20,0	17,3	10,4	39,9	43,3	12,5	6,2	12,4	34,2	36,7	8,0	38,4
A + I + NPK	Média	5,9	4,8	15,6	18,7	6,5	0,1	1,2	0,9	0,1	0,1	2,2	4,7	2,3	0,1	1,2	47,4	3,0
	DesvPad	0,3	0,7	10,8	9,3	4,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,1	0,0	0,5	0,8	1,5
	CV (%)	4,5	15,0	69,3	50,0	62,6	52,6	17,8	5,9	43,5	43,3	7,2	5,9	5,8	44,9	40,9	1,7	49,5
Efluente (E)	Média	6,6	6,5	9,3	9,3	0,0	0,0	1,1	0,9	0,1	0,1	2,1	4,1	2,1	0,1	1,1	50,4	2,4
	DesvPad	0,8	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	2,6	0,1
	CV (%)	12,7	13,8	0,0	0,0	49,3	7,5	4,5	3,3	11,2	0,0	3,9	1,4	3,8	9,5	12,4	5,2	3,9
E + I	Média	6,3	7,6	9,3	9,3	0,0	0,1	1,1	0,9	0,0	0,1	2,1	4,3	2,2	0,0	1,0	50,0	3,2
	DesvPad	0,9	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0	0,4	0,2	0,4	0,0	0,3	7,7	1,1
	CV (%)	14,3	10,7	0,0	0,0	78,6	50,4	27,8	21,4	27,0	43,3	20,6	5,6	19,3	34,4	26,5	15,3	53,9
E + P	Média	6,0	13,3	9,3	9,3	0,3	0,0	1,3	0,7	0,0	0,1	1,7	3,8	1,8	0,0	1,0	44,9	5,6
	DesvPad	0,3	0,7	0,0	0,0	0,2	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0	0,3	0,2	0,3	0,0	0,2	5,9	0,9
	CV (%)	5,1	5,4	0,0	0,0	59,0	29,6	38,2	42,8	29,0	24,7	18,3	5,4	17,3	23,6	24,4	13,1	15,8
E + I + P	Média	5,9	5,7	9,3	9,3	0,5	0,0	1,1	0,5	0,0	0,1	2,0	3,9	2,1	0,0	0,8	50,5	5,7
	DesvPad	0,3	0,9	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,1	4,5	1,4	
	CV (%)	4,5	15,7	0,0	0,0	33,6	7,7	11,1	43,6	14,3	0,0	15,6	7,0	14,8	6,4	7,5	8,8	25,4
20 - 40 cm																		
Água (A)	Média	7,3	4,9	24,9	24,9	0,0	0,0	1,2	1,0	0,0	0,1	2,2	4,3	2,3	0,0	1,0	51,1	3,0
	DesvPad	0,4	0,6	5,4	5,4	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,0	0,3	4,9	1,6
	CV (%)	4,8	11,9	21,6	21,6	134,8	6,2	11,0	13,9	36,1	43,3	10,3	2,1	8,8	35,8	34,0	9,6	53,0
A + I	Média	6,9	3,6	21,8	34,2	0,0	0,0	0,8	0,6	0,0	0,1	1,5	3,7	1,7	0,0	0,8	41,9	8,1
	DesvPad	0,9	0,1	5,4	10,8	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,0	0,2	4,8	2,1
	CV (%)	12,4	2,0	24,7	31,5	0,0	39,7	12,5	4,6	28,6	21,7	8,5	4,0	6,4	30,4	24,9	11,5	26,2
A + NPK	Média	6,8	4,6	18,7	18,7	0,9	0,0	1,0	0,8	0,0	0,2	1,8	4,1	2,0	0,0	0,7	43,9	7,9
	DesvPad	0,6	0,7	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,1	0,0	0,1	0,3	0,2	0,3	0,0	0,1	5,5	4,9
	CV (%)	8,9	15,3	0,0	0,0	57,9	29,4	16,6	18,4	8,7	57,7	17,0	4,7	13,7	16,3	12,9	12,6	62,0
A + I + NPK	Média	7,6	4,3	24,9	31,1	2,9	0,1	1,1	0,5	0,1	0,1	1,7	4,1	1,9	0,1	1,1	41,8	7,5
	DesvPad	0,4	0,4	5,4	10,8	2,6	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,4	0,4	0,4	0,0	0,1	5,0	2,8
	CV (%)	5,7	9,3	21,6	34,6	90,8	31,0	9,8	74,0	14,3	21,7	21,9	10,7	19,3	7,3	6,5	12,0	37,4
Efluente (E)	Média	7,1	8,8	9,3	9,3	0,0	0,1	1,1	0,4	0,0	0,1	1,6	3,7	1,7	0,0	1,1	44,3	5,8
	DesvPad	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	0,2	0,3	0,2	0,0	0,3	2,5	0,7
	CV (%)	4,3	4,0	0,0	0,0	92,2	82,0	5,2	58,1	29,4	0,0	12,5	9,3	11,8	30,2	25,0	5,6	12,4
E + I	Média	7,0	8,1	9,3	9,3	ND	0,1	1,0	0,7	0,0	0,1	1,2	3,3	1,3	0,0	1,1	32,4	18,6
	DesvPad	1,0	1,0	0,0	0,0	-	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,5	23,7	22,9
	CV (%)	14,9	12,3	0,0	0,0	-	33,1	17,3	10,1	7,5	0,0	79,2	30,0	73,2	18,0	40,7	73,2	123,4
E + P	Média	6,4	7,3	9,3	9,3	0,1	0,0	1,4	0,7	0,0	0,1	1,6	3,8	1,7	0,0	0,6	41,8	5,3
	DesvPad	0,9	1,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,3	0,2	0,3	0,0	0,2	6,7	2,5
	CV (%)	14,3	13,8	0,0	0,0	110,2	6,9	13,9	24,5	43,3	0,0	21,0	5,8	18,2	32,2	38,5	16,1	46,2
E + I + P	Média	7,6	6,1	9,3	9,3	0,2	0,0	0,9	0,6	0,0	0,1	2,1	4,1	2,2	0,0	0,6	52,6	4,5
	DesvPad	0,3	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,5	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,1	3,6	0,6	
	CV (%)	4,0	6,9	0,0	0,0	53,5	26,2	17,2	79,5	20,4	34,6	13,8	7,6	13,2	13,6	12,4	6,8	12,6

SB – Soma de bases; CTC – Capacidade de troca de cátions; CTC_e – Capacidade de troca de cátions efetiva; RAS – Relação de adsorção de sódio, na solução do solo; PST – Porcentagem de sódio trocável; V – Porcentagem de saturação de bases trocáveis; m – Saturação por Al³⁺.

Os resultados alcançados após o primeiro plantio (Tabela 6.6) mostraram que os teores de matéria orgânica diminuíram em relação ao solo natural, em todos os tratamentos e camadas estudados. A matéria orgânica é constituída por um conjunto de compostos orgânicos como restos de vegetais, substâncias húmicas, além da biomassa microbiana (Mendonça e Matos, 2005b), o aumento da umidade do solo, decorrente da alta intensidade das chuvas na região, associado às temperaturas altas, que podem chegar a médias máximas de 29 °C, mesmo no período chuvoso, pode ter provocado uma rápida mineralização da fração orgânica do solo. Por isso, os valores desse parâmetro encontrados após o período chuvoso foram maiores do que aqueles encontrados no solo natural.

Ainda na primeira etapa do experimento, alguns nutrientes importantes, como o N e o P, também tiveram seus teores reduzidos após o período de chuvas (Tabela 6.6). No caso do N, o rápido processo de mineralização pode ter provocado maiores disponibilidades do NO_3^- para a solução do solo e, com as fortes chuvas, as perdas por lixiviação deste elemento podem ter sido intensificadas, ou, no caso do NH_4^+ , as altas temperaturas e a umidade podem ter provocado a volatilização deste elemento. A CTC registrada após o primeiro plantio permaneceu com valores baixos ($< 24 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$) e a maioria dos tratamentos continuou apresentando um V% inferior a 50% (Tabela 6.6).

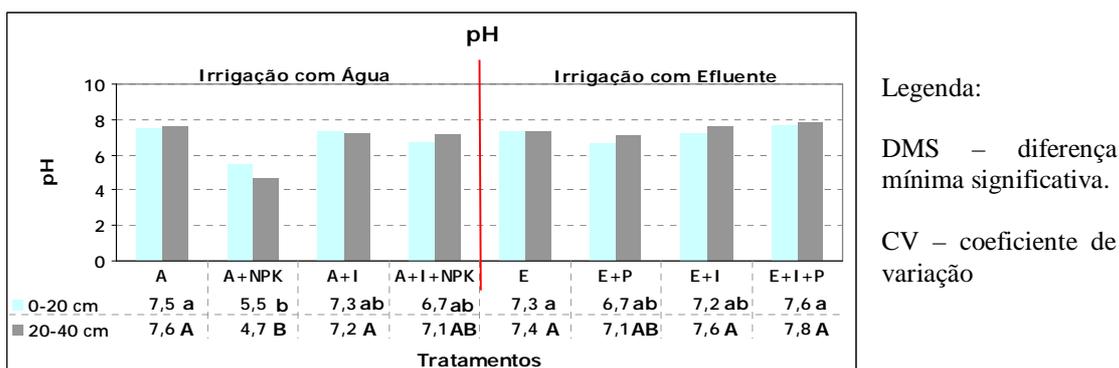
Como os resultados da primeira etapa deste experimento não foram relevantes para o estudo, apenas serão avaliados na íntegra os resultados alcançados na segunda etapa do experimento (estação seca) e estes resultados, com relação às alterações químicas do solo, serão comparados com os valores dos parâmetros obtidos na primeira etapa do experimento (estação chuvosa).

6.5 Caracterização do solo após o segundo plantio

Todos os resultados das caracterizações do solo apresentados neste trabalho foram avaliados segundo a Classificação de Fertilidade do Solo da EMBRAPA (Freire, 2003). Na análise estatística, médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey. Letras maiúsculas indicam F_c significativo a 1%. Letras minúsculas indicam F_c significativo a 5% de probabilidade.

Os valores de pH encontrados (Figura 6.1), em quase todos os tratamentos que receberam irrigação com efluente tratado, foram maiores do que aqueles encontrados no solo após a primeira etapa do experimento (estação chuvosa) (Tabela 6.6), exceto para o tratamento A+NPK, no qual houve uma redução de pH. Esse resultado discorda com

algumas afirmações descritas na literatura ao informar que a irrigação com efluente tratado não afeta o pH do solo. Duarte *et al.* (2008), quando avaliaram o efeito da aplicação de efluente tratado nas características químicas do solo, concluíram que essa prática não provocou alterações significativas no pH do solo a 5% de probabilidade. No entanto, Alves *et al.* (2007), ao estudarem os impactos da irrigação com esgoto tratado em solo cultivado com coqueiros verificaram que a deposição do efluente tratado no solo causou aumentos no pH.



Camada superficial (0-20 cm): DMS = 1,89 ($\rho < 0,05$); CV = 1,20 %

Camada subsuperficial (20-40 cm): DMS = 2,49 ($\rho < 0,01$); CV = 1,26 %

Figura 6.1: Valores de pH do solo.

Os aumentos nos valores de pH do solo submetido à irrigação com o efluente tratado, provavelmente, ocorreram por causa da adição de bases trocáveis, uma vez que, segundo Medeiros *et al.* (2005b), este comportamento pode ser atribuído ao pH médio do efluente tratado e à adição de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) ao solo através desse resíduo.

De acordo com Fageria (2000), a elevação do pH tem influência direta na redução da toxidez de Al e pode alterar a disponibilidade de nutrientes no solo para as plantas, além de comprometer a produtividade das culturas. Elementos como o Fe, Zn, Cu Mn e Al têm sua fitodisponibilidade reduzida com a elevação do pH. Por outro lado, o aumento da disponibilidade dos macronutrientes, como N, P, K, Ca e Mg, é proporcional ao aumento do pH. Sobre esse assunto, Sousa *et al.* (2006) concluíram que o efluente da lagoa de polimento com pH variando entre 8,5 e 9,8, nas condições do experimento, não disponibilizou nutrientes suficientes para o bom desempenho da cultura do pimentão.

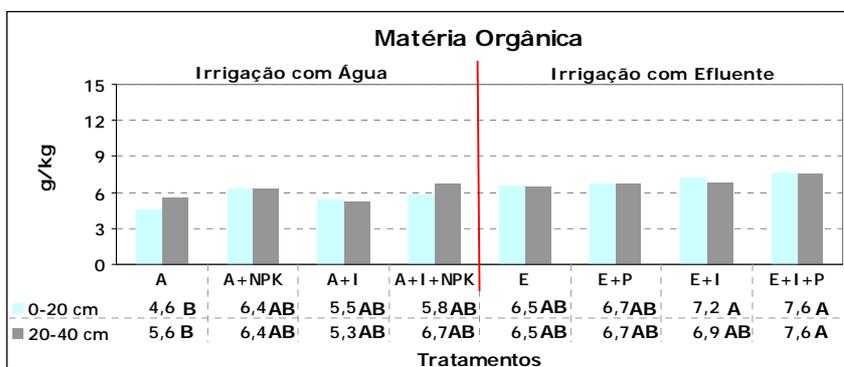
Ainda de acordo com a Figura 6.1, na camada superficial, apenas o tratamento A+NPK diferiu significativamente dos tratamentos Água (A), Efluente (E) e E+I+P. Na

camada subsuperficial, o tratamento A+NPK diferiu significativamente dos três tratamentos citados anteriormente, além dos tratamentos A+I e E+I. As plantas, na sua totalidade, não se desenvolvem convenientemente em solos de reação muito ácida. Para a cultura do milho, os valores de pH (em água) entre 5,5 e 7,5 são os mais favoráveis ao seu desenvolvimento (Santos, 2001a). Logo, os valores de pH podem ser considerados adequados para o cultivo do milho.

O tratamento A+NPK apresentou os valores mais baixos de pH (5,5 e 4,7, nas camadas superficial e subsuperficial, respectivamente) e isso pode ter ocorrido provavelmente por causa da adubação nitrogenada que reduz o pH do solo devido à reação de nitrificação e consequente liberação de H^+ .

A adição de resíduos ricos em substâncias orgânicas ao solo provoca o aumento no percentual de matéria orgânica desse solo. No entanto, neste experimento, ao comparar os resultados alcançados na segunda etapa (Figura 6.2) com aqueles registrados ao final do primeiro plantio (Tabela 6.6), o aumento do teor de matéria orgânica apenas ocorreu no tratamento E+I+P. A redução do teor de matéria orgânica verificada nos outros tratamentos pode ter sido causada pela rápida mineralização da matéria orgânica, provocada pelas altas temperaturas associadas à umidade constante, resultante da irrigação contínua com o efluente tratado.

Ao fazer a comparação entre os tratamentos avaliados, na camada superficial, apenas os tratamentos E+I e E+I+P diferiram estatisticamente do tratamento Água (A). Na camada subsuperficial, houve diferenças estatísticas apenas entre Água (A) e E+I+P. De acordo com a faixa de classificação agrônômica, exceto em E+I e E+I+P, os valores encontrados nos demais tratamentos foram considerados muito baixos ($\leq 7,0$ g/kg) (Figura 6.2).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0-20 cm): DMS = 2,36 g/kg ($p < 0,01$); CV = 1,34 %

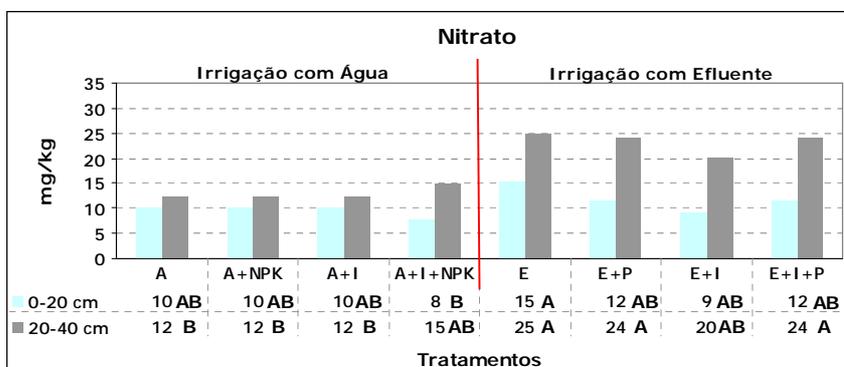
Camada subsuperficial (20-40 cm): DMS = 2,24 g/kg ($p < 0,01$); CV = 1,24 %

Figura 6.2: Teores de matéria orgânica no solo

A aplicação de efluente tratado fornece N nas formas orgânica e mineral ao solo. O N-orgânico pode ser mineralizado pela atividade de microrganismos presentes no solo e por processos de degradação da matéria orgânica. A mineralização do N é um processo biológico que libera íons inorgânicos (NH_4^+ e NO_3^-) para a solução do solo. Cujas importâncias se verifica porque as plantas absorvem esses íons inorgânicos.

As concentrações de NO_3^- e NH_4^+ do solo submetido à irrigação com efluente tratado aumentaram, em todas as camadas de solo estudadas, em relação às encontradas no solo após o primeiro plantio (Tabela 6.6). Com relação ao NO_3^- , entre os tratamentos, na camada superficial, apenas as concentrações de NO_3^- dos tratamentos A+I+NPK e Efluente (E) apresentaram diferenças significativas. Na camada subsuperficial, as concentrações de NO_3^- dos tratamentos Efluente (E), E+P e E+I+P diferiram significativamente daquelas encontradas nos tratamentos Água (A), A+NPK e A+I (Figura 6.3). No caso do NH_4^+ , os resultados encontrados na camada superficial do solo submetido aos tratamentos Efluente (E), E+P e E+I+P diferiram significativamente de todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. Por outro lado, na camada subsuperficial, apenas os tratamentos Água (A) e A+NPK apresentaram diferença significativa entre os outros tratamentos estudados (Figura 6.4).

Com relação a esses elementos, Duarte *et al.* (2008) relatam que houve uma rápida mineralização da fração orgânica do solo em virtude das concentrações de N e C existentes no efluente adicionado ao solo, transformando N – orgânico em formas inorgânicas assimiláveis pelas plantas. Da mesma forma, Santos *et al.*, (2006b), ao estudarem as alterações químicas do solo decorrentes da aplicação localizada de efluente tratado, observaram que esta prática elevou significativamente a concentração de N no solo.



Legenda:

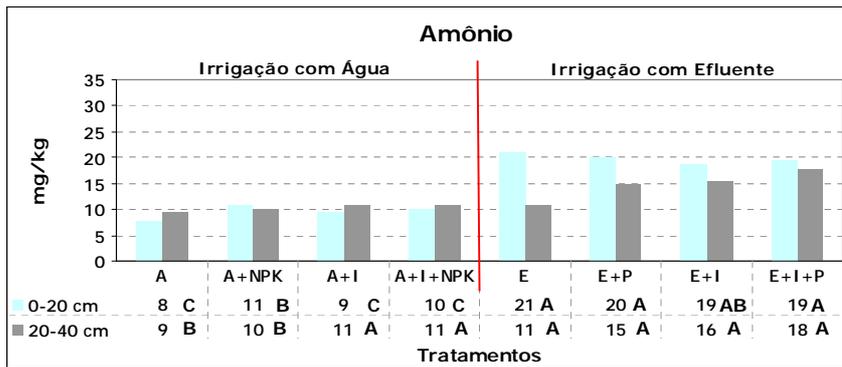
DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0-20 cm): DMS = 11,09 mg/kg ($\rho < 0,01$); CV = 2,17 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 6,61 mg/kg ($\rho < 0,01$); CV = 2,13 %

Figura 6.3: Concentrações de NO_3^- no solo



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

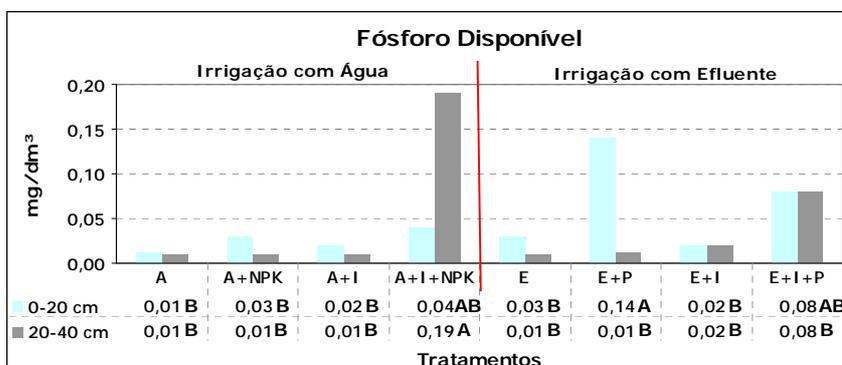
Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 8,02 mg/kg ($\rho < 0,01$); CV = 1,94 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 8,05 mg/kg ($\rho < 0,01$); CV = 2,29 %

Figura 6.4: Concentrações de NH_4^+ no solo

A respeito dos valores de P (Figura 6.5), a adição de efluente tratado aumentou as concentrações de P disponível nos tratamentos Efluente (E) e E+I, na camada superficial, quando esses foram comparados com os resultados encontrados no solo submetidos a esses mesmos tratamentos, após o primeiro plantio (estação chuvosa) (Tabela 6.6).

Na comparação entre os tratamentos, a concentração de P registrada no tratamento E+P, na camada superficial, diferiu significativamente daqueles encontrados nos tratamentos Efluente (E), E+I, Água (A), A+NPK e A+I. Na camada subsuperficial, a concentração de P encontrada no tratamento A+I+NPK foi o único que apresentou diferença estatística entre os tratamentos estudados (Figura 6.5). Segundo Fonseca *et al.* (2007), a quantidade de P adicionada ao solo, através da aplicação de efluentes tratados, geralmente não é excessiva e normalmente os maiores valores se concentram na camada mais superficial do solo.



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,10 mg/dm³ ($\rho < 0,01$); CV = 8,55 %

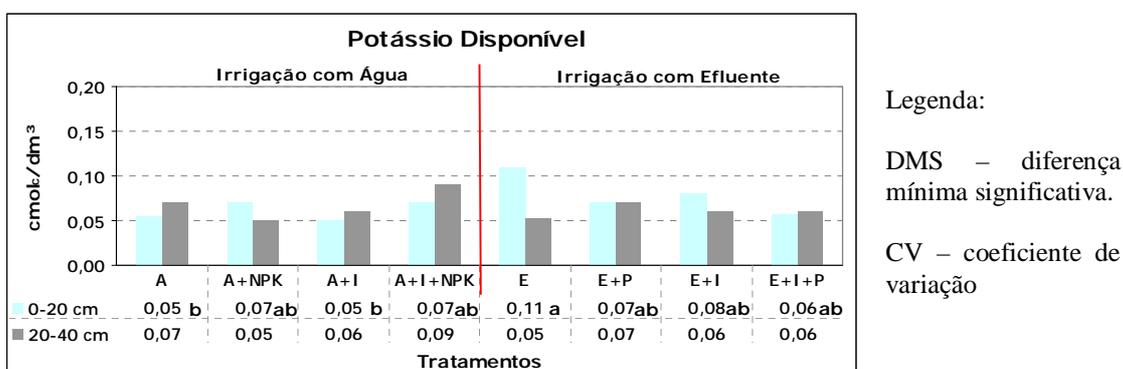
Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,09 mg/dm³ ($\rho < 0,01$); CV = 6,84 %

Figura 6.5: Concentrações de P no solo

Esses resultados mostram que o uso de água residuária não causou nenhum efeito significativo entre as concentrações de P encontradas no perfil de solo estudado, e discordam daqueles encontrados por Heidarpour *et al.* (2007), que observaram um aumento nas concentrações de P devido à adição de água residuária ao solo.

As concentrações de K⁺ disponível encontradas na camada superficial foram baixas, permanecendo entre 0,04 e 0,11 cmol/dm³ (Figura 6.6). No entanto, os tratamentos Efluente (E), E+P e E+I+P registraram valores maiores do que aqueles obtidos na caracterização do solo submetidos a esses mesmos tratamentos, após o período chuvoso (Tabela 6.6).

De acordo com a Figura 6.6, na camada superficial, houve diferenças significativas apenas entre os tratamentos: Efluente (E), Água (A) e A+I. Na camada subsuperficial não houve diferenças significativas entre os tratamentos.



Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,06 cmol/dm³ ($p < 0,05$); CV = 3,56 %

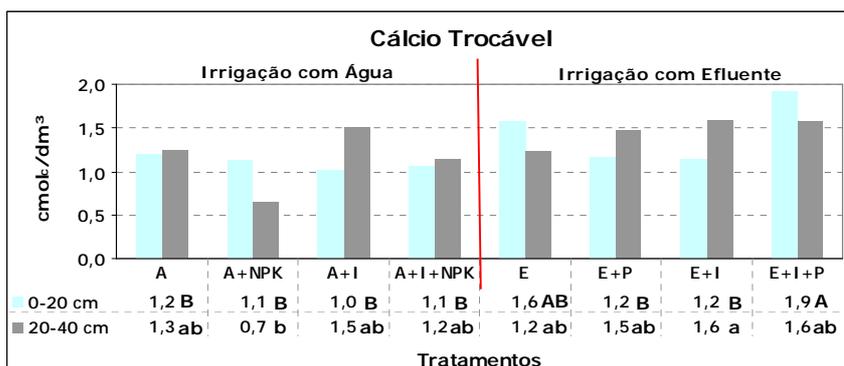
Figura 6.6: Concentrações de K⁺ no solo

Os resultados obtidos neste experimento, em parte, também estão de acordo com os obtidos por Heidarpour *et al.* (2007), que ao estudarem o efeito da aplicação de águas residuárias ao solo, verificaram que esta prática resultou em aumentos significativos ($p < 0,05$) nas concentrações de K⁺ do solo. As baixas concentrações de K⁺ encontradas neste trabalho podem ter sido causadas pelo incremento de sódio ao solo que pode ter passado a ser um cátion predominante nos processos de troca e ter liberado o K⁺ para a solução do solo e, desta forma, pode ter havido perdas desse último elemento por lixiviação.

Com relação às concentrações de Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis, verificou-se que o resultado encontrado no tratamento E+I+P para as concentrações de Ca²⁺ diferiu significativamente de todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento e dos tratamentos E+P e E+I (Figura 6.7). Com relação à caracterização

do solo após o período chuvoso, verificou-se que os valores de Ca^{2+} encontrados nos tratamentos submetidos à irrigação com o efluente tratado foram maiores do que aqueles obtidos na caracterização do solo, onde houve aplicação do efluente tratado, após a primeira etapa do experimento (Tabela 6.6). Exceto para o tratamento E+P, que apresentou uma redução no valor, na camada superficial.

No caso do Mg^{2+} , exceto os tratamentos E+P e E+I, na camada superficial, todos os outros tratamentos apresentaram valores de Mg^{2+} maiores do que aqueles verificados no primeiro plantio (Figura 6.8 e Tabela 6.6).



Legenda:

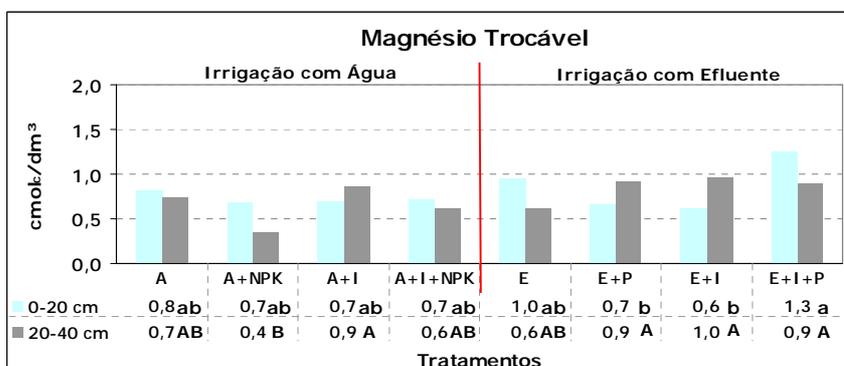
DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,60 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ ($\rho < 0,01$); CV = 1,66 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,93 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ ($\rho < 0,05$); CV = 3,16 %

Figura 6.7: Concentrações de Ca^{2+} no solo



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,59 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ ($\rho < 0,05$); CV = 3,24 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,49 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ ($\rho < 0,01$); CV = 2,36 %

Figura 6.8: Concentrações de Mg^{2+} no solo

Ao levar em consideração a avaliação dos resultados entre os tratamentos, observa-se que os tratamentos Efluente (E) e E+I+P apresentaram maiores valores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis, na camada superficial. Com relação à estatística, apenas as concentrações de Ca^{2+} do tratamento E+I+P apresentou diferença significativa com

relação à maioria dos tratamentos, exceto Efluente (E). Ao compararmos as concentrações de Mg^{2+} , o tratamento E+I+P só diferiu significativamente dos tratamentos E+P e E+I. Na camada subsuperficial, para as concentrações de Ca^{2+} , só houve diferenças significativas entre os tratamentos E+I e A+NPK. Para as concentrações de Mg^{2+} , a diferença significativa ocorreu entre os tratamentos E+P, E+I, E+I+P, A+I e o tratamento A+NPK. Os aumentos nas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} nas amostras de solo submetidas à irrigação com o efluente tratado, pode ser resultado da adição desses elementos via efluente.

Na camada superficial, as concentrações de Ca^{2+} encontradas em E+I+P e Efluente (E), alcançaram valores considerados médios (1,9 e 1,6 $cmol/dm^3$, respectivamente). Com relação aos demais tratamentos, as concentrações foram consideradas baixas (entre 1,0 e 1,20 $cmol/dm^3$). O tratamento E+I, no qual foi observado o maior valor de Ca trocável (1,6 $cmol/dm^3$, na camada superficial), só diferiu significativamente do tratamento A+NPK (0,7 $cmol/dm^3$) (Figura 6.7).

Com relação ao Mg^{2+} , na camada superficial, os valores encontrados em E+I+P e Efluente (E) foram considerados bons (1,3 e 1,0 $cmol/dm^3$). Os outros valores de Mg trocável encontrados nos demais tratamentos foram avaliados como médios (entre 0,6 e 0,8 $cmol/dm^3$). Na camada subsuperficial, apenas os tratamentos E+P e E+I apresentaram valores bons (0,9 e 1,0 $cmol/dm^3$, respectivamente). Os outros resultados foram considerados médios (Figura 6.8).

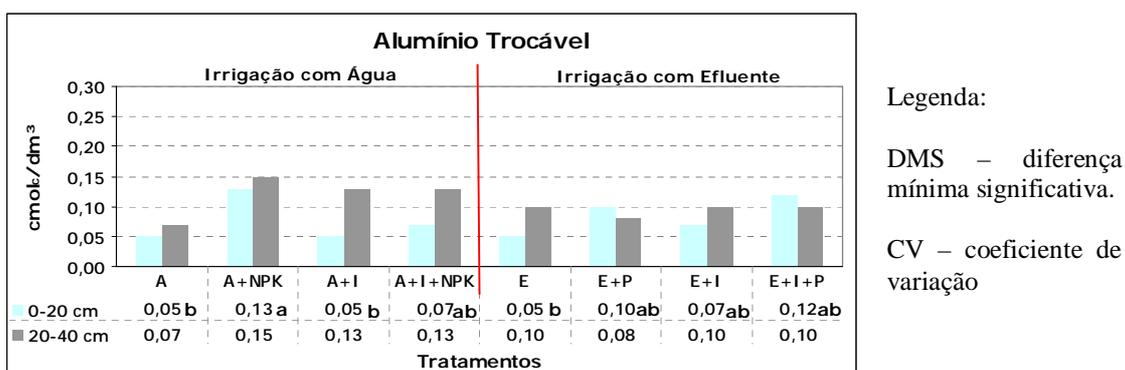
Esses resultados concordam, em parte, com aqueles conseguidos por Lucena *et al.* (2006), os quais indicaram elevações nas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} após a aplicação da irrigação com efluente de esgoto tratado em um Neossolo Quartzarênico. De acordo com Queiroz *et al.* (2004), a aplicação de esterco líquido de suíno não alterou significativamente as concentrações de Ca^{2+} no solo, mas essas foram influenciadas exclusivamente pelo tratamento. No entanto, Colodro e Espíndola (2006), ao aplicarem lodo de esgoto na dose de 60 Mg/ha. (60 t/ha.), observaram um aumento significativo nos teores de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Na avaliação da acidez do solo, deve-se levar em consideração não só o pH, mas também os teores de Al^{3+} , as saturações por alumínio (m%) e por bases (V%), além da acidez potencial e do teor de matéria orgânica (Freire, 2003). A toxidez por Al^{3+} é o fator que mais limita a produção das culturas em solos ácidos (Nicolodi *et al.*, 2008).

Quanto às concentrações de Al^{3+} encontrados nos tratamentos irrigados com o efluente tratado, esses foram considerados muito baixos (< 0,20 $cmol/dm^3$) (Figura

6.9). Estatisticamente, apenas houve diferenças significativas entre os tratamentos Efluente (E) e A+NPK, na camada superficial.

Os resultados obtidos neste experimento com relação ao Al^{3+} concordam com Sousa *et al.* (2006), que ao cultivarem pimentão em solo irrigado com o efluente de um reator UASB, não observaram nenhuma ocorrência de Al^{3+} no solo ao final do experimento.



Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,10 cmol_c/dm³ ($p < 0,05$); CV = 4,51 %

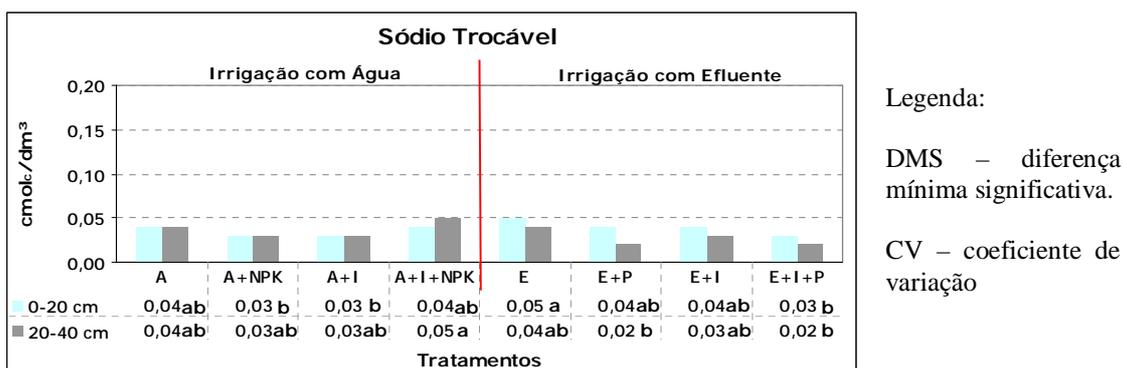
Figura 6.9: Teores de Al^{3+} no solo

A irrigação com efluentes tratados pode apresentar aspectos negativos com relação à possível adição excessiva de Na^+ ao solo, que provoca dispersão de argilas e, conseqüentemente, compromete a condutividade hidráulica do solo. Sobre este assunto, Gloaguen *et al.* (2007), monitorando por dois anos um solo irrigado com água residuária, a uma profundidade de 2 m, verificaram que as altas concentrações de Na^+ (5577 $\mu\text{mol/L}$) no esgoto tratado induziram a sodificação progressiva do solo e sua alcalinização. Os autores também verificaram que a irrigação por gotejamento levou a um aumento da relação de adsorção de sódio (RAS). Mas, observaram que houve uma diminuição do Na^+ ao longo do tempo.

As concentrações Na^+ encontradas no solo submetido à irrigação com o efluente tratado, na camada superficial (Figura 6.10), foram maiores do que aqueles obtidos no solo submetido aos tratamentos com irrigação com efluente tratado, após o período chuvoso (Tabela 6.6). Mas, esses valores não são capazes de provocar problemas de sodicidade ao solo, uma vez que os mesmos estão muito abaixo do limite crítico ($< 50 \text{ mg/dm}^3$). O aumento nos teores de Na^+ , em relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento, pode ter sido consequência das altas concentrações de Na^+ registradas no efluente tratado (135 mg/L).

Na camada superficial, apenas o tratamento Efluente (E) diferiu significativamente dos tratamentos E+I+P, A+NPK e A+I. Na camada subsuperficial isto ocorreu entre o tratamento A+I+NPK e os tratamentos E+P e E+I+P (Figura 6.10).

Os resultados obtidos neste experimento concordam com os resultados de Herpin *et al.* (2007), ao constatarem que os teores de Na⁺ no perfil do solo aumentaram devido às altas concentrações desse elemento na água residuária aplicada ao solo, comparado com as condições do solo não tratado.



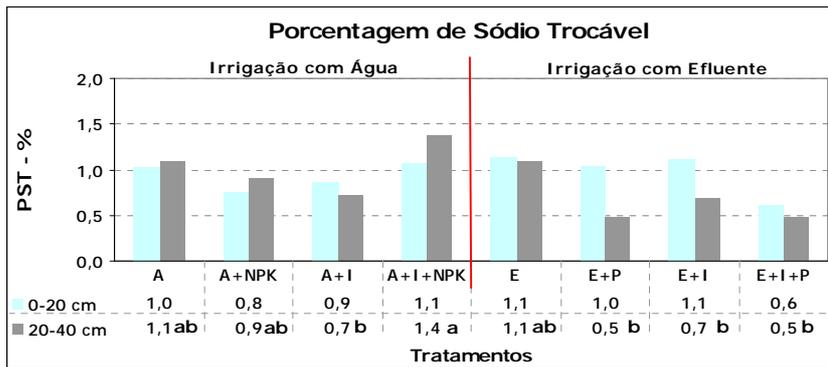
Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,02 cmol_c/dm³ (ρ < 0,05); CV = 2,61 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,03 cmol_c/dm³ (ρ < 0,05); CV = 3,60 %

Figura 6.10: Teores de Na⁺ no solo

Os valores obtidos da porcentagem de sódio trocável (PST), em todos os tratamentos, estão muito distantes do limite de 15 % estabelecido pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos para um solo ser considerado sódico (Montes *et al.*, 2006). Portanto, não parece haver risco de sodificação do solo pela aplicação do efluente nas condições experimentais estudadas (Figura 6.11).

Os valores de PST do solo submetido aos tratamentos E+I+P, E+P e Efluente (E), na camada superficial, diminuíram em relação aqueles obtidos para esses mesmos tratamentos ao final do primeiro plantio (Tabela 6.6). Esses resultados concordam com Herpin *et al.* (2007), que também observaram uma redução nos valores da PST na camada superficial do solo, isso, em consequência, principalmente, da troca do Na⁺ pelos elementos Ca²⁺ e Mg²⁺, no complexo de troca, resultando nos aumentos das porcentagens de Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis. Na camada subsuperficial, isso ocorreu nos tratamentos E+P, E+I e Efluente (E).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,76 % ($\rho < 0,05$); CV = 3,97 %

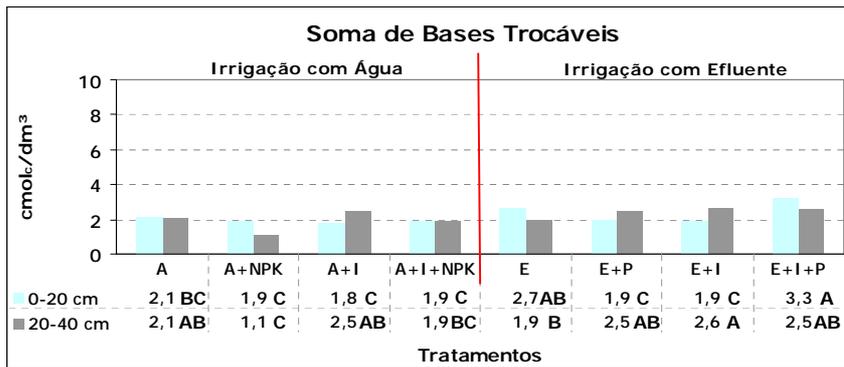
Figura 6.11: Porcentagem de sódio trocável (PST)

Estatisticamente, os valores da relação de adsorção de sódio (RAS) nos tratamentos não diferiram significativamente nas duas camadas de solo estudadas. O maior valor foi verificado em A+I+NPK (0,05 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$, camada subsuperficial) e o menor em E+I+P (0,02 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$, nas duas camadas). Os valores de todos os tratamentos ficaram abaixo do limite 0,1 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ e não apresentam riscos de sodificação do solo.

A soma de bases (SB) e a saturação por bases (V%) são excelentes indicativos das condições gerais da fertilidade do solo, sendo utilizadas na classificação de solos quanto a uma medida do eutrofismo (Silva *et al.*, 2007b). A irrigação com o efluente tratado causou aumento significativo da SB, em relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento, apenas no tratamento E+I+P, na camada superficial. Na camada subsuperficial, apenas o tratamento A+NPK apresentou diferença significativa entre os tratamentos, exceto entre A+I+NPK e Efluente (E) (Figura 6.12).

Com relação aos resultados alcançados no primeiro plantio (Tabela 6.6), houve aumentos nos valores de SB nos tratamentos E+I, E+I+P e Efluente (E), na camada superficial, e em todos os tratamentos irrigados com efluente tratado, na camada subsuperficial. Os aumentos nos resultados provavelmente foram devido à adição de cátions trocáveis via efluente tratado.

Todos os resultados encontrados para SB, na camada superficial, foram considerados médios (entre 1,8 e 3,6 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$). Na camada subsuperficial, apenas o tratamento Efluente (E) apresentou SB menor do que os tratamentos irrigados com água de abastecimento. Nessa camada, todos os resultados deste parâmetro foram considerados médios (Figura 6.12).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

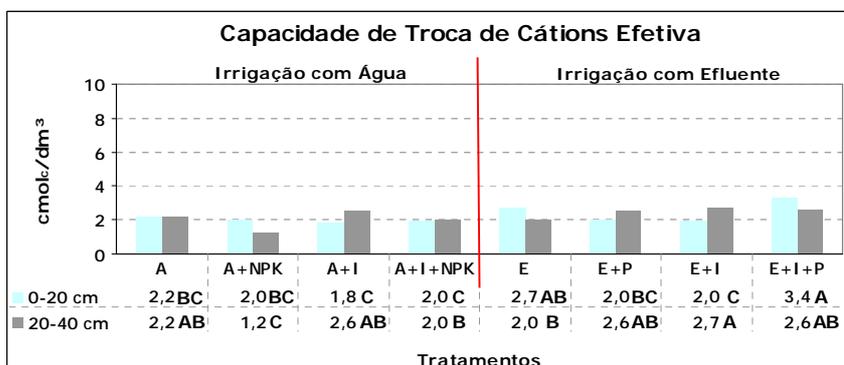
Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,61 cmol_c/dm³ (ρ < 0,01); CV = 1,00 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,84 cmol_c/dm³ (ρ < 0,01); CV = 1,39 %

Figura 6.12: Soma de bases trocáveis (SB)

Ainda com relação à SB, na análise estatística, apenas os tratamentos E+I+P e Efluente (E), na camada superficial, apresentou diferença significativa entre os tratamentos irrigados com água de abastecimento.

Os valores encontrados na camada superficial para a CTC efetiva (CTCe) nos tratamentos E+P, E+I+P e Efluente (E) (Figura 6.13), foram maiores do que aqueles registrados no solo submetidos a esses mesmos tratamentos, após o período chuvoso (Tabela 6.6). O melhor resultado foi observado no tratamento E+I+P (3,4 cmol_c/dm³), o qual é considerado médio, segunda a classificação agrônômica. E esse tratamento foi o que apresentou diferença significativa com todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. Na camada subsuperficial, o tratamento A+NPK apresentou diferença significativa entre os demais tratamentos, e o tratamento E+I diferiu significativamente dos tratamentos A+I+NPK e Efluente (E) (Figura 6.13).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

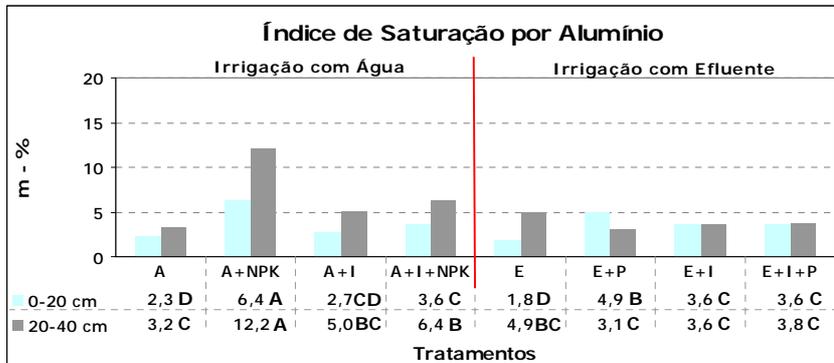
CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,75 cmol_c/dm³ (ρ < 0,01); CV = 1,18 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,75 cmol_c/dm³ (ρ < 0,01); CV = 1,18 %

Figura 6.13: Capacidade de troca de cátions efetiva (CTCe)

Todos os valores do índice de saturação por alumínio (m%), encontrados em todos os tratamentos estudados, foram classificados como muito baixos (inferiores a 15%) e não representam perigo de toxidez às plantas. Estatisticamente, nas duas camadas estudadas, apenas o tratamento A+NPK diferiu significativamente dos demais tratamentos e também apresentou os maiores resultados (Figura 6.14).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

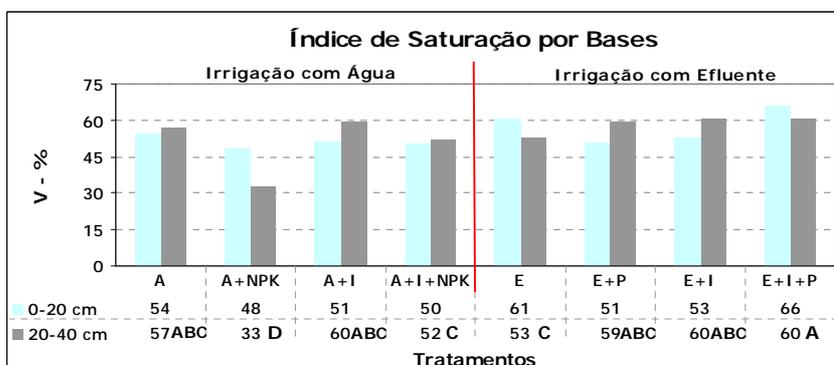
CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 1,25 % ($\rho < 0,01$); CV = 1,23 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 2,32 % ($\rho < 0,01$); CV = 1,57 %

Figura 6.14: Índice de saturação por alumínio (m%)

O índice de saturação por bases (V%) dá uma idéia da proporção de cátions trocáveis importantes no complexo de troca. Assim, quanto menor for o seu valor, maior será acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), ou seja, solo será mais ácido e menos fértil. NA camada superficial, não houve diferenças significativas entre os valores de V(%). Já, na camada subsuperficial, o valor de V(%) do tratamento E+I+P diferiu significativamente dos valores registrados nos tratamentos Efluente (E), A+NPK e A+I+NPK. Com relação ao solo caracterizado após o período chuvoso, só o tratamento A+NPK ainda apresentou valores característicos de um solo distrófico (V inferior a 50%). Os outros tratamentos mantiveram seus valores de V% médios ou bons (Figura 6.15).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

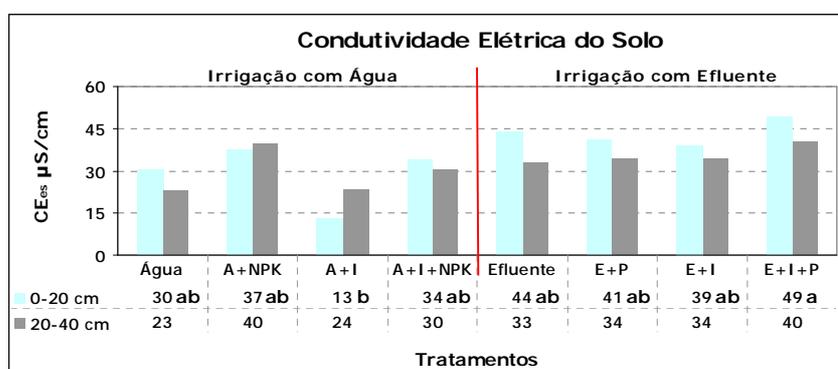
CV – coeficiente de variação

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 5,98 % ($\rho < 0,01$); CV = 0,39 %

Figura 6.15: Índice de saturação por bases (V%)

Apesar do índice de saturação por bases expressar o quanto delas está contido no complexo de troca do solo, ele sozinho nem sempre constitui um referencial adequado do potencial de fornecimento de cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+), por exemplo: solos com altos valores de V% e CTC muito baixas têm disponibilidades em nutrientes relativamente baixas, em comparação com aqueles que apresentam atividade de argila mais elevada (Oliveira *et al.*, 1992). Com relação aos tratamentos com maiores valores de V%, provavelmente, a maior disponibilidade de nutrientes será do tratamento E+I+P devido a maior CTCe.

Com relação à condutividade elétrica do estrato de saturação do solo (CE_{es}), na camada superficial, houve diferenças significativas apenas entre o tratamento E+I+P e o tratamento A+I. Na camada subsuperficial, não houve diferenças significativas entre os tratamentos.



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 32,16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\rho < 0,05$); CV = 3,95 %

Figura 6.16: Condutividade elétrica do estrato de saturação do solo (CE_{es})

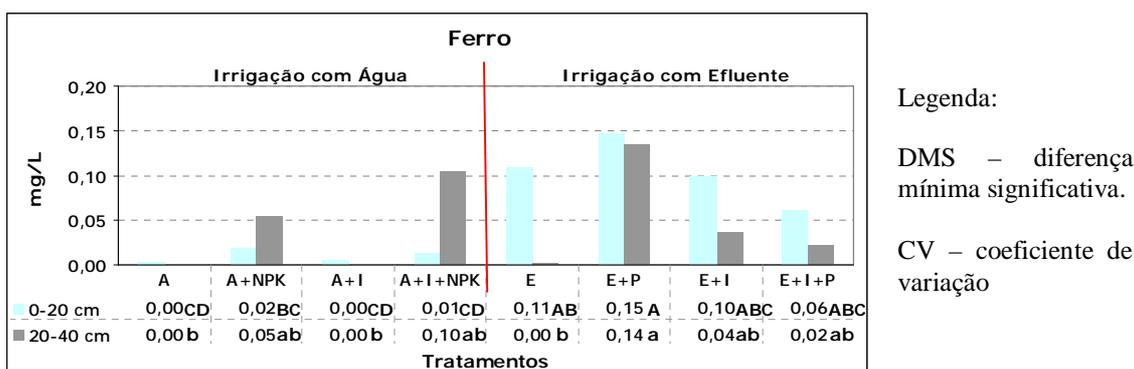
Em geral, todos os resultados encontrados neste experimento, para os parâmetros físico-químicos, concordam com alguns dados disponibilizados na literatura, a exemplo de Medeiros *et al.* (2005a), que ao investigarem as alterações químicas no solo em resposta à aplicação de água residuária filtrada, verificaram que houve uma melhoria nas características do solo, quando comparados com a irrigação convencional. Os principais aspectos positivos observados pelos autores foram: o aumento do pH do solo, das concentrações de P, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis, matéria orgânica, N-total e diminuição da acidez potencial e trocável. Fonseca *et al.* (2007) concluíram que a irrigação com esgoto tratado causou alterações nas características do solo, principalmente aumentos nas concentrações de N-total e N-mineral, nas atividades microbianas, nas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis e Na^+ , e reduções nas concentrações de K^+ trocável, além da elevação da salinidade e sodicidade. Lucena *et*

al. (2006) também observaram aumentos nas concentrações de P e nos teores matéria orgânica. No entanto, os autores observaram que as concentrações de K^+ no solo não foram estatisticamente influenciados pela irrigação com efluente.

6.6 Metais

Quando o efluente é originário de resíduos domésticos, a quantidade de metais fornecida ao solo, normalmente, é muito baixa, devido à composição do efluente. Logo, a absorção desses elementos pelas plantas é muito baixa.

Os resultados obtidos mostraram que, nas camadas de solo avaliadas, as concentrações de Fe^{2+} foram consideradas muito baixas ($\leq 0,8$ cmol/dm³). A aplicação do efluente tratado, na camada superficial, alterou significativamente os valores desse elemento em relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento (Figura 6.17).

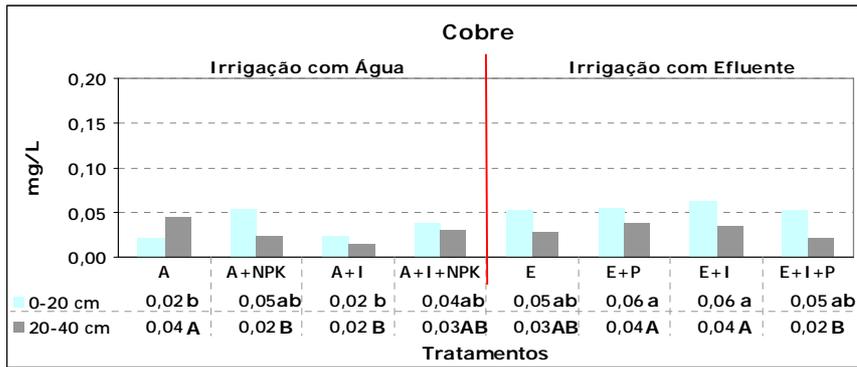


Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,10 mg/L ($\rho < 0,01$); CV = 6,15 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,13 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 12,92 %

Figura 6.17: Concentrações de Fe^{2+} no solo

Com relação às concentrações de Cu^{2+} disponível, todos os tratamentos apresentaram valores foram muito baixas ($\leq 0,3$ mg/dm³). Os valores mais altos foram aqueles obtidos nos tratamentos E+P e E+I, nas duas camadas. Estatisticamente, só houve diferenças significativas entre os tratamentos E+P e E+I e os tratamentos Água (A) e A+I, na camada superficial. Na camada subsuperficial, isso ocorreu entre os tratamentos E+P e E+I e os tratamentos A+NPK e A+I (Figura 6.18).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

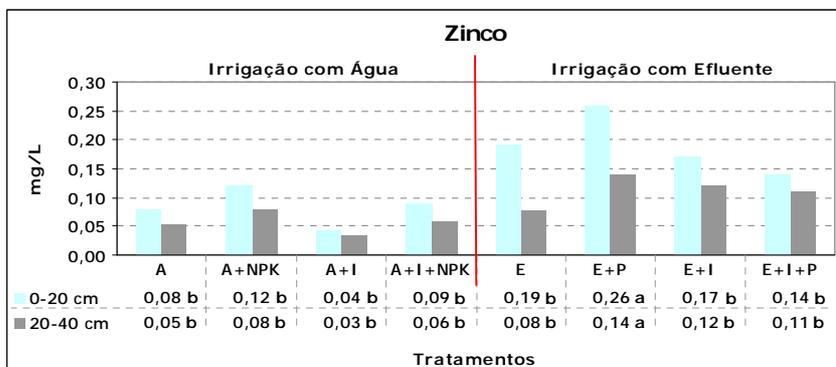
CV – coeficiente de variação

Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,40 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 3,69 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,02 mg/L ($\rho < 0,01$); CV = 2,62 %

Figura 6.18: Concentrações de Cu^{2+} no solo

Os maiores resultados obtidos para o Zn^{2+} foram aqueles encontrados nos tratamentos irrigados com efluente tratado. Mesmo com os valores de pH registrados relativamente altos nesses tratamentos, que inibem a disponibilidade de micronutrientes (Figura 6.19). Kalavrouziotis *et al* (2008) também verificaram um aumento significativo nos teores de Zn^{2+} do solo submetido à irrigação com efluente tratado. Os valores das concentrações de Zn^{2+} , encontradas neste experimento, permaneceram dentro dos limites críticos para o crescimento normal das plantas (5 mg/L).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

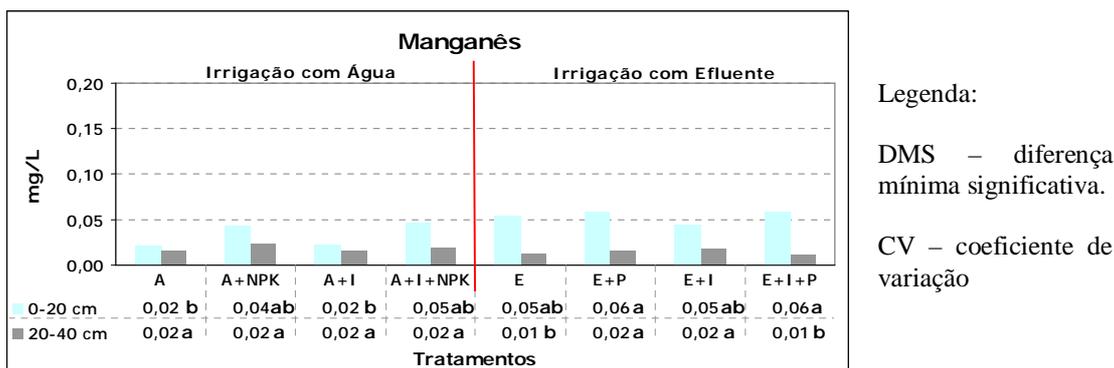
Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,17 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 5,66 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,10 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 5,39 %

Figura 6.19: Concentrações de Zn^{2+} no solo

Quanto ao Mn^{2+} disponível, todos os valores encontrados foram muito baixos ($\leq 2,0 \text{ mg/dm}^3$). Os maiores resultados foram verificados na camada superficial do solo, nos tratamentos irrigados com o efluente tratado. Na camada superficial, os tratamentos E+P e E+I+P diferiram significativamente dos tratamentos Água (A) e A+I. Já na

camada subsuperficial isso ocorreu entre os tratamentos E+I+P e Efluente (E) e todos os outros tratamentos (Figura 6.20).



Camada superficial (0 – 20 cm): DMS = 0,04 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 4,00 %

Camada subsuperficial (20 – 40 cm): DMS = 0,01 mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 2,91 %

Figura 6.20: Concentrações de Mn^{2+} no solo

Com relação aos resultados referentes aos metais, o aumento desses elementos no solo submetido à irrigação com efluente tratado pode ser devido à composição do efluente tratado. Além disso, segundo Ferreira *et al.* (2001), a adubação nitrogenada pode causar acidificação da rizosfera, provocada pela nitrificação ou absorção do íon amônio. Esta acidificação do solo aumenta a disponibilidade de micronutrientes (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}) para as plantas. Fonseca (2002), ao avaliar o potencial de uso e o impacto da utilização do efluente tratado como fonte de N e água na agricultura, verificou que os teores de Fe^{2+} e Mn^{2+} foram menores nas unidades experimentais que não receberam fertilização mineral e/ou apenas fertilização nitrogenada, inclusive nas parcelas que receberam o efluente tratado, e maiores nas parcelas que receberam fertilização. Isto pode ser explicado pela diminuição do pH do solo nas parcelas que receberam fertilização mineral nitrogenada, uma vez que a diminuição do pH aumenta a disponibilidade desses micronutrientes nas amostras de solo.

6.6.1 Análises de Componentes Principais (PCA – Solo)

A PCA das análises químicas do solo está correlacionando as amostras dos tratamentos (Água ou A – T1; A+NPK – T2; A+I – T3; A+I+NPK – T4; Efluente ou E – T5; E+P – T6; E+I – T7; E+I+P – T8), no perfil de solo estudado (P1 – camada superficial; e P2 – camada subsuperficial), representados nos gráficos dos scores em azul (P1) e rosa (P2), com as variáveis (parâmetros avaliados durante o experimento), representadas nos gráficos dos loadings. A soma das quatro PCs retêm 80% da

informação total da análise e individualmente, cada PC retém: PC-1 37%, PC-2 21%, PC-3 13% e PC-4 9%.

As amostras ou parâmetros que mais se destacarem nos gráficos de scores e loadings, ou seja, que se distanciarem mais do ponto central nos gráficos, possuirão os maiores pesos na análise das componentes. Os maiores valores, em módulo, dos pesos de Scores e Loadings podem ser observados nas Tabelas 6.7 e 6.8, assim como a distribuição deles entre as PC.

Tabela 6.7: Peso dos scores (amostras)

Tratamentos	PC1 (37%)*	PC2 (21%)*	PC3 (13%)*	PC4 (9%)*
T1_P1	-2,611	-0,830	-1,929	-0,475
T1_P2	-1,850	-0,569	-1,747	0,188
T2_P1	-0,499	1,778	1,068	-1,477
T2_P2	-3,050	2,897	2,956	-0,674
T3_P1	-3,598	-0,552	-1,304	-0,335
T3_P2	-1,984	-1,872	0,023	-0,544
T4_P1	-0,917	1,277	-1,407	-0,817
T4_P2	-0,079	1,527	0,037	3,478
T5_P1	3,886	0,395	-2,207	0,457
T5_P2	-1,709	-0,860	0,864	1,157
T6_P1	3,230	2,846	0,118	0,087
T6_P2	1,223	-1,482	1,208	-0,143
T7_P1	2,024	1,976	-0,871	-0,511
T7_P2	0,942	-2,110	0,714	-0,150
T8_P1	4,079	-1,979	0,748	-1,565
T8_P2	0,914	-2,440	1,728	1,323

Tabela 6.8: Peso dos loadings (variáveis)

Variáveis	PC1 (37%)	PC2 (21%)	PC3 (13%)	PC4 (9%)
pH	0,107	-0,394	-0,322	0,248
MO (matéria orgânica)	0,292	-0,005	0,366	0,137
NO ₃	0,066	-0,287	0,317	0,391
NH ₄	0,382	-0,015	0,061	-0,001
P	0,165	0,155	0,068	0,482
K	0,243	0,170	-0,268	0,275
Ca	0,270	-0,394	-0,039	0,000
Mg	0,237	-0,384	-0,071	-0,207
Na	0,062	0,226	-0,401	0,424
Al	-0,012	0,092	0,544	0,047
CTCe	0,254	-0,398	-0,066	-0,094
CE	0,310	0,106	0,245	-0,123
Fe	0,293	0,209	0,072	0,165
Cu	0,310	0,205	-0,123	-0,208
Zn	0,339	0,184	0,015	-0,112
Mn	0,277	0,242	-0,183	-0,357

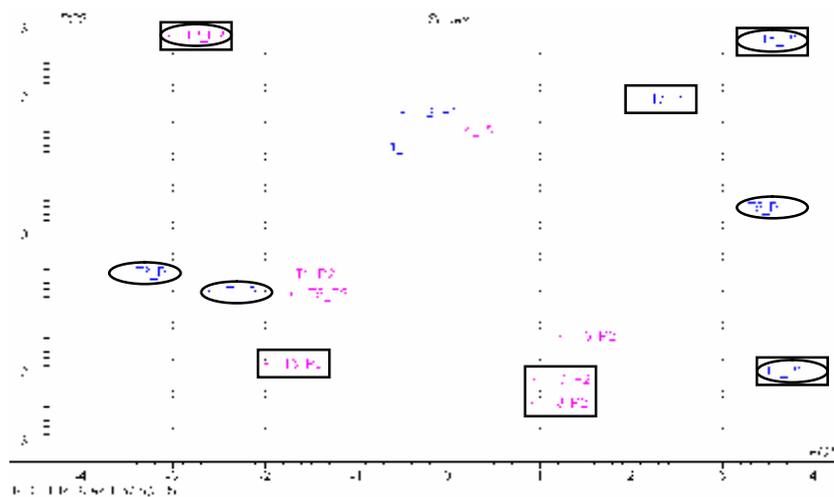
As PC-1 e PC-2, juntas, detiveram a maior porcentagem de informação estatística da análise (58%). A PC-1 é basicamente uma combinação entre as variáveis

matéria orgânica (MO), macronutrientes (NH_4^+ e Ca^{2+}), CTCe, condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CE) e metais (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}), todas com sinal positivo. Logo, quanto maiores os pesos com sinais positivos dos scores na PC-1, maior será a relação desses pesos com as variáveis mais influentes na PC-1. A PC-2 foi praticamente composta pelas variáveis pH, CTCe e cátions trocáveis (Ca^{2+} e Mg^{2+}), todas com sinal negativo. Assim, os maiores pesos com sinais negativos dos scores na PC-2, maior será a relação desses pesos com as variáveis que mais influenciam a composição da PC-2.

A interpretação da PC-3 está relacionada com as variáveis Al^{3+} , MO, NO_3^- e CE, com sinal positivo, e Na^+ e pH com sinal negativo. Logo, os scores com maiores pesos positivos estarão correlacionados com as variáveis Al^{3+} , MO, NO_3^- e CE e menos com o Na^+ e pH. A interpretação dos pesos negativos dos scores nesta PC será feita de forma contrária. A componente PC-4 é composta basicamente pelas variáveis NO_3^- , P, K^+ , Na^+ , com sinal positivo, e Mn^{2+} , com sinal negativo, pois foram essas variáveis que apresentaram maiores pesos. Os maiores scores com pesos positivos na PC-4 estarão mais relacionados às variáveis NO_3^- , P, K^+ e Na^+ , e menos com o Mn^{2+} . As amostras com pesos negativos terão interpretação de resultados contrária.

O gráfico dos scores na PC-1 (Figura 6.21) revela que as amostras com maiores pesos são aquelas dos solos coletado nos tratamentos Água (T1_P1), A+I (T3_P1), Efluente (T5_P1), E+P (T6_P1), E+I (T7_P1) e E+I+P (T8_P1), na camada superficial, e A+NPK (T2_P2), na camada subsuperficial. Ao comparar os scores (Figura 6.21) e os loadings (Figura 6.22), observa-se que os tratamentos com sinal positivo (Efluente (T5_P1), E+P (T6_P1) e E+I+P (T8_P1)) estão mais relacionados com os macronutrientes (NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}), MO, CTCe, CE e metais (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}). Os tratamentos com sinal negativo (Água (T1_P1), A+NPK (T2_P2) e A+I (T3_P1)) estão menos correlacionados com essas variáveis, uma vez que possuem sinais contrários as mesmas.

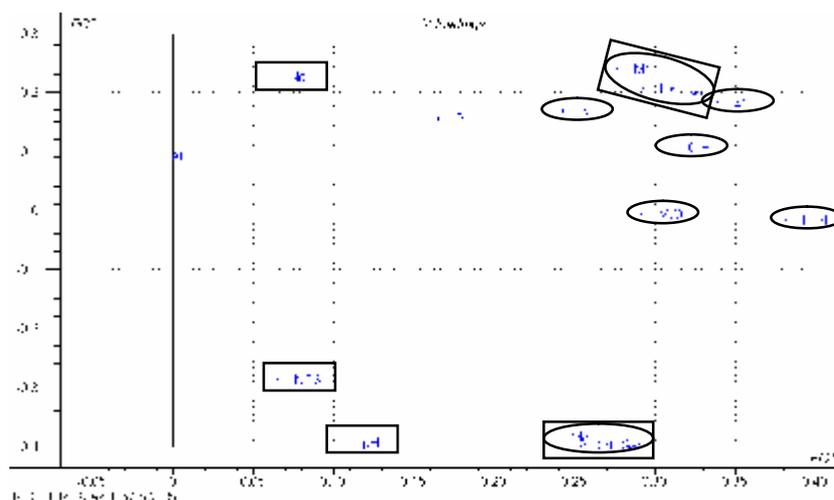
No gráfico dos scores da PC-2, as amostras dos tratamentos com maiores pesos foram A+NPK (T2_P2), E+P (T6_P1) e E+I (T3_P1), com sinal positivo, e A+I (T3_P2), E+I (T7_P2) e E+I+P (T8_P1; T8_P2), com sinal negativo. Ao comparar os gráficos dos scores (Figura 6.21) e loadings (Figura 6.22), percebe-se que os tratamentos com sinal negativo possuem maiores valores de Mg^{2+} , Ca^{2+} , NO_3^- , pH e CTCe e menos com os elementos Na^+ , Fe^{2+} , Cu^{2+} e Mn^{2+} . Os tratamentos com sinal positivo se comportam de forma contrária.



Legenda:

As elipses representam os scores com maiores pesos da PC-1 e os retângulos os scores com maiores pesos na PC-2.

Figura 6.21: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Scores.

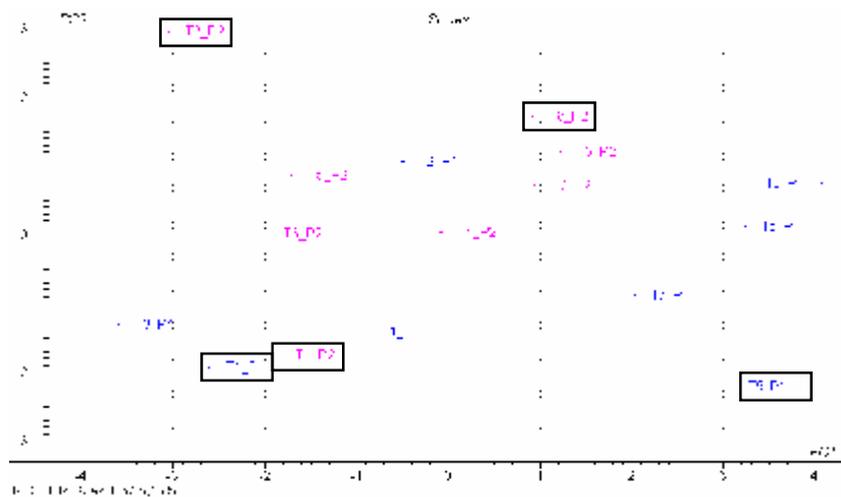


Legenda:

As elipses representam os loadings com maiores pesos da PC-1 e os retângulos os loadings com maiores pesos na PC-2.

Figura 6.22: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Loadings.

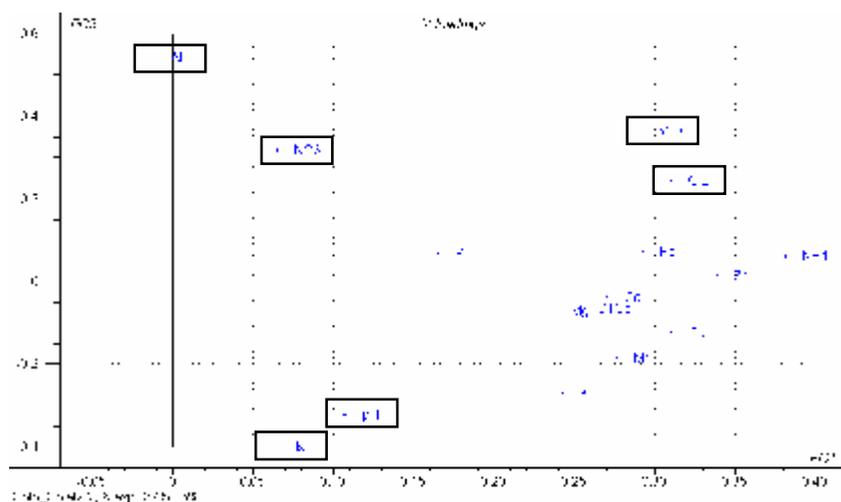
Na PC-3, os scores (Figura 6.2) com maiores pesos foram as amostras dos tratamentos A+NPK (T2_P2) e E+I+P (T8_P2), com sinal positivo, e Água (T1_P1; T1_P2) e Efluente (T5_P1), com sinal negativo. Assim, nesta componente, os tratamentos com maiores pesos negativos estão mais relacionados com o Na^+ , enquanto que os tratamentos com pesos positivos se correlacionam mais com o Al^{3+} e a MO (Figuras 6.24).



Legenda:

Os retângulos representam os scores com maiores pesos na PC-3.

Figura 6.23: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Scores.

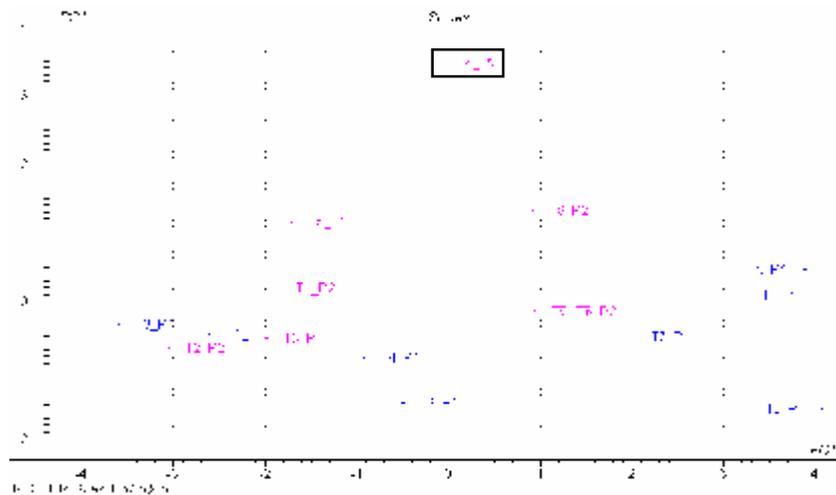


Legenda:

Os retângulos representam os loadings com maiores pesos na PC3-.

Figura 6.24: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Loadings.

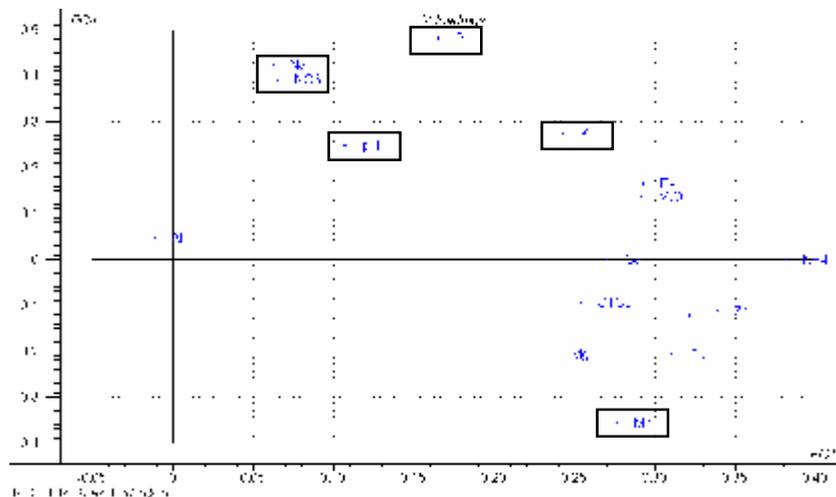
No gráfico dos scores da PC-4 (Figura 6.25), observa-se que apenas a amostra do tratamento A+I+NPK (T4_P2) apresentou peso com sinal positivo. Logo, essa amostra está mais relacionada com as variáveis NO_3^- , P, K^+ , Na^+ , e menos com o Mn^{2+} (Figuras 6.26).



Legenda:

Os retângulos representam os scores com maiores pesos na PC-4.

Figura 6.25: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Scores.



Legenda:

Os retângulos representam os loadings com maiores pesos na PC-4.

Figura 6.26: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Loadings.

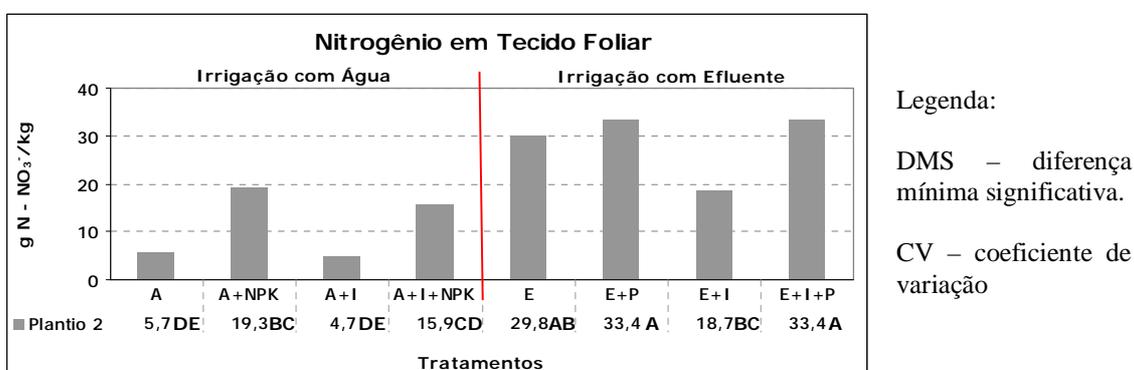
No caso da caracterização do solo, a PCA permitiu distinguir quais as variáveis que mais influenciaram as amostras de solo submetido aos diversos tratamentos aplicados neste experimento. Portanto, os tratamentos irrigados com o efluente tratado, principalmente Efluente (E), E+P e E+I+P tiveram maiores correlações com os macronutrientes (NO_3^- , NH_4^+ , K^+ , P, Ca^{2+} e Mg^{2+}), matéria orgânica, CTCe, CE, Na^+ , pH e metais (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}), mas se correlacionaram pouco com o Al^{3+} . Com relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento, o tratamento A+I+NPK se correlacionou com os macronutrientes (NO_3^- , K^+ e P), pH e Na^+ e A+NPK com o Al^{3+} .

6.7 Nutrição e desenvolvimento das plantas ao final do segundo plantio

6.7.1 Nutrientes na parte foliar

Os teores de nutrientes encontrados no tecido foliar das plantas foram avaliados segundo a classificação agronômica da EMBRAPA (1999). As concentrações de nutrientes no tecido foliar das plantas submetidas à irrigação com efluente tratado foram maiores do que aquelas registradas nos tratamentos irrigados com água de abastecimento. Isso pode ser consequência da maior disponibilidade de nutrientes causada pela aplicação do efluente tratado ao solo, que através de reações químicas e biológicas liberou para a solução do solo as formas inorgânicas dos nutrientes que são assimiláveis pelas plantas.

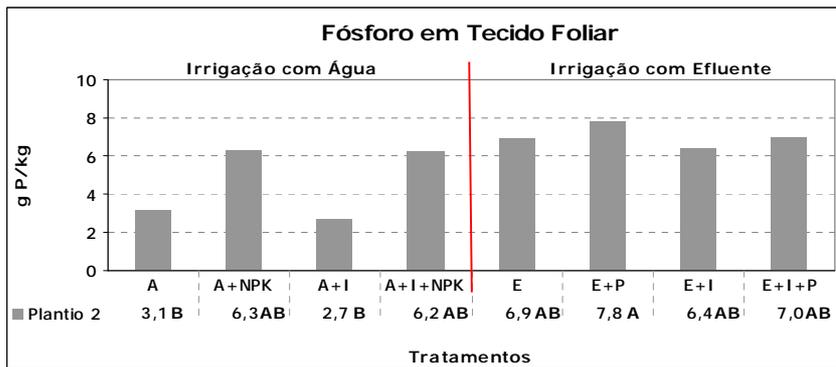
Os teores de NO_3^- obtidos nos tratamentos E+P e E+I+P diferiram estatisticamente de todos os teores encontrados nos tratamentos irrigados com água de abastecimento, além do tratamento E+I. Os resultados encontrados para esse parâmetro nas plantas submetidas à irrigação com o efluente tratado estão dentro da faixa de valores adequados para a cultura do milho (27 – 35 g/kg) (Figura 6.27). Os teores de NH_4^+ nos tecidos foliares das plantas submetidas aos tratamentos não diferiram estatisticamente entre si.



DMS = 12,15 g/kg ($p < 0,01$); CV = 17,21 %

Figura 6.27: Teores de NO_3^- em tecido foliar

Com relação ao P, estatisticamente, apenas o tratamento E+P apresentou diferença significativa em relação aos tratamentos Água (A) e A+I. Os teores de P encontrados no tecido foliar de todos os tratamentos estudados foram considerados aceitáveis para o bom desempenho das plantas de milho (2,0 – 4,0 g/kg) (Figura 6.28).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

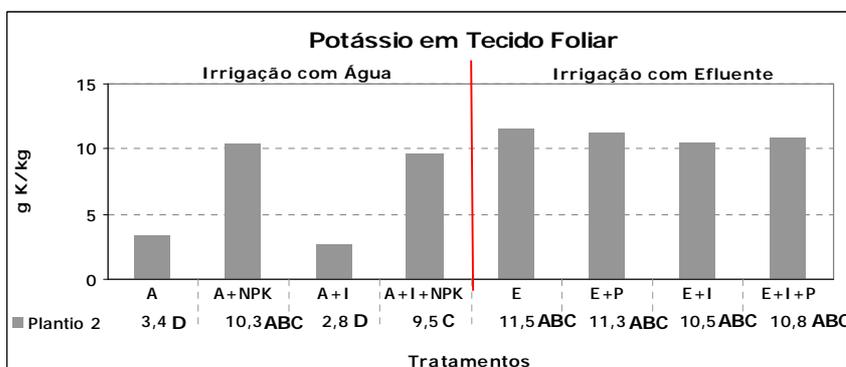
CV – coeficiente de variação

DMS = 4,59 g/kg ($\rho < 0,01$); CV = 22,57 %

Figura 6.28: Teores de P em tecido foliar

A respeito do K, os melhores resultados foram observados nos tratamentos Efluente (E), E+P e E+I+P (Figura 6.29). No entanto, todos os valores ficaram fora da faixa de teores adequados para um bom desenvolvimento da cultura (17 – 35 g/kg).

Ao comparar estatisticamente os teores de K encontrados nos tratamentos irrigados com efluente tratado, pode-se perceber que não houve diferenças significativas entre eles. Com relação aos tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento, apenas o tratamento A+NPK não diferiu significativamente dos tratamentos submetidos à irrigação com o efluente tratado (Figura 6.29).



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

DMS = 3,41 g/kg ($\rho < 0,01$); CV = 5,11 %

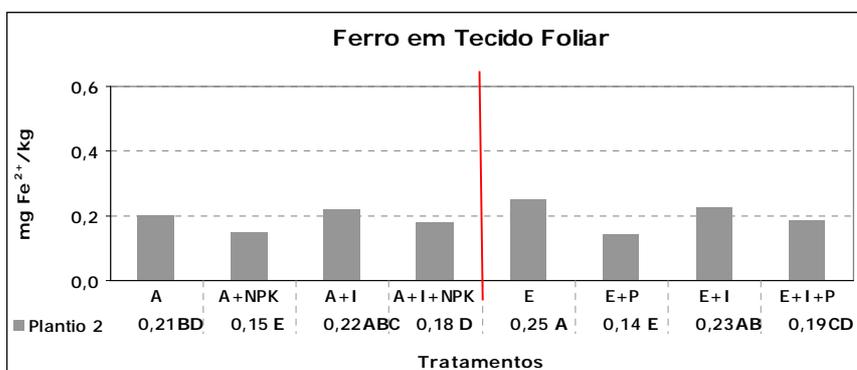
Figura 6.29: Teores de K em tecido foliar

Os resultados obtidos neste experimento foram contrários aos verificados por Fonseca (2002), quando avaliou o efeito da aplicação de efluente tratado proveniente de um sistema de tratamento constituído por três lagoas anaeróbias (tratamento primário) e três lagoas facultativas (tratamento secundário), em solo cultivado por plantas de milho. O autor concluiu que a aplicação de efluente tratado ao solo só foi capaz de atender

parcialmente a fertilização nitrogenada e não nutriu adequadamente as plantas com P na ausência de fertilização mineral.

Com relação aos metais, os teores de Fe^{2+} e Zn^{2+} também registraram acréscimo após a irrigação com o efluente tratado (Figuras 6.30 e 6.31, respectivamente). Houve diferenças significativas entre o tratamento Efluente (E) e os demais tratamentos, excluindo apenas os tratamentos E+I e A+I, no caso do Fe^{2+} . Já o teor de Zn^{2+} do tratamento E+I+P diferiu significativamente de quase todos os outros tratamentos, exceto E+P, E+I e Água (A).

Não houve diferença significativa entre os tratamentos com relação ao Cu^{2+} e o Mn^{2+} . Esses resultados concordam com os encontrados por Galdos *et al.* (2004) que também observaram aumentos nos teores de Zn^{2+} em plantas de milho após a aplicação de lodo tratado em um Latossolo Vermelho Eutroférico.



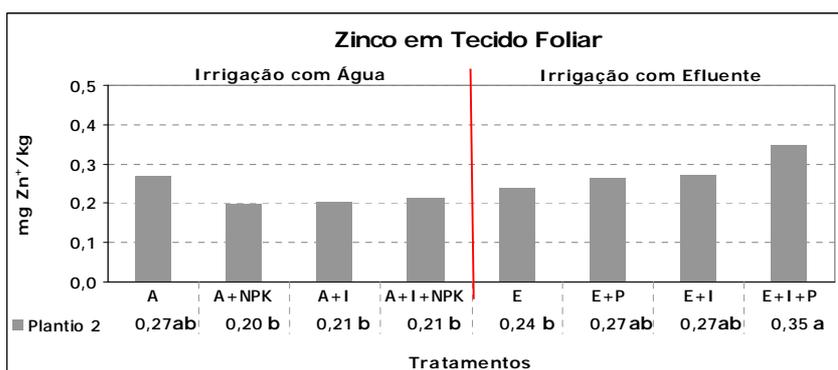
Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

DMS = 0,04 mg/kg ($\rho < 0,01$); CV = 0,65 %

Figura 6.30: Teores de Fe em tecido foliar



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

DMS = 0,10 mg/kg ($\rho < 0,05$); CV = 2,12 %

Figura 6.31: Teores de Zn em tecido foliar

Tanto os valores de Fe^{2+} como os de Zn^{2+} não ficaram dentro da faixa de teores adequados para o desenvolvimento das plantas de milho (30 – 250 mg Fe/kg ; 15 – 100

mg Zn²⁺/kg). Isto pode ser consequência das baixas concentrações destes elementos no efluente tratado.

6.7.2 Análise de componentes principais (PCA) – Planta

A PCA das análises de tecido foliar está correlacionando os tratamentos (Água – T1; A+NPK – T2; A+I – T3; A+I+NPK – T4; Efluente – T5; E+P – T6; E+I – T7; E+I+P – T8), representados pelos scores, com os parâmetros avaliados durante o experimento, representados pelos loadings. A soma das quatro PC retém 97% da informação total da análise e individualmente, cada PC retém: PC-1 56%, PC-2 24%, PC-3 11% e PC-4 6%. Os maiores pesos dos scores estão informados na Tabela 6.9 e os maiores pesos dos loadings na Tabela 6.10. Nessas tabelas também podem ser observadas as distribuições dos pesos entre as componentes.

A PC-1 é basicamente uma combinação entre as variáveis relacionadas com os macronutrientes (NO₃⁻, NH₄⁺, P e K⁺) e metais (Cu²⁺), todas com sinal positivo. Assim, os maiores scores com pesos positivos na PC-1 serão mais correlacionados com essas variáveis. A PC-2 foi composta pelas variáveis ligadas aos metais (Mn²⁺, com positivo, e Zn²⁺, com sinal negativo). Os maiores pesos positivos de scores na PC-2 serão mais correlacionados com o elemento Mn²⁺ e aqueles negativos, com o elemento Zn²⁺.

A PC-3 neste caso é interpretada pelas variáveis ligadas aos metais (Fe²⁺ e Mn²⁺), todas com sinais positivos. Assim, todos os scores com maiores pesos positivos serão mais correlacionados com os metais Fe²⁺ e Mn²⁺. A PC-4 também é basicamente explicada pelas variáveis relacionadas aos metais (Fe²⁺, com sinal negativo, Zn²⁺ e Mn²⁺, com sinal positivo). Logo, todos os tratamentos com pesos positivos terão mais correlação com os metais Zn²⁺ e Mn²⁺, e aqueles com pesos negativos se correlacionaram mais com o Fe²⁺.

Tabela 6.9: Peso dos scores (amostras)

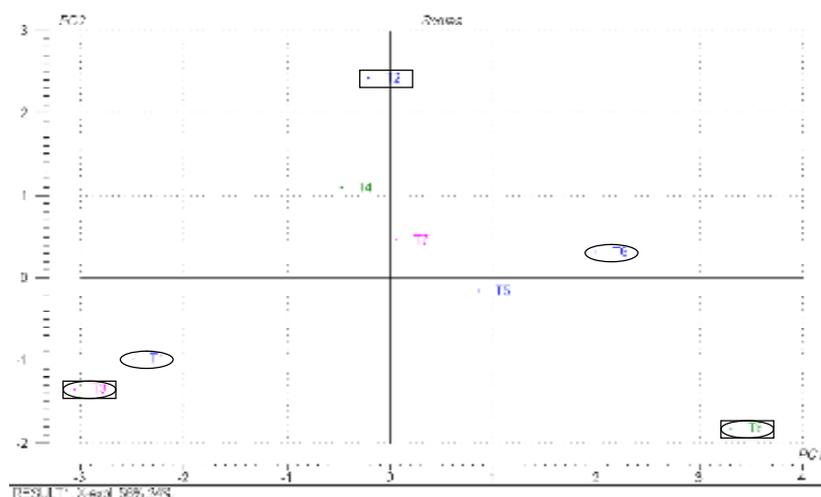
Tratamentos	PC1 (56%)	PC2 (24%)	PC3 (11%)	PC4 (6%)
T1 ₃	-2,489	-0,973	-0,133	0,667
T2	-0,206	2,422	-0,112	0,775
T3	-3,056	-1,342	-0,428	-0,348
T4	-0,477	1,097	-0,459	-0,659
T5	0,860	-0,152	1,305	-0,996
T6	1,994	0,309	-1,459	-0,413
T7	0,069	0,459	1,342	0,341
T8	3,307	-1,820	-0,056	0,634

Tabela 6.10: Peso dos loadings (variáveis)

Variáveis	PC1 (56%)	PC2 (24%)	PC3 (11%)	PC4 (6%)
NO ₃	0,483	0,238	0,084	-0,124
NH ₄	0,421	-0,182	0,177	0,298
P	0,424	0,278	0,062	-0,254
K	0,420	0,287	0,063	-0,265
Fe	-0,143	-0,335	0,851	-0,372
Cu	0,398	-0,342	-0,058	-0,057
Zn	0,300	-0,447	0,058	0,537
Mn	-0,077	0,567	0,473	0,575

Como as duas primeiras componentes principais juntas detêm 80% da estatística da informação total da análise, logo, a PC-1 e a PC-2 reunirão o maior número de variáveis correlacionadas aos tratamentos.

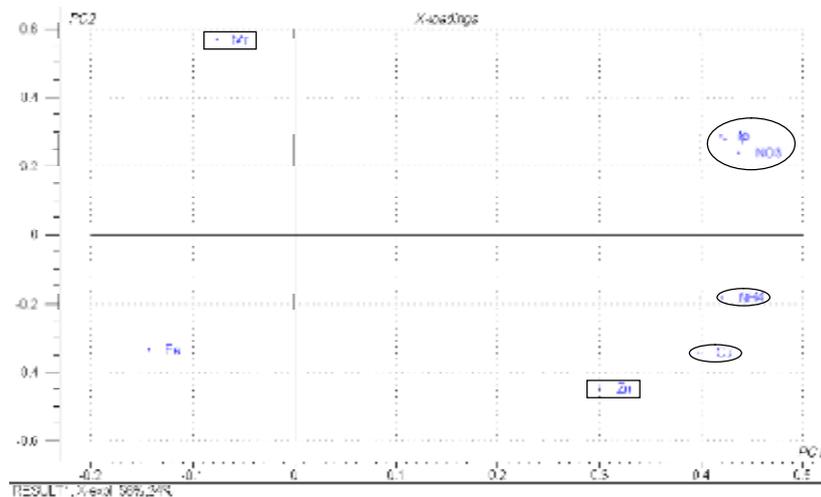
No gráfico dos scores da PC-1 (figura 6.32) pode-se observar que os tratamentos E+P (T6) e E+I+P (T8) se correlacionam positivamente com as variáveis macronutrientes (NO₃⁻, NH₄⁺, P e K⁺) e o metal Cu²⁺ (Figura 6.33). Isso comprova os resultados individuais, pois foram estes tratamentos que apresentaram maiores teores de nutrientes no tecido foliar. Na PC-2, o tratamento A+NPK (T2) se relaciona positivamente com o Mn²⁺ e negativamente com o Zn²⁺. Os tratamentos A+I (T3) e E+I+P (T8) se comportaram de forma contrária (Figuras 6.32 e 6.33, respectivamente).



Legenda:

As elipses representam os scores com maiores pesos da PC-1 e os retângulos os loadings com maiores pesos na PC-2.

Figura 6.32: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Scores

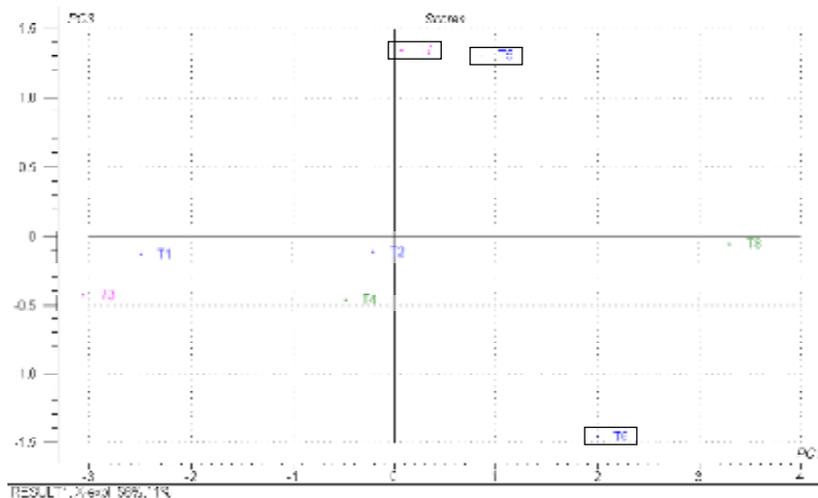


Legenda:

As elipses representam os scores com maiores pesos da PC-1 e os retângulos os loadings com maiores pesos na PC-2.

Figura 6.33: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 2 (PC-2). Loadings

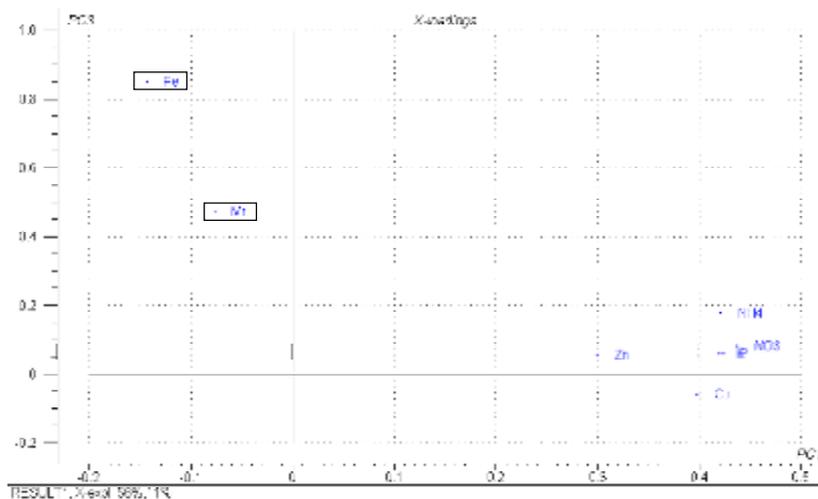
No gráfico dos scores da PC-3 (Figura 6.34), os tratamentos Efluente (T5) e E+I (T7) estão mais correlacionados com os metais Fe^{2+} e Mn^{2+} (Figura 6.35), enquanto que o tratamento E+P (T6), por se posicionar em quadrante contrário, será menos influenciado por esses elementos.



Legenda:

Os retângulos representam os scores com maiores pesos da PC-3.

Figura 6.34: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Scores

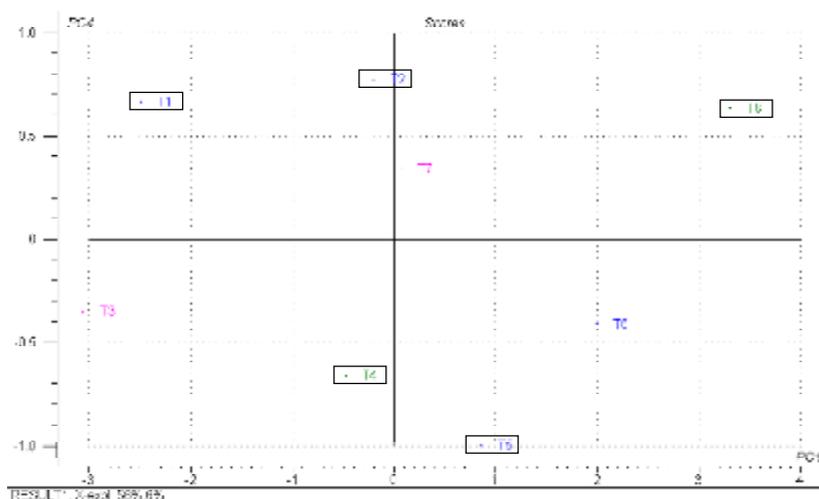


Legenda:

Os retângulos representam os loadings com maiores pesos da PC-3.

Figura 6.35: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 3 (PC-3). Loadings

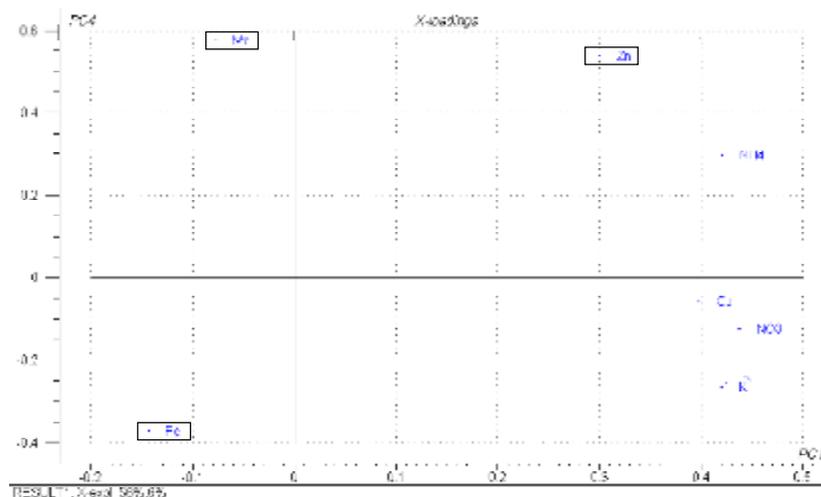
No gráfico dos scores da PC-4 (Figura 6.36), os tratamentos Água (T1), A+NPK (T2) e E+I+P (T8) estão mais correlacionados com o Zn^{2+} e Mn^{2+} , e os tratamentos A+I+NPK (T4) e Efluente (T5) com o Fe^{2+} (Figuras 6.37).



Legenda:

Os retângulos representam os scores com maiores pesos da PC-4.

Figura 6.36: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Scores



Legenda:

Os retângulos representam os loadings com maiores pesos da PC-4.

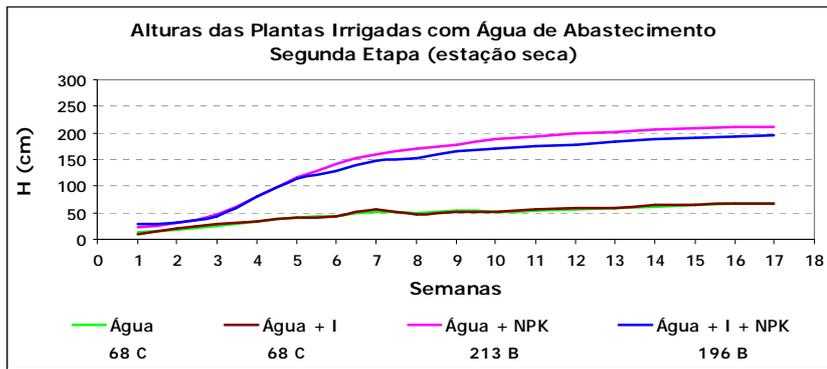
Figura 6.37: Análises das componentes principais 1 (PC-1) e 4 (PC-4). Loadings

Na análise foliar das plantas, a PCA possibilitou identificar que os tratamentos irrigados com o efluente tratado, principalmente E+P e E+I+P, se correlacionaram mais com os macronutrientes (NO_3^- , NH_4^+ , P e K^+) e os metais (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+}). Com relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento, apenas Água (A) e A+NPK se correlacionaram bem com os metais Zn^{2+} e Mn^{2+} e A+I+NPK com o Fe^{2+} .

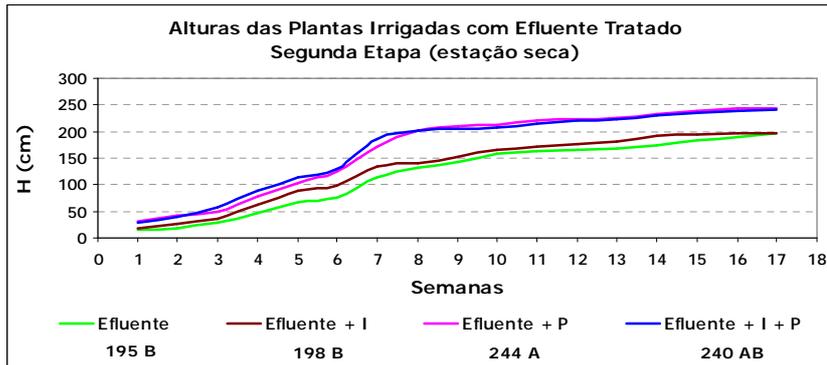
6.7.3 Desenvolvimento e produtividade da cultura

Com relação ao desenvolvimento e produtividade da cultura, as plantas que mais se desenvolveram foram àquelas submetidas aos tratamentos E+P e E+I+P e A+NPK, sendo os tratamentos onde houve irrigação com efluente tratado aqueles que registraram maiores índices de desenvolvimento da cultura (Figuras 6.38a, plantas irrigadas com água de abastecimento, e 6.38b, plantas irrigadas com efluente tratado).

Estatisticamente, apenas o tratamento E+P diferiu significativamente dos demais (Figuras 6.38a, plantas irrigadas com água de abastecimento, e 6.38b, plantas irrigadas com efluente tratado). Esses resultados mostram que a irrigação com efluente tratado associada à adubação completar melhorou o desenvolvimento da cultura, o que é comprovado pelo melhoramento nutricional das plantas submetidas a esses tratamentos.



(a)



(b)

DMS = 67,59 cm ($\rho < 0,01$); CV = 4,78 %

Figura 3.68: Desenvolvimento das plantas. (a) Plantas irrigadas com água de abastecimento. (b) Plantas irrigadas com efluente tratado.

Na Tabela 6.11 verifica-se que os tratamentos E+P e E+I+P apresentaram os maiores componentes de produtividade da cultura (nº espigas/planta, peso de 100 grãos). Com relação ao peso da massa foliar, não houve diferenças significativas entre os tratamentos submetidos à irrigação com o efluente tratado e entre esses tratamentos e os tratamentos A+I+NPK e A+NPK.

Na Tabela 6.12, pode-se observar que nesses mesmos tratamentos (E+P e E+I+P) houve um florescimento precoce, aos 57 dias do ciclo da cultura, quando comparado ao período técnico da Cultivar BR 5036 (65 dias para a floração). Estes resultados indicam que a irrigação com efluente tratado seguida por uma adubação completar aumentou os parâmetros de produtividade da cultura. Isso pode ter sido consequência do aumento de disponibilidade de nutrientes para as plantas. De acordo com Braz *et al.* (2004), a fertilidade do solo desempenha um papel importante no desenvolvimento e na produtividade das plantas, e na concentração de nutrientes em suas folhas. Ainda, sobre este assunto, Azevedo *et al.* (2007), ao avaliarem o efeito da irrigação com água residuária contendo um teor médio de amônia de 48 mg/L, observaram que a irrigação com água residuária promoveu um aumento de 144% na

Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

produtividade de milho forrageiro, em relação à produção alcançada com água de abastecimento.

Tabela 6.11: Componentes de produtividade da cultura ao final do ciclo

Tratamentos	Dias	Nº Espigas/Planta	Peso de 100 grãos (gramas)	Peso da massa foliar (kg/m ²)
Água	120	0 C	0 E	0,017 C
A+NPK	120	1 B	30 C	0,202 AB
A+I	120	0 C	0 E	0,018 BC
A+I+NPK	120	1 B	27 D	0,220 A
Efluente	120	1 B	31 C	0,161 A
E+P	120	2 A	42 A	0,236 A
E+I	120	1 B	30 C	0,160 A
E+I+P	120	2 A	40 A	0,243 A
<i>DMS</i>	-	<i>0,72</i>	<i>1,76</i>	<i>0,20</i>
<i>CV%</i>	-	<i>21</i>	<i>2</i>	<i>37</i>

Tabela 6.12: Acompanhamento do desenvolvimento vegetativo da cultivar

Tratamentos	Dias	Fases	Produtividade
Água	120	Fase inicial	Ausência de floração ⁽¹⁾
A+NPK	120	Final de ciclo	Produtividade normal ⁽²⁾
A+I	120	Fase inicial	Ausência de floração
A+I+NPK	120	Final de ciclo	Floração normal. Espigas mal desenvolvidas.
Efluente	120	Final de ciclo	Produtividade normal. Espigas mal desenvolvidas.
E+P	120	Final de ciclo	Floração precoce.
E+I	120	Final de ciclo	Floração normal. Espigas mal desenvolvidas.
E+I+P	120	Final de ciclo	Floração precoce.

(1) Não houve desenvolvimento das plantas e nem formação de flores e frutos; (2) o florescimento ocorreu aos 65 dias (de acordo com os dados técnicos da cultivar BR 5036 CMS 36 – Seleção IPA).

6.8 Avaliação da indução da supressividade do solo

Até o momento não se tem dados na literatura sobre o efeito supressivo do efluente tratado a doenças de plantas causadas por nematóides. As plantas que apresentaram maior número de ovos por grama de raiz e FR mais próximos de 1,00 foram àquelas submetidas ao tratamento A+I. Esse fato pode ser decorrência do baixo desenvolvimento das raízes infestadas pelos ovos. Ao avaliarmos os resultados estatisticamente, podemos observar que não houve diferenças significativas entre os tratamentos E+I e E+I+P e A+I+NPK (Tabela 6.13).

No caso do tratamento E+I+P, o resultado obtido pode ser devido aos teores de matéria orgânica, às concentrações de Ca trocável, CTC efetiva e do pH, que foram maiores do que aqueles encontrados nos demais tratamentos, nas duas camadas estudadas; concentrações de Mg trocável e ferro disponível, além dos valores de soma de bases trocáveis, que foram maiores do que os valores dos outros tratamentos na

camada superficial do solo. Como a supressividade pode ser induzida por diversos fatores e não apenas por um em particular, o conjunto desses fatores deve ser levado em consideração na avaliação da maior resistência das plantas à ação e reprodução dos nematóides.

Tabela 6.13: Avaliação da reprodução dos fitopatógenos

Tratamentos	Nº Ovos/g raiz	Fator de Reprodução FR = Pf/Pi
A+I	1100 B	0,92
A+I+NPK	137 A	0,92
E+I	90 A	0,66
E+I+P	52 A	0,46
<i>DMS (1%) = 456 Nº Ovos/g raiz; CV% = 37 %</i>		

Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

De acordo com Pedrosa *et al.* (2005), ao avaliarem o efeito da vinhaça sobre a eclosão e reprodução dos nematóides de galhas *Meloidogyne incognita* e *M. javanica*, a exposição de ovos de *M. incognita* e *M. javanica* à vinhaça reduziu a eclosão dos juvenis; a aplicação de vinhaça em solo infestado com *M. incognita* e *M. javanica* reduziu a densidade de ovos e juvenis dos nematóides; o efeito supressivo do resíduo foi diretamente proporcional ao volume de vinhaça adicionado. Da mesma forma, Araújo e Bettiol (2005), com o objetivo de estudar o efeito do lodo de esgoto na indução da supressividade ao nematóide *M. javanica* em soja, constataram que o resíduo reduziu o número de ovos no interior dos cistos e a reprodução de *M. javanica* nas raízes de soja. Inomoto *et al.* (2006), com o objetivo de determinar a reação de adubos verdes aos fatores de multiplicação (Pf/Pi) no manejo dos nematóides *Meloidogyne javanica* e *Pratylenchus brachyurus* em cultivos anuais, concluíram que o uso desses adubos diminuiu a população dos nematóides, uma vez que os mesmos melhoram as características físicas, químicas e biológicas do solo.

Rossi e Montaldi (2004), ao pesquisarem as reações de cultivares de rabanete a patogenicidade por *Meloidogyne javanica* sobre as massas frescas e secas de túberas e de parte aérea, concluíram que o parasito causou diminuição significativa nas massas frescas e secas de túberas e de partes aéreas nos dois níveis populacionais estudados comparados com o controle não inoculado e que as médias diferiram significativamente entre si, comprovando-se, assim, a sua ação patogênica sobre as cultivares avaliadas.

Com relação à aparência das plantas, aquelas que apresentaram melhores aspectos foram as plantas submetidas aos tratamentos E+I+P, cujos sintomas da doença

não foram perceptíveis (Figura 6.39), E+I (figura 6.40) e A+I+NPK (Figura 6.41), nas quais os sintomas da doença foram pouco perceptíveis, as plantas apresentaram alturas boas, mas a quantidade de folhas secas foi maior. As plantas submetidas ao tratamento A+I não se desenvolveram (Figura 6.42).

Na Figura 6.43 podemos observar um dos sintomas reflexo do ataque de nematóides a plantas, bastante fácil de ser observado no campo: as plantas infestadas pelos nematóides murcham nas horas mais quentes do dia ou quando estão sobre estresse hídrico. Isso ocorria entre o período de 11:45h a 13:30h.



Figura 6.39: Plantas submetidas ao tratamento E+I+P



Figura 6.40: Plantas submetidas ao tratamento E+I



Figura 6.41: Plantas submetidas ao tratamento A+I+NPK



Figura 6.42: Plantas submetidas ao tratamento A+I



**Figura 6.43: Sintoma – folhas murchas nas horas mais quentes do dia.
Tratamento E+I**

De acordo com Abrão e Mazzafera (2001), o aumento da parte aérea de plantas infectadas por nematóides do gênero *Meloidogyne* pode ser atribuído a uma resposta das plantas ao estresse moderado causado pelo nematóide e o aumento da massa de raízes infectadas pode ser o efeito combinado da emissão de novas raízes secundárias, nos locais de infecção do nematóide e formação de galhas. Na Figura 6.44, podem ser observados a aparência dos frutos produzidos nos tratamentos com a infestação por ovos de nematóides.

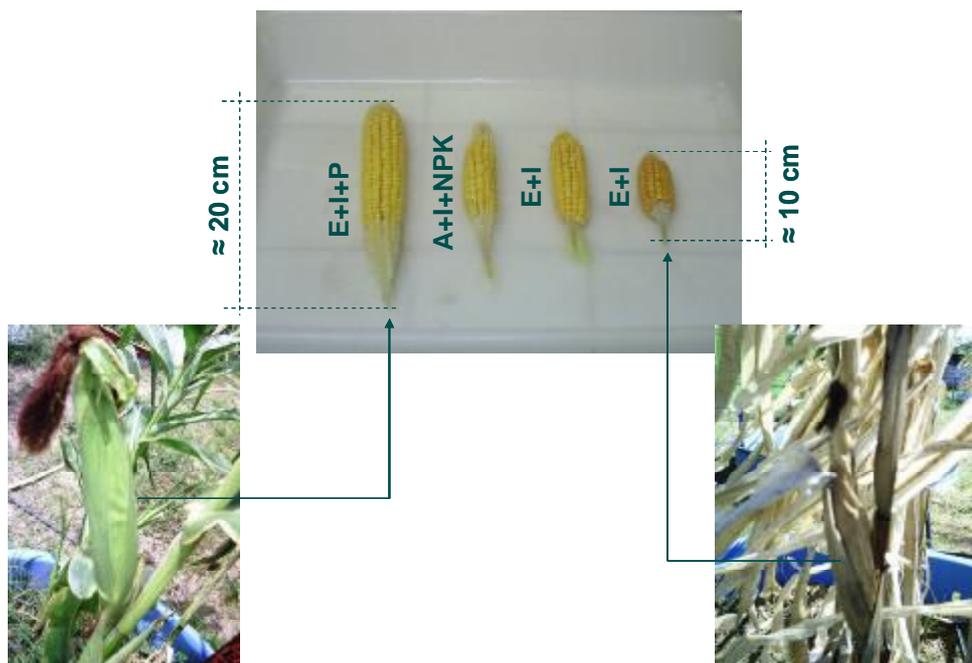


Figura 6.44: Aparência dos frutos das plantas infestadas com os ovos de *Meloidogyne incognita*.

6.9 Lixiviação de nutrientes e metais

O NO_3^- , por ser um ânion, apresenta mais mobilidade em solos predominantemente negativos, podendo ser lixiviados com mais facilidade com água de percolação (irrigação excessiva e chuvas) e contaminar águas subterrâneas (Santos *et al.*, 2006b). Neste experimento, todas as concentrações lixiviadas ficaram acima do limite permitido pela Resolução N° 396 do CONAMA ($10 \text{ mg N-NO}_3^- / \text{L}$) para manter a qualidade das águas subterrâneas, e o maior valor foi registrado em E+P ($25 \text{ mg N-NO}_3^- / \text{L}$). Estatisticamente, só houve diferenças significativas entre os tratamentos E+P e os tratamentos Água (A), A+NPK e A+I (Figura 6.45).

O problema do NO_3^- é que ele é um elemento muito solúvel em água e, quando uma irrigação excessiva ou chuvas mais intensas, ele pode ser facilmente lixiviado. As altas concentrações desse nutriente causam a metaemoglobinemia em bebês se esta água for consumida (WHO, 2006a). O excesso de N-NO_3^- lixiviado deve-se possivelmente aos maiores teores do elemento no solo, causados pela mineralização do N – orgânico presente no efluente tratado.

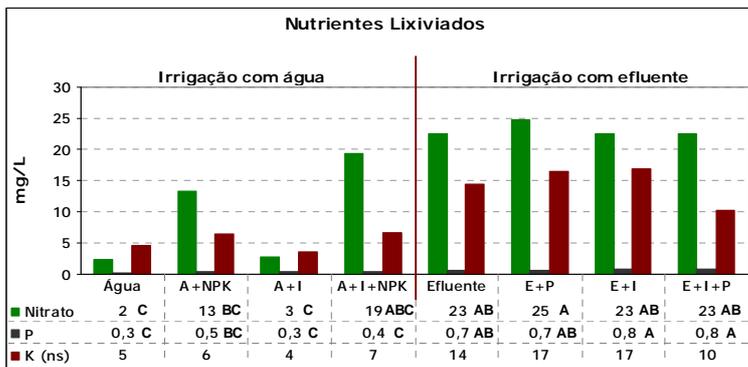
Caovilla *et al.* (2005), ao estudarem a lixiviação de nutrientes em colunas de Latossolo Vermelho Distroférico proveniente de área irrigada com água residuária de suinocultura, observaram que os resultados obtidos em todos os tratamentos mostraram que o N-NO_3^- apresentou grande mobilidade no processo de lixiviação e que suas concentrações no lixiviado foram registradas no tratamento com maior concentração de água residuária.

Com relação aos resultados obtidos para o K^+ , embora tenha havido um aumento de lixiviação deste elemento nos tratamentos submetidos à irrigação com efluente tratado, estatisticamente não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Esses resultados discordam de Luchese *et al.* (2008), que concluíram que uma elevada umidade associada à adição de cátions ao solo pode promover aumento no grau de dispersão das partículas da fração argila e aumentar o contato dos íons K^+ em solução com as argilas do tipo 2:1, favorecendo, dessa forma, a maior retenção do íon. Os maiores valores de K lixiviado foram encontrados em E+I e E+P (Figura 6.45). Os aumentos da concentração de K lixiviada podem estar relacionados ao aumento da concentração de potássio no solo, provocado pela irrigação com o efluente tratado e, possivelmente, pelo deslocamento de cátions divalentes, proporcionando maior adsorção de íons trivalentes, como, por exemplo, o alumínio (Paglia *et al.*, 2007).

Rosolem *et al.* (2003), ao estudarem a lixiviação do K^+ no perfil de uma coluna de solo submetida a 30 mm de chuva simulada, de acordo com doses de K^+ aplicada a lanço, na presença e ausência de palha de milho na superfície do solo, constataram que a intensidade de lixiviação do K^+ no perfil do solo foi proporcional à dose aplicada, de modo que uma chuva de 30 mm causou lixiviação do nutriente no máximo até 12 cm de profundidade, quando o solo estava descoberto.

A respeito do P, as concentrações lixiviadas foram muito baixas, inferiores a 1 mg/L, e isto pode ser decorrente da condição de imobilidade desse elemento no solo (Figura 6.45). Esses resultados concordam com os de Corrêa *et al.* (2002), que ao testarem o comportamento de um sistema de infiltração rápida quanto à resposta da área

ao aporte de esgoto e à eficiência de remoção de fósforo do afluente, concluíram que as concentrações de P apresentaram-se decrescentes da superfície para as camadas mais profundas do perfil do solo, o que reforça a evidência de que o fósforo é relativamente imóvel no solo. Com relação às concentrações lixiviadas de P, houve um aumento significativo entre os tratamentos E+I e E+I+P e todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento.



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Nitrato: DMS = 12,94 mg NO₃⁻/L (ρ < 0,01); CV = 2,83 %

Fósforo: DMS = 0,27 mg P/L (ρ < 0,01); CV = 1,73 %

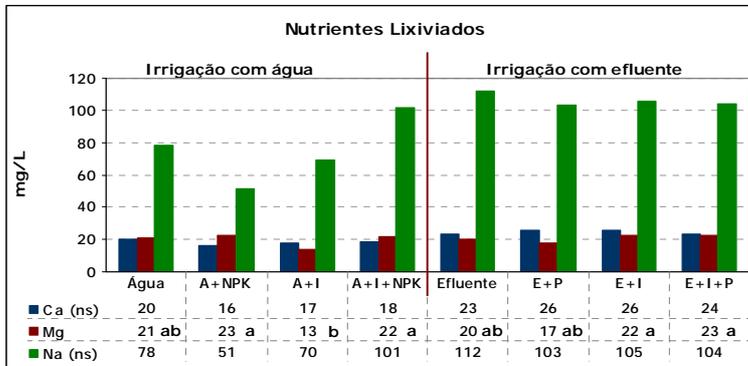
(ns) Os tratamentos não diferem significativamente

Figura 6.45: Concentrações lixiviadas de N-NO₃⁻, P e K

Com relação ao Na⁺, os valores lixiviados registrados nos tratamentos irrigados com o efluente tratado e em A+I+NPK apresentaram-se acima de 100 mg/L, com o maior valor registrado no tratamento Efluente (112 mg/L) (Figura 6.46). Contudo, estatisticamente não houve diferenças significativas entre os tratamentos estudados. O fato da concentração lixiviada do Na⁺ ter sido a maior entre os elementos estudados, provavelmente é consequência do aumento da concentração desse elemento no solo, devido aos altos teores de Na⁺ encontrados no efluente tratado utilizado e também porque outros cátions, com maiores cargas, podem ser preferencialmente retidos nos complexos de troca e, dessa forma, o Na⁺ é liberado para a solução, podendo ser facilmente lixiviado.

No caso da lixiviação de Ca²⁺ e Mg²⁺, esses elementos são íons que apresentam certa afinidade com os colóides do solo e se ligam a cargas existentes no solo. Dessa forma, os referidos cátions, estando no complexo de troca fracamente adsorvidos, podem ser deslocados por outros cátions e, assim, ser lixiviados. A lixiviação desses elementos pode ter sido causada pelo excesso dos mesmos na solução do solo após o período de irrigação com o efluente tratado, uma vez que, as concentrações mais altas

de Ca^{2+} nas amostras de líquido percolado (26 mg/L) ocorreram em E+P e E+I (Figura 6.46). Estatisticamente, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, quando se trata na lixiviação do Ca^{2+} . No entanto, com relação ao Mg^{2+} , houve diferença significativa entre os tratamentos E+I e E+I+P e A+I.



Legenda:

DMS – diferença mínima significativa.

CV – coeficiente de variação

Magnésio: DMS = 7,48 mg Mg/L ($\rho < 0,05$); CV = 1,65 %

(ns) Os tratamentos não diferem significativamente

Figura 6.46: Concentrações lixiviadas de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+

As maiores concentrações de metais lixiviados foram de Fe^{2+} , e ocorreram nos tratamentos irrigados com o efluente tratado. Para os metais Cu^{2+} e Mn^{2+} , os tratamentos que receberam aplicação do efluente tratado apresentaram maiores concentrações lixiviadas, quando comparadas com os tratamentos irrigados com água de abastecimento. No entanto, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, ao se comparar todas as concentrações de metais lixiviadas.

Segundo Oliveira e Mattiazzo (2001), a maior ou menor mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), teor de matéria orgânica e outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

Quando o assunto é o efeito da disposição de efluentes no solo, de acordo com Mattias *et al.*, (2003), aplicações de doses elevadas de dejetos suínos podem favorecer a movimentação dos metais por suprirem à capacidade suporte do solo, especialmente do Zn^{2+} . Logo, no caso deste trabalho, o aumento do aporte de material orgânico, provocado pela aplicação do efluente tratado no solo, além das doses de metais adicionadas ao solo por meio desse efluente pode ter provocado a lixiviação desses elementos.

7. CONCLUSÕES

i. Solo

A fertirrigação com o efluente tratado foi capaz de acumular nutrientes e metais na camada superficial do solo (0-20 cm). No entanto, estatisticamente só houve diferenças significativas entre: as concentrações de NO_3^- dos tratamentos Efluente (E) e A+I+NPK; as concentrações de NH_4^+ dos tratamentos E+I+P, E+P e Efluente (E) e os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento; a concentração de P do tratamento E+P e as concentrações de P registradas nos tratamentos Água (A), A+NPK e A+I; as concentrações de K^+ do tratamento Efluente (E) e as concentrações de K^+ dos tratamentos Água (A) e A+I; a concentração de Ca^{2+} registrada no tratamento E+I+P e os teores desse elemento encontrados em todos os tratamentos irrigados com água de abastecimento.

A fertirrigação também elevou as concentrações de Na^+ , Al^{3+} e CE_{es} , mas os valores encontrados não são capazes de provocar danos ao solo, como sodicidade, toxidez por alumínio ou salinidade. Estatisticamente, na camada superficial (0-20 cm), os tratamentos que apresentaram diferenças significativas foram: Efluente (E) e A+NPK, para as concentrações de Al^{3+} ; Efluente (E) e os tratamentos A+NPK e A+I, para as concentrações de Na^+ ; e os tratamentos E+I+P e A+I, para a CE_{es} .

Os valores de PST verificados no solo que recebeu a adição do efluente tratado não atingiram o valor crítico de 15% e não houve diferenças significativas entre os resultados dos tratamentos. Os resultados de RAS também não foram significativos. O que confirma a ausência do risco de sodicidade do solo.

A fertirrigação elevou o pH do solo, mas este não afetou o desenvolvimento da cultura. Estatisticamente, apenas houve diferenças significativas entre os tratamentos E+I+P, Efluente (E) e o tratamento A+NPK.

Com relação à matéria orgânica, apenas os tratamentos E+I e E+I+P foram estatisticamente diferentes do tratamento Água (A), na camada superficial (0-20 cm). No caso da SB e da CTC efetiva, o tratamento E+I+P foi o único a apresentar diferença significativa com relação aos tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento.

A respeito das concentrações de Fe^{2+} e Zn^{2+} no solo, o tratamento E+P apresentou diferenças significativas quando comparado com todos os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento. Ao compararmos as concentrações

de Cu^{2+} do solo, os resultados mostraram que os tratamentos E+P e E+I diferiram significativamente dos tratamentos Água (A) e A+I. No caso do Mn^{2+} , isto ocorreu entre os tratamentos E+P e E+I+P e os tratamentos Água (A) e A+I.

ii. Planta

A fertirrigação com o efluente tratado foi capaz de acumular nutrientes e metais no tecido foliar das plantas. No entanto, apenas houve diferenças significativas entre os teores de N encontrados nas plantas submetidas aos tratamentos E+P e E+I+P e os teores desse elemento encontrados nas plantas submetidas aos tratamentos irrigados com água de abastecimento. No caso do P, isto ocorreu entre o tratamento E+P e os tratamentos Água (A) e A+I. Com relação aos teores de K em tecido foliar, houve diferenças significativas entre todos os tratamentos irrigados com o efluente tratado e os tratamentos Água (A) e A+I.

A respeito dos metais, tanto os valores de Fe^{2+} como de Zn^{2+} , encontrados no tecido foliar das plantas irrigadas com o efluente tratado, não ficaram dentro da faixa de teores adequados para o desenvolvimento das plantas de milho.

As plantas fertirrigadas com o efluente tratado apresentaram melhores desenvolvimento e produtividade. Mas apenas os tratamentos submetidos à irrigação com o efluente tratado mais adubação fosfatada apresentaram diferenças significativas quando comparados com os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento.

iii. Supressividade

A fertirrigação diminuiu a densidade de ovos e o FR do *Meloidogyne incognita* nas raízes das plantas, além de melhorar a resistência das plantas aos sintomas da doença provocada pelo nematóide. No entanto, apenas o tratamento A+I apresentou diferença significativa quando comparado com os outros tratamentos (E+I, E+I+P e A+I+NPK), os quais apresentaram melhores resultados.

Como a supressividade pode ser induzida ou potencializada por diversos fatores, bióticos e abióticos, os resultados apresentados neste trabalho foram atribuídos aos aumentos nos valores de pH, na CE_{es} , na CTC efetiva e nos teores de M.O, Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} nas plantas irrigadas com o efluente tratado. Além disso, as plantas submetidas aos tratamentos irrigados com o efluente tratado apresentaram maiores teores de N e Zn no tecido foliar.

iv. Elementos lixiviados

Houve um aumento nas concentrações de nutrientes lixiviados, principalmente de N-NO_3^- e Na^+ . As concentrações de N-NO_3^- lixiviadas foram maiores que a permitida para manter a qualidade das águas subterrâneas (10 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$, para consumo humano; Resolução Nº 369 do CONAMA/2008). No entanto, deve-se levar em consideração que os estudos foram realizados apenas a uma profundidade de 40 cm. Dentre os metais, o Fe foi o elemento que apresentou maiores concentrações lixiviadas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRÃO, M. M.; MAZZAFERA, P. Efeitos do nível de inóculo de *Meloidogyne incognita* em algodoeiro. **Bragantia**, Campinas, v. 60, n. 1, p. 19-26, 2001.

ALVES, R. I.; MOTA, S.; SANTOS, A. B. S. Avaliação das modificações nas propriedades de um solo pelo uso de esgoto doméstico tratado na irrigação do coqueiro. **Revista Tecnológica Fortaleza**, Fortaleza, v. 28, n. 1, p. 42-50, jun. 2007.

ALLEONI, L. R. R.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. C.; CAMARGO, O. A.; CASAGRANDE, J. C.; LAVORENTI, N. A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 729-737, Oct./Dec. 2005.

ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, n. 58, p. 59-72, dez. 2000.

ANDRADE NETO C. O. O uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9., 1992. Natal. **Anais**: Abid, p. 1961- 2006. 1992.

ARAÚJO, F. F.; BETTIOL, W. Supressividade dos nematóides *Meloidogyne javanica* e *Heterodera glycines* em soja por adição de lodo de esgoto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 4, Santa Maria, RS, p. 606-812, jul/ago. 2005.

AYRES, R. M.; DUNCAN, D. M. Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. **World Health Organization**. Geneva, 35p. 1996.

AZEVEDO, M. R. Q. A.; KÖNIG; A.; BELTRÃO; N. M.; AZEVEDO; C. A. V.; TAVARES, T. L.; SOARES, F. A. L. Efeito da Irrigação com Água Residuária Tratada sobre a Produção de Milho Forrageiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. UFRPE, Recife, PE, v.2, n.1, p. 63-64, jan.- mar. 2007.

BARROS, K. K. **Avaliação do Desempenho de Sistemas de Tratamento Aeróbio e Anaeróbio e das Características do Lodo de Esgoto Doméstico**. 2004. 132f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

BETTIOL W.; SANTOS S. Efeito do lodo de esgoto sobre fitopatógenos veiculados pelo solo: estudos de caso, cap. 18. In: Bettiol, W.; Camargo, O. **Lodo de esgoto. Impacto Ambiental do uso agrícola**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. 317p. 2006.

BOTELHO, S. A; RAVA, C. A; LEANDRO, W. M; COSTA, J. L. S. Supressividade Natural de Solos da Região Centro Oeste a *Rhizoctonia solani* KUHN. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 31, n. 2, p. 105-110. 2001.

BLUM, J. R. C. Critérios e Padrões de Qualidade da Água, cap. 5. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de Água**. Barueri, SP. Manole. p. 124 – 173. 2003.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL. Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

BRAZ, A. J. B. P.; SILVEIRA, P. M.; KLIEMANN, H. J.; ZIMMERMANN, F. J. P. Acumulação de nutrientes em folhas de milho e dos capins braquiária e mombaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 2, p. 83-87. 2004.

BRIDGE, J. Nematode management in sustainable and subsistence agriculture. **Annual Review Phytopathology**, v. 34, n. 2, p. 01–25. 1996.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M.; FOGUEIRÊDO, A. C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9 (Suplemento), Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, p.283-287. 2005.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – estudo de caso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 42-51, jan/mar. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X; PIVELLI, R. P.; von SPERLING, M.; MONTEGGIA, L.O. Tratamento de esgotos e utilização de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso de água, cap. 03. In: FLORENCIO, L. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**, PROSAB 04, Recife, PE, p. 62-110. 2006.

COLODRO, G.; ESPÍNDOLA, C. R. Alterações na fertilidade de um latossolo degradado em resposta à aplicação de lodo de esgoto. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, PR, v. 28, n. 1, p. 1-5, Jan/March. 2006.

CORRÊA, R.S.; MELO FILHO, B.; BERNARDES, R.S. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 2. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, p. 252-256. 2002.

CORRÊA, G. C.; ROCHA, M. R.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. P.; CARNEIRO, I. F.; CARDOSO, J. E. Supressividade de diferentes solos a *Rhizoctonia solani*, nos cerrados do estado de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 30, n. 2, p. 29-33, jul/dez. 2000.

COTXARRERA, L.; TRILLAS-GAY, M. I.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress Fusarium wilt of tomato. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 467-476. 2002.

DIAS-ARIEIRA, C. R.; FERRAZ, S.; FREITAS, L. G.; MIZOBUTSI, E. H. Avaliação de gramíneas forrageiras para o controle de *Meloidogyne incognita* e *M. javanica* (nematoda). **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 25, n. 2. Maringá, PR, p. 473-477. 2003.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI M. V.; BOTREL T. A.; SOARES, M. T. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, p. 302-310. 2008.

ELOY, A. P.; MICHEREFF, S. J.; NASCIMENTO, C. W. A.; LARANJEIRA, D.; BORGES, M. A. S. Natureza da Supressividade de Solo à Murcha-de-fusário do Caupi e Dinâmica Populacional de *Fusarium oxysporum* f.sp. *tracheiphilum*. **Summa Phytopathologica**, v. 30, n. 2, p. 209-217. 2004.

FAGERIA, N. K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 4, n. 3, p. 390-395. 2000.

FERREIRA, A. C. B.; ARAÚJO, G. A. A.; PEREIRA P. R. G.; CARDOSO, A. A. Características agronômicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 1, p. 131-138, jan/mar. 2001.

FONSECA A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2002. 126f. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura. Universidade de São Paulo. 2002.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; PAULA, A. M.; VICTÓRIA, R. L.; MELPHI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluent: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Science Agricultural**, v. 64. n. 2. Piracicaba, Brazil, p. 194-209, March/April. 2007.

FREIRE, F. M. Interpretação de Resultados de Análise de Solo. **Comunicado Técnico 82**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. EMBRAPA Sete Lagoas, MG. ISSN 1679-0162, Novembro, 2003.

FREITAS, J. A.; SANTOS, G. C.; SOUZA, V. S.; AZEVEDO, S. M. Resistência de clones de batata-doce, *Ipomoea batatas* L., aos nematóides causadores de galhas. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, PR, v. 23, n. 5, p. 1257-1261. 2001.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho Eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 569 – 577. 2004.

GHINI R.; LEONI C. Uso de Lodo de Esgoto para Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros. **Circular Técnica n. 10**. EMBRAPA Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, Agosto. p 1-5. 2005.

GHINI, R.; SCHOENMAKER, I. A. S.; BETTIOL, W. Lodo de esgoto associado a solarização do solo para controle de *Pythium* spp., cap. 17. In: Bettiol, W.; Camargo, O. **Lodo de esgoto. Impacto Ambiental do uso agrícola**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. 293p. 2006.

GHINI R., ZARONI M. M. H. Relação entre coberturas vegetais e supressividade de solos a *Rhizoctonia solani*. **Fitopatologia Brasileira**, v. 26, n. 1, p. 10-15. 2001.

GLOAGUEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, R. C.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U.; MELPHI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, v. 88, p. 119-131. 2007.

GUIDELINES FOR THE SAFE USE OF WASTEWATER, EXCRETA AND GREYWATER. Volume I: Policy and regulatory aspects. Geneva. **World Health Organization**. 114p. 2006 (a).

GUIDELINES FOR THE SAFE USE OF WASTEWATER, EXCRETA AND GREYWATER. Volume II: Wastewater use in agriculture. Geneva. **World Health Organization**. 213p. 2006 (b).

HEIDARPOUR, M.; MOSTAFAZADEH-FARD, B.; KOUPAI, J. A.; MALEKIAN, R. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. **Agricultural Water Management**, v. 90, p.87-94. 2007.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T. V.; FONSECA A. F.; MONTES C. R., MENDONÇA F. C.; PIVELI, R. P.; BREULMANN, G.; FORTI, M. C.; MELFI, A. J. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation – A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, v.89, p. 105-115. 2007.

HESPANHOL, I. Guidelines and Integrated Measures for Public Health Protection in Agricultural Reuse Systems. W.H.O. Genebra - Suíça, **Journal Water STR - Aqua**, v. 39, n. 4, p.237-249. 1990.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos, cap. 3. In: Mancuso, P. C. S; Santos, H.F. **Reúso de água**. NISAM-USP, ABES. Barueri, SP. 62p. 2003.

IBRAHIM, A. T. **The Biorotor System for Post-treatment of Anaerobically Treated Domestic Sewage**. Tese (Doutorado). University of Wageningen. 2002. 140p.

INOMOTO, M. M.; MOTTA, L. C. C.; BELUTI, D. B.; MACHADO, A. C. Z. Reação de seis adubos verdes a *Meloidogyne javanica* e *Pratylenchus brachyurus*. **Nematologia Brasileira**, v. 30, n. 1, p. 39-44. 2006.

INSTITUTO DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS – IPA. **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco**. Cavalcanti, F. J. A. (coord.). 2ª aproximação. Recife, PE, 198p. 1998.

KALAVROUZOTIS, I. K.; ROBOLAS, P.; KOUKOULAKIS, P. H.; PAPADOPOULOS, A. H. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of Brassica oleracea var. Italica, and B. oleracea var. Gemmifera. **Agricultural Water management**, v. 95, p. 419-426. 2008.

LEONI, C.; GHINI, R. Efeito do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade *in vitro* a *Phytophthora nicotianae*. **Fitopatologia Brasileira**, v. 28, n. 1, p. 67-75, jan-fev. 2003.

LEONI, C.; GHINI, R. Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade de solos a *Phytophthora nicotianae* em citrus, cap. 16. In: Bettiol, W.; Camargo, O. **Lodo de esgoto. Impacto Ambiental do uso agrícola**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, 255p. 2006.

LIMA, E. P. C; SOUSA, J. T; DANTAS, J. P; HENRIQUE, I. N. Avaliação do uso de efluentes de UASB, lagoa de polimento e leito de brita no cultivo do gergelim (*Sesamum indicum L.*). In: **XI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. Natal, RN, p. 1-7. 2004.

LORDELLO, A. I. L.; LORDELLO, R. R. A. Nematóides: espécies, ocorrência, perdas, controle e resistência de cultivares. Disponível em: <<http://www.zeamays.com.br/nematoides.html>>. Acesso em dez. 2006.

LUCENA, A. M. A.; GUERRA, H. O. C.; CHAVES, L. H. C.; COSTA, F. X. Análise de um efluente de esgoto tratado e seu efeito em propriedades químicas de um *Neossolo Quartzarênico*. **Revista Caatinga**, v. 19. n. 4, Mossoró, RN, UFERSA, p. 409-414. 2006.

LUCHESE, A. V.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmacocômica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 2, Campina Grande, PB. UAEAg/UFCG, p.189-199. 2008.

MACHADO, A. L. M.; MICHEREFF, S. J; LARANJEIRA, D.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; NASCIMENTO, R. S. M. P.; RODRIGUES, J. J. V. Caracterização de Solos do Agreste de Pernambuco Quanto à Supressividade à Murcha-de-fusário do Tomateiro. **Summa Phytopathologica**, v. 30, n. 2, p. 271- 276. 2004.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F. Solo, Água, Clima, Planta e suas Interações com a Irrigação, cap. 2. In: **Irrigação. Princípios e Métodos**. Editora UFV. Viçosa, MG, p. 35-104. 2006.

Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. In: SILVA, F.C. EMBRAPA. Brasília, DF, p. 75-223. 1999.

MATTIAS, J. L.; MOREIRA, I. C. L.; CERETTA, C. A.; POCOJESKI, E.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E. Lixiviação de cobre, zinco e manganês no solo sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. Departamento de Solos. Universidade de Santa Maria. Santa Maria, RS. 2003.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; SOUZA, J. A. A.; SOUZA, J. A.; MATOS, A.T. Comportamento dos atributos químicos do solo em resposta à aplicação de água residuária de origem doméstica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9 (Suplemento). Campina Grande, PB. DEAg/UFCG, p. 268-273, 2005 (a).

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, Campina Grande, PB. DEAg/UFCG. p. 603-612, 2005 (b).

MOTA, S.; FONSECA, A. F.; STEFANUTTI, R.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; NAVAL, L. Irrigação com esgotos sanitários e efeitos nas plantas, cap. 06. In: **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. PROSAB 04. Recife, PE, p. 201-238. 2006.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Carbono orgânico total do solo, cap. 01. In: MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Adaptado de Yeomans e Bremner (1998). **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. UFV. Viçosa, MG, p. 07 – 13. 2005 (a).

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Frações de carbono orgânico oxidável, cap. 02. In: MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Adaptado de Chan *et al.* (2001). **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. UFV. Viçosa, MG, p. 14. 2005 (b).

MONTES, C. R.; KATO, M. T.; SOUZA, M. A. A.; COURACCI FILHO, B.; MARQUES JUNIOR, J. Irrigação com efluentes tratados: impactos no solo e aquíferos. Cap. 5. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. PROSAB 4. Rio de Janeiro. ABES. 155p. 2006.

MOURA, R. M.; REGIS, E. M. R. Reações de feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris*) em relação ao parasitismo de *Meloidogyne javanica* e *Meloidogyne incognita* (Nematoda: Heteroderidae). **Nematologia Brasileira**, v.10, p. 215-225. 1987.

NASCIMENTO, C. W. A. Acidez potencial estimada pelo pH SMP em solos do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 679-682. 2000.

NAKAYAMA, F. S; BUCKS, D. A. Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity. Transaction the ASAE. **St. Joseph**, v.24, n.1, p.77-78. 1981.

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Indicadores da acidez do solo para recomendação de calagem no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 237-247. 2008.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K.; CAMARGO, M. N. Classes gerais de solo do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento. UNESCO, FUNEP. Jaboticabal, SP. 201p. 1992.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 4, p.807-812, out./dez. 2001.

OLIVEIRA, F. S.; ROCHA, M. R.; REIS, A. J. S.; MACHADO, V. O. F.; SOARES, A. J. S. Efeito de produtos químicos e naturais sobre a população de nematóide *Pratylenchus brachyurus* na cultura da cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 35, n. 3, p. 171-178. 2005.

PAGANINI, W. S. Disposição de esgotos no solo (Escoamento à superfície). 2ª Edição. Fundo Editorial da AESABESP. São Paulo. 220p. 1997.

PAGANINI, W. S. Reúso de água na agricultura, cap. 10. In: Mancuso, P. C. S; Santos, H. F. **Reúso de água**. NISAM-USP, ABES, Barueri, SP, p. 341-343; 353-354; 383. 2003.

PAGLIA, E. C.; SERRAT, B. M.; FREIRE, C. A. L.; VEIGA, A. M.; BORSATTO, R. S. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, v. 11, n. 1, p.94-100. 2007.

PEDROSA, E. M. R.; ROLIM, M. M.; ALBUQUERQUE, P. H. S.; CUNHA, A. C. Supressividade de nematóides em cana-de-açúcar por adição de vinhaça ao solo.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, v.9, (suplemento), p. 197-201. 2005.

PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O.; SILVA, D. A. Viabilidade do reuso de águas residuárias tratadas no cultivo de gergelim (*Sesamum indicum L.*). 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES – AIDIS. Joinville, SC, p. 1-7. 2003

PERSSON, L.; OLSSON, S. Abiotic characteristics of soil suppressive to *Aphanomyces* root rot. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1141-1150. 2000.

PINTO, N. F. J. A. Doenças Causadas por Nematóides. 2000. Disponível em : <<http://www.sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho?CultivodoMilho/dnematode.html>>. Acesso em: jun. 2007.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. Nutrientes: compostos de nitrogênio e fósforo em águas, cap. 12. **In: Qualidade das Águas e Poluição: aspectos físico-químicos**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo. 236p. 2006.

POPPI, R. J.; SENA, M. M. Métodos Quimiométricos na Análise Integrada de Dados, v. II. **In: FRIGUETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. Indicadores Biológicos e Bioquímicos da Qualidade do Solo. Manual Técnico**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna SP, p. 19-36. 2000.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v. 34, n. 5, Santa Maria, RS, p.1487-1492, set-out. 2004.

RANDIG, O.; CARNEIRO, R. M. D. G.; CASTAGNONE-SERENO, P. Identificação das principais espécies de *Meloidogyne* parasitas do cafeeiro no Brasil com marcadores SCAR–caFe em multiplex–PCR. **Nematologia Brasileira**, v. 28, n. 1, p. 1-10. 2004.

REIS, E. M. Solos supressivos e seu aproveitamento no controle de doenças de plantas. **In: Berttiol W. Controle biológico de doenças de plantas**. CNPDA, Embrapa. Jaguariúna, SP, p. 181-193. 1991.

ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J. C.; FOLONI, J. S. S. Lixiviação de potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p. 355-362. 2003.

ROSSI, C. E.; MONTALDI, P. T. Nematóide de galha em rabanete: suscetibilidade de cultivares e patogenicidade. **Horticultura Brasileira**, Brasília, DF, v. 22, n. 1, p. 72-75, jan-mar. 2004.

SANTOS, J. Q. Comportamento dos nutrientes e dos elementos tóxicos nos solos, cap. 3. **In:** Fertilidade e ambiente: reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. Publicações Europa-America. Portugal, p. 75-123. 2001 (a).

SANTOS, J. Q. Principais aspectos da fertilidade dos solos, cap. 2. **In:** Fertilidade e ambiente: reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. **Publicações Europa-America**. Portugal, p. 31-72. 2001 (b).

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C; BATISTA, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. **Engenharia na Agricultura**, v. 14, n. 1, Viçosa, MG, p. 32-38. jan/mar. 2006.

SÃO PAULO (estado). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências.**

SÃO PAULO (estado). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Relatórios de Qualidade de Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo.** Alteração de qualidade da água e avaliação de tendências, cap.03. p. 125-134. 2007.

SERRA-WITTLING, C.; HOUOT, S.; ALABOUVETTE, C. Increased Soil Suppressiveness to Fusarium Wilt of Flax after Addition of Municipal Solid Waste Compost. **Soil Biological Biochemistry**, v. 28, n. 9, p. 1207-1214. 1996.

SILVA, V. P. **Avaliação dos efeitos da fertirrigação com efluente de lagoa de polimento nos atributos do solo e componentes de produção do feijão caupi.** Tese

(Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. 130f. 2007.

SILVA, R. C.; PEREIRA, J. M.; ARAÚJO, Q. R.; PIRES, A. J. V.; DEL REI, A. J. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 101-107. 2007.

Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environmental Federation (WEF). 19th Edition. Eaton AD, Clesceri LS, Greenberg AE (eds.). Washington DC, USA. 1995.

SO, H.B.; AYLMORE, L.A.G. How do sodic soils behave the effects of sodicity on soil physical behaviour. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31. Sidney. p. 761 – 777. 1993.

SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; HENRIQUE, I. N.; DANTAS, J. P.; LIMA, S. M. S. Reúso de Água Residuária na Produção de Pimentão (*Capsicum annum* L.). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, p. 89-96. 2006.

SZCZECH M.; SMOLINSKA U. Comparison of suppressiveness of vermicomposts produced from animal manures and sewage sludge against *Phytophthora nicotianae* Breda de Haan var. *nicotianae*. **Journal Phytopathology**, v. 149, p. 77-82. 2001.

TABOSA, J. N.; MACIEL, G. A.; TAVARES, J. A.; GAMA, E. E. G.; MAGNAVACA, R.; SANTOS, M. X. dos. Cultivar de milho CMS –36 – Seleção IPA, para solos ácidos da Chapada do Araripe. Recife, PE, **Comunicado Técnico**, IPA, n. 46, 3p. 1992.

VIANA, F. M. P.; SANTOS, A. A.; FREIRE, F. C. O.; CARDOSO, J. E.; VIDAL, J. C. Recomendações para o controle das principais doenças que afetam a cultura do melão na região Nordeste. **Circular Técnica n. 12**. EMBRAPA. Fortaleza, CE. 2001.

ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Metodologia para enumeração, identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em águas brutas e tratadas. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, aspectos metodológicos**. Belo Horizonte, MG, p. 70-107. 2001.

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)