



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**



**USO DE ESGOTO TRATADO NA IRRIGAÇÃO DO ALGODOEIRO E EFEITOS  
NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO**

**LEDA VERONICA BENEVIDES DANTAS SILVA**

**CAMPINA GRANDE - PARAÍBA  
FEVEREIRO – 2014**

**LEDA VERONICA BENEVIDES DANTAS SILVA**

**USO DE ESGOTO TRATADO NA IRRIGAÇÃO DO ALGODOEIRO E EFEITOS  
NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO**

Tese apresentado à Universidade Federal de  
Campina Grande como parte das exigências do  
Curso de Pós-Graduação em Engenharia  
Agrícola para obtenção do título de Doutor em  
Engenharia Agrícola.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:

**ENGENHARIA DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM**

ORIENTADORES:

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> VERA LUCIA ANTUNES DE LIMA – UFCG/CTRN/UAEAg**

**Prof. Ph.D. HOWARD WILLIAM PEARSON – UEPB/CCT/DESA**

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA**

**FEVEREIRO – 2014**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S586u Silva, Leda Veronica Benevides Dantas.  
    Uso de esgoto tratado na irrigação do algodoeiro e efeitos nos atributos químicos do solo / Leda Veronica Benevides Dantas Silva. – Campina Grande, 2014.  
    116 f. : il.

    Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2014.

    "Orientação: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vera Lucia Antunes de Lima, Prof. Dr. Howard William Pearson".  
    Referências.

    1. *Gossypium Hirsutum L.* (Algodão). 2. Reúso. 3. Nutrição de Plantas. 4. Fertilidade do Solo. I. Lima, Vera Lucia Antunes de. II. Pearson, Howard William. III. Título.

CDU 633.511(043)





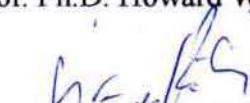



PARECER FINAL DO JULGAMENTO DA TESE DA DOUTORANDA

**LEDA VERONICA BENEVIDES DANTAS SILVA**

**USO DE ESGOTO TRATADO NA IRRIGAÇÃO DO ALGODOEIRO E EFEITOS  
NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO**

BANCA EXAMINADORA:

PARECER

 Prof. <sup>a</sup> Dr. <sup>a</sup> Vera Lucia Antunes de Lima – Orientadora	<u>APROVADA</u>
 Prof. Ph.D. Howard William Pearson – Orientador	<u>APROVADA</u>
 Prof. Dr. Ênio Farias de França e Silva – Examinador	<u>APROVADA</u>
 Prof. <sup>a</sup> Dr. <sup>a</sup> Joelma Sales dos Santos – Examinadora	<u>APROVADA</u>
 Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz – Examinador	<u>APROVADA</u>
 Prof. <sup>a</sup> Dr. <sup>a</sup> Maria Sallydelândia Sobral de Farias – Examinadora	<u>APROVADA</u>

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

2014

Dedico este trabalho à minha mãe Eleuza Maria da Silva pelo amor incondicional, compreensão nos momentos em que a distância é inevitável e esforço destinado à minha formação e ao meu marido, Valdinei Sofiatti, pelo amor, dedicação e apoio em todos os momentos.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e saúde.

À Universidade Federal de Campina Grande, em particular à Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização dos cursos de mestrado e doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos e apoio financeiro ao projeto de pesquisa.

À Professora Vera Lucia Antunes de Lima, pela orientação, confiança em mim depositada e incansável dedicação em todos os momentos.

Ao Professor Howard William Pearson, pela orientação, auxílio, atenção e valiosas sugestões durante a redação da tese.

Aos integrantes do grupo de pesquisa do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) de Campina Grande, pela disponibilização da área experimental e concessão dos efluentes de esgotos tratados.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, em especial ao Centro Nacional de Pesquisa do Algodão – CNPA, pela doação de parte do material experimental e auxílio na realização de análises químicas.

A todos os professores que participaram de forma direta ou indireta da minha formação acadêmica.

Aos bolsistas PIBIQ/CNPq Tainara Silva, Cris Lainy Santos e Danilo Rodrigues e aos funcionários do EXTRABES/UEPB João Pereira e Marconi, pela inestimável ajuda durante o período experimental.

A todos os amigos e colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pelo companheirismo, e aos funcionários dos Laboratórios de Engenharia de Irrigação e Drenagem e de Irrigação e Salinidade, pela agradável convivência.

A todos os funcionários da Coordenação de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFCG, pela atenção dispensada e pela disponibilidade em ajudar.

Enfim, o meu reconhecimento e gratidão a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

## USO DE ESGOTO TRATADO NA IRRIGAÇÃO DO ALGODOEIRO E EFEITOS NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

**RESUMO:** A escassez de água para irrigação é um entrave ao desenvolvimento agrícola e social de regiões áridas e semiáridas. A reutilização de efluentes de esgotos tratados na agricultura é uma alternativa bastante adequada a estes locais, uma vez que além de elevar a oferta de água, permite reaproveitar a matéria orgânica e os nutrientes existentes nestes rejeitos líquidos para a nutrição das plantas cultivadas. Apesar dos potenciais benefícios, a prática do reúso agrícola não é isenta de riscos, haja vista que a presença, nos esgotos domésticos, de elevadas concentrações de sais, contaminantes orgânicos e agentes patogênicos pode ocasionar danos ao meio ambiente, à saúde humana, ao solo, aos aquíferos e às culturas irrigadas. Desta forma é importante estudar a eficiência de métodos de tratamento de esgotos na obtenção de efluentes com características tais que permitam sua aplicação em lavouras de forma segura. Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de reúso agrícola de efluentes de esgoto tratados em sistemas anaeróbios e pós-tratados em filtros de areia intermitentes na irrigação do algodoeiro herbáceo além de verificar os impactos da disposição destes efluentes em um solo típico de regiões semiáridas. Para este fim, plantas de algodoeiro foram cultivadas em vasos preenchidos com Luvisolo crômico e submetidas aos tratamentos que resultaram da combinação fatorial de 4 fontes de água de irrigação - (i) água potável, (ii) efluente tratado em reator UASB, (iii) efluente tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes em série, e (iv) efluente tratado em tranque séptico e pós-tratado em um filtro de areia intermitente - e 5 níveis de adubação nitrogenada - 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>. As plantas foram mantidas sob irrigação por 123 dias e durante este período foram avaliados seu crescimento e acúmulo de nitrogênio foliar. Ao final do ciclo da cultura determinaram-se a produção das plantas e seus níveis nutricionais. O solo pós-cultivo foi avaliado a fim de verificar as alterações químicas promovidas pelos tratamentos. Segundo os resultados obtidos, a irrigação com efluentes de esgotos tratados é benéfica ao algodoeiro, permitindo obter plantas bem nutridas e com crescimento vegetativo adequado, resultando em bons índices de rendimento da cultura sem afetar a qualidade da fibra. Além disso, os efluentes tratados se mostraram eficientes na substituição da adubação nitrogenada recomendada para a cultura, o que pode refletir em maior economia para o produtor rural. A utilização de efluentes secundários pós-tratados em filtros de areia intermitentes, além de obter as vantagens agronômicas mencionadas,

proporciona ao produtor rural maior segurança sanitária, uma vez que este efluente apresenta baixos níveis de contaminação fecal e é isento de ovos de helmintos causadores de patologias em humanos. Contudo, após o cultivo, constatou-se que a irrigação com efluentes, além de elevar os teores de sódio no solo, não foi eficiente em repor os nutrientes exportados pela cultura. Isso leva a ponderar que em áreas de reúso deve-se realizar um manejo efetivo do solo, com vistas à manutenção dos níveis de fertilidade natural e à prevenção da salinização e sodificação.

**Palavras-chave:** Reúso. *Gossypium hirsutum* L. Nutrição de plantas. Fertilidade do solo.



## **POTENTIAL FOR AGRICULTURAL REUSE AND IMPLICATIONS OF TREATED SEWAGE WATER IRRIGATION ON SOIL HEALTH**

**ABSTRACT:** The shortage of irrigation water is an obstacle to agricultural and social development in arid and semiarid regions. Reuse of treated sewage water in agriculture is a suitable alternative for such regions, since it not only increases water availability, but also supplies organic matter and nutrients present in these effluents for plant nutrition. Despite the potential benefits, reuse of domestic wastewater for agricultural purposes is not a risk free practice, considering that the presence of salts, organic pollutants and pathogens could cause damages to the environment, human health, soil, ground water and irrigated crops. For this reason, it is important to study the efficiency of wastewater treatment methods in obtaining effluents suitable for disposal on cultivated lands. Based on the above considerations, the present research aimed to evaluate the potential of domestic sewage treated by anaerobic processes and post treated in intermittent sand filters for cotton irrigation. The implications of disposing of these effluents in terms of soil chemical properties were also investigated. For this purpose, cotton plants were grown in pots containing haplustalfs soil submitted to the treatments which resulted from the factorial combination between four sources of irrigation water - (i) freshwater, (ii) effluent treated by an UASB reactor, (iii) effluent treated by an UASB reactor and post treated by 2 intermittent sand filter in series, and (iv) effluent treated by a septic tank and post treated in an intermittent sand filter - and five levels of nitrogen fertilization - 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>. Plants were irrigated for 123 days, and their growth and leaf nitrogen accumulation were measured. At the end of the crop cycle, plant yield and nutritional status were determined. The soil post cultivation was also evaluated to verify the chemical changes caused by the cotton cultivation. According to the results, irrigation with treated wastewater is beneficial for both cotton growth and nutrition, resulting in good crop yields without affecting the quality of fiber. Treated wastewater is also suitable for replacing the conventional nitrogen fertilization of cotton plants, which is reflected in greater financial savings for the producers. Besides the fact of obtaining agronomic advantages, the use of secondary effluents post treated by intermittent sand filters provides better health security, since this treatment removes the helminth eggs which are an important cause of human illness. However, it was found that irrigation with wastewater was not effective in restoring nutrients exported by cotton crop and that it increased sodium levels in soil after cultivation. Considering this, it is highly recommended to perform effective soil management of

agricultural lands irrigated with treated wastewater in order to maintain soil fertility and to prevent soil salinization and sodification.

**Key words:** Reuse. *Gossypium hirsutum* L. Plant nutrition. Soil fertility.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

**Figura 1.1** - Volumes de água/efluentes aplicados semanalmente na irrigação do algodoeiro ..... 23

**Figura 1.2** - Diagrama esquemático do sistema de tratamento A composto por reator anaeróbio (UASB) e filtros de areia intermitentes em série ..... 24

**Figura 1.3** - Diagrama esquemático do sistema de tratamento B composto por fossa séptica e filtro de areia intermitente ..... 24

### CAPÍTULO 2

**Figura 2.1** - Teor de N-SPAD determinado na quinta folha totalmente expandida do algodoeiro aos 60 (A), 75 (B), 90 (C) e 105 DAE (D) em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo ..... 41

**Figura 2.2** - Número de folhas (A) e área foliar (B) das plantas de algodoeiro aos 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo ..... 45

**Figura 2.3** - Peso médio de um capulho (A), número de capulhos (B) e peso de algodão em caroço (C) das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo ..... 48

**Figura 2.4** - Percentual de fibras (A) e produção de algodão em pluma (B) das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo .. 49

**Figura 2.5** - Percentual de óleo (A) e peso de 100 sementes (B) em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo ..... 51

### CAPÍTULO 3

**Figura 3.1** - Teor de nitrogênio no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função das doses de N aplicadas ao solo ..... 64

**Figura 3.2** - Teores de fósforo (A) e potássio (B) no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e do N aplicado ao solo ..... 65

**Figura 3.3** - Teor de magnésio no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo ..... 67

**Figura 3.4** - Teores de cobre (A), ferro (B) e zinco (C) no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo ..... 71

**Figura 3.5** - Massa seca da parte aérea das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação ..... 72

**Figura 3.6** - Massa seca da parte aérea das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo..... 73

#### **CAPÍTULO 4**

**Figura 4.1** - pH do solo ao final do período de cultivo irrigado em função das doses de N aplicadas via adubação ..... 89

**Figura 4.2** - Teores médios de fósforo assimilável no solo ao final do período de cultivo irrigado em função da qualidade da água de irrigação ..... 91

**Figura 4.3** - Teor de manganês no solo ao final do período de cultivo irrigado em função das doses de N aplicadas via adubação ..... 97

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 2

- Tabela 2.1** - Concentrações das diferentes formas de nitrogênio e fósforo nos efluentes tratados utilizados para irrigação..... 39
- Tabela 2.2** - Teores médios de N-SPAD foliar, em g kg<sup>-1</sup>, aos 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação..... 42
- Tabela 2.3** - Número de folhas das plantas de algodoeiro aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação..... 43
- Tabela 2.4** - Área foliar do algodoeiro, em cm<sup>2</sup> planta<sup>-1</sup>, aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação..... 43
- Tabela 2.5** - Valores médios de número de capulhos por planta, peso médio de um capulho (g), peso de algodão em caroço por planta (g planta<sup>-1</sup>), percentual de fibras e peso de algodão em pluma (g) em função da qualidade da água de irrigação..... 46
- Tabela 2.6** - Valores médios de peso de 100 sementes (g) e teor de óleo das sementes de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação..... 50

### CAPÍTULO 3

- Tabela 3.1** - Caracterização química da água potável e dos efluentes utilizados para irrigação..... 61
- Tabela 3.2** - Teores médios dos macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) determinados no tecido foliar das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura ..... 62
- Tabela 3.3** - Teores médios dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) determinados no tecido foliar das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura. 68

### CAPÍTULO 4

- Tabela 4.1** - Caracterização inicial do Luvissole crômico utilizado no experimento em vasos ..... 85
- Tabela 4.2** - Caracterização química da água potável e dos efluentes utilizados para irrigação..... 86
- Tabela 4.3** - Valores médios de pH, acidez potencial (H<sup>+</sup> + Al<sup>3+</sup>) e matéria orgânica do solo (MOS) pós-cultivo em função da qualidade da água de irrigação..... 88
- Tabela 4.4** - Teores médios de potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>) e sódio (Na<sup>+</sup>) trocáveis determinados no solo ao final do período de cultivo irrigado..... 92

**Tabela 4.5** - Teores médios dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) determinados no solo ao final do período de cultivo ..... 95

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas  
ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária  
AP - Água Potável  
APHA - American Public Health Association  
CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba  
CNPA - Centro Nacional de Pesquisa do Algodão  
CTC - Capacidade de Troca Catiônica  
DAE - Dias Após a Emergência  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
DTPA - Ácido Dietilenotriaminopentaacético  
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
ETc - Evapotranspiração da Cultura  
EXTRABES - Estação de Tratamento Biológico de Esgotos  
IAC - Instituto Agrônomo de Campinas  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia  
ISF - Intermittent Sand Filter  
LIS - Laboratório de Irrigação e Salinidade  
log - Logaritmo  
MOS - Matéria Orgânica do Solo  
NPK - Nitrogênio, Fósforo e Potássio  
OMS - Organização Mundial da Saúde  
PB - Paraíba  
pH - Potencial Hidrogeniônico  
PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico  
SPAD - Soil Plant Analysis Development  
TS - Tanque Séptico  
UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket  
UEPB - Universidade Estadual da Paraíba  
UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

## SUMÁRIO

### CAPÍTULO 1

Considerações Iniciais, Revisão de Literatura e Metodologia .....	1
1.1. Considerações Iniciais .....	2
1.2. Revisão de Literatura.....	5
1.2.1. Tratamento de esgotos sanitários para fins de reúso agrícola .....	5
1.2.2. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios .....	8
1.2.3. Impactos da disposição de efluentes secundários no sistema solo-planta.....	12
1.2.4. Cultivo do algodoeiro .....	17
1.3. Metodologia.....	19
1.3.1. Localização e caracterização da área experimental .....	19
1.3.2. Tratamentos e delineamento experimental .....	19
1.3.3. Solo utilizado e preparo .....	20
1.3.4. Cultura utilizada .....	21
1.3.5. Plantio e adubação .....	21
1.3.6. Tratos culturais .....	21
1.3.7. Determinação das lâminas e controle da irrigação .....	22
1.3.8. Água e efluentes para irrigação .....	23
1.4. Referências .....	25

### CAPÍTULO 2

Crescimento e produção do algodoeiro irrigado com efluentes de esgoto tratados em sistemas anaeróbio-aeróbios .....	34
2.1. Introdução.....	37
2.2. Material e Métodos.....	38
2.3. Resultados e Discussão.....	40
2.3.1. Acúmulo de N foliar .....	40
2.3.2. Crescimento de plantas .....	43
2.3.3. Produção do algodoeiro .....	46
2.4. Conclusões.....	52
2.5. Referências .....	52



### **CAPÍTULO 3**

Nutrição do algodoeiro irrigado com efluentes de esgotos tratados sob diferentes níveis de adubação nitrogenada .....	56
3.1. Introdução.....	59
3.2. Material e Métodos.....	60
3.3. Resultados e Discussão.....	62
3.3.1. Nutrição do algodoeiro .....	62
3.3.2. Acúmulo de matéria seca.....	72
3.4. Conclusões.....	74
3.5. Referências .....	75

### **CAPÍTULO 4**

Atributos químicos de um Luvissole cultivado com algodoeiro e irrigado com águas residuárias.....	80
4.1. Introdução.....	83
4.2. Material e Métodos.....	84
4.3. Resultados e Discussão.....	85
4.3.1. Caracterização inicial do solo e das águas de irrigação.....	85
4.3.2. Acidez e matéria orgânica .....	87
4.3.3. Fósforo.....	91
4.3.4. Cátions trocáveis .....	92
4.3.5. Microelementos .....	95
4.4. Conclusões.....	98
4.5. Referências .....	98

### **CAPÍTULO 5**

Considerações finais.....	103
---------------------------	-----

### **APÊNDICES**

Apêndice A - Análise de variância e valores médios das variáveis de crescimento, produção, acúmulo de nitrogênio foliar e qualidade das fibras do algodoeiro herbáceo. .	106
Apêndice B - Análise de variância e valores médios dos teores de nutrientes foliares e acúmulo de matéria seca das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura. ....	112
Apêndice C - Análise de variância e valores médios dos atributos químicos do solo após o cultivo do algodoeiro.....	114

**CAPÍTULO 1**

---

**CONSIDERAÇÕES INICIAIS, REVISÃO DE LITERATURA E METODOLOGIA**

## 1.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O Brasil se destaca como um dos países mais urbanizados do mundo, com mais de 85% de sua população vivendo em cidades e grandes metrópoles (ONU-HABITAT, 2012). Um dos resultados deste elevado grau de urbanização é o adensamento populacional, sobretudo na periferia dos grandes centros, com a consequente construção não planejada de habitações informais em áreas inadequadas à moradia. Estas regiões periféricas geralmente não contam com saneamento apropriado, abastecimento de água, coleta de lixo e outros serviços básicos, sujeitando a população a condições muitas vezes insalubres.

Em 2010 o acesso ao saneamento e à água potável foi proclamado pelas Nações Unidas, como direito humano essencial para garantir o pleno aproveitamento da vida e dos demais direitos, dentre eles o de viver em condições dignas e adequadas. No entanto, em todo o Brasil, cerca de 55% dos municípios sofrem com a ausência de serviço de saneamento básico. Este quadro é ainda mais severo nas regiões Nordeste e Norte do país onde, respectivamente, 78% e 96% dos municípios não contam com esgotamento sanitário (IBGE, 2008).

Do volume total de esgoto coletado diariamente no país, 68,8% são tratados e cerca de 3,9 milhões de metros cúbicos são dispostos *in natura* em corpos de água ou no solo o que, além de prejudicar os ecossistemas aquáticos, compromete a qualidade da água utilizada para o abastecimento, irrigação e recreação. A este total se somam os rejeitos líquidos não coletados produzidos pelos quase 2.500 municípios brasileiros que não dispõem sequer de rede coletora e, por isso, lançam seus esgotos em fossas sépticas, sumidouros, fossas rudimentares, fossas secas, valas a céu aberto ou em rios, lagos e mares (IBGE, 2008; 2011).

Diante desse cenário o reúso de esgotos municipais apresenta-se como excelente alternativa no sentido de não apenas conceder apropriada destinação a efluentes domésticos, mas também garantir que fontes de água de melhor qualidade sejam liberadas para fins mais nobres, como o abastecimento humano e a dessedentação animal.

A irrigação é, reconhecidamente, a atividade responsável pelo consumo da maior parte da água captada no mundo. No ano de 2010, 54% do total de água captada no Brasil se destinaram à atividade agrícola, o que representou uma vazão média de  $1.270 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  designados para a irrigação de cultivos agrícolas (ANA, 2012). Salienta-se, ainda, que apenas 5,4 milhões de hectares de lavouras são irrigados atualmente no país, número muito aquém da estimativa da área irrigável, que é da ordem de 29,6 milhões de hectares (CHRISTOFIDIS, 2006; ANA, 2012).

O reúso agrícola, ou seja, a disposição de efluentes de esgotos em solos agrícolas, tem enorme potencial de contribuir para expansão das áreas irrigadas no país, com consequente aumento da produtividade das culturas e possibilidade de implantação de cultivos no período da entressafra, garantindo colheitas múltiplas. Outra vantagem é o elevado aporte de nutrientes provido pelas águas residuárias que permite reduzir consideravelmente o custo da aplicação de fertilizantes minerais e contribuir para elevação do retorno econômico dos produtores rurais e para atração e retenção do homem no campo. Além de alavancar a geração de empregos em áreas já com tradição em agricultura, a prática do reúso agrícola pode viabilizar a implantação de polos agrícolas em áreas desérticas ou com baixos índices pluviométricos, como o semiárido brasileiro, concorrendo para a melhoria da economia nessas regiões.

A utilização não controlada de esgotos para a irrigação de cultivos agrícolas pode, todavia, acarretar a contaminação do solo, das culturas irrigadas e do lençol freático, por compostos orgânicos miscíveis presentes em abundância em rejeitos líquidos ou por compostos químicos. Os efluentes domésticos também são passíveis de conter microrganismos patogênicos e seu manuseio incorreto implica no risco de transmissão de doenças aos agricultores. Portanto, para que o reúso agrícola seja realizado de forma segura, é importante que se tenha prévio conhecimento das características físico-químicas e microbiológicas dos esgotos, que se estabeleçam critérios de qualidade de efluentes para fins de reúso e que sejam desenvolvidas estratégias de tratamento eficientes, de forma a garantir que o esgoto tratado atinja os padrões adequados para a finalidade a que se propõe.

A principal alternativa para suprir a inexistência de serviço de coleta de esgotos no Brasil é o uso de fossas sépticas, que atuam como unidades individuais de tratamento e disposição de despejos domiciliares. Também chamadas tanques sépticos, as fossas sépticas são sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos bastante compactos, de construção simples, baixo custo de implantação e operação, além de elevada vida útil, podendo ser facilmente adotadas em pequenas comunidades e zonas rurais. Se bem manejadas, podem atingir índices de remoção da carga orgânica e sólidos suspensos similares aos obtidos por outros métodos de tratamento anaeróbio usualmente empregados em estações de tratamento de esgotos convencionais, como os reatores de manta de lodo.

No entanto, as fossas sépticas, tal como os demais sistemas anaeróbios, proporcionam baixa remoção de nutrientes e agentes patogênicos dos esgotos tornando necessária a realização de pós-tratamento. O pós-tratamento de efluentes anaeróbios pode ser realizado por diferentes métodos e tem, como principais funções, completar a remoção da matéria orgânica,

e reduzir a concentração de componentes pouco afetados pelo tratamento anterior, como nutrientes e patógenos, a fim de adequar o efluente aos padrões para lançamento ou destinação final (CHERNICHARO, 2007).

Unidades de pesquisa experimentais e estações de tratamento de esgotos em todo o mundo têm testado métodos de pós-tratamento de efluentes anaeróbios visando à produção de águas residuárias tratadas com qualidade adequada ao reúso na agricultura. A validação desses esquemas de tratamento deve englobar a caracterização dos efluentes gerados, a verificação de sua interação com o sistema água-solo-planta e sua adequação aos métodos de irrigação e às demais técnicas agrícolas envolvidas. É importante averiguar se a disposição do efluente irá comprometer a qualidade dos solos irrigados, danificar os equipamentos agrícolas ou afetar as espécies cultivadas, no que diz respeito ao crescimento, produtividade e qualidade do produto colhido.

Outra precaução a ser adotada é a aplicação desses efluentes preferencialmente para o cultivo de produtos agrícolas que não sejam de consumo direto, reduzindo os riscos de intoxicação em humanos. A cultura do algodoeiro herbáceo (*Gossypium hirsutum* L.) pode ser considerada uma boa opção visto que, além de possuir elevado valor agregado, mostra-se altamente responsiva às práticas de irrigação e fertilização possibilitando a obtenção de uma série de benefícios combinados.

Diante da atualidade e relevância desta temática, objetivou-se avaliar o potencial de reúso agrícola de efluentes de esgoto tratados em sistemas anaeróbios e pós-tratados em filtros de areia intermitentes na irrigação do algodoeiro herbáceo além de verificar os impactos da disposição desses efluentes no solo, visando fornecer subsídios para o aproveitamento de águas residuárias em larga escala, especialmente em regiões com escassez hídrica.

## 1.2. REVISÃO DE LITERATURA

### 1.2.1. Tratamento de esgotos sanitários para fins de reúso agrícola

O uso de esgotos domésticos para a irrigação de cultivos agrícolas é uma prática que, além de conceder melhor destinação aos rejeitos líquidos urbanos, possui uma série de benefícios diretos, dentre os quais: possibilitar a reciclagem de nutrientes reduzindo a necessidade de aplicação de fertilizantes químicos; prover uma fonte confiável de água para agricultores, especialmente em regiões secas e permitir a conservação da água disponível para fins mais nobres (van DER HOEK et al., 2002; HESPANHOL, 2002). No entanto, a disposição de esgoto sem tratamento em cultivos agrícolas pode representar riscos à saúde dos agricultores e da comunidade exposta devido à presença, nesses efluentes, de microrganismos patogênicos, sobretudo helmintos intestinais (MARA; CAIRNCROSS, 1989). Os efluentes domésticos também possuem elevadas concentrações de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, que podem ocasionar contaminação do lençol freático além de causar desequilíbrio nutricional em plantas cultivadas. Portanto, o tratamento adequado de esgotos é requisito básico para seu reúso em irrigação.

O nível requerido de purificação de esgotos para a produção de efluentes empregados em irrigação é consideravelmente menor do que o necessário para outros tipos de reutilização, tais como o reúso potável ou a recarga de aquíferos (FEIGIN et al., 1991). Sistemas de tratamento para fins de reúso agrícola geralmente visam remover sólidos suspensos e solúveis e reduzir a carga orgânica dos esgotos domésticos.

A depuração de águas servidas pode envolver processos físicos, químicos e biológicos, os últimos chamados tratamentos secundários. Os métodos biológicos de tratamento de esgotos sanitários são divididos em mecanismos aeróbios, nos quais a matéria orgânica presente no efluente é oxidada a compostos minerais e mecanismos anaeróbios, que podem se desenvolver quando não há disponibilidade de um oxidante adequado e tendo, como produtos finais, os gases metano e dióxido de carbono (FEIGIN et al., 1991; van HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Inicialmente, os métodos secundários por via anaeróbia associados a processos físicos – em especial as fossas sépticas e os tanques Imhoff – foram as alternativas de tratamento de esgotos domésticos mais amplamente empregadas no mundo. Estes sistemas eram de fácil instalação e operação, mas possuíam alguns pontos negativos, como o despreendimento de maus odores e a geração de efluentes tratados com elevados índices de contaminação fecal e alta demanda química de oxigênio (DQO). Essas desvantagens levaram muitos a substituir os

métodos anaeróbios por sistemas aeróbios tornando-os tão populares que, a partir da década de 1950, se tornaram sinônimo de tratamento secundário (van HAANDEL; LETTINGA, 1994; IMHOFF; IMHOFF, 1996). Frente ao tratamento séptico utilizado até aquele momento, o tratamento aeróbio possuía, como benefícios, a obtenção de índices de quase 100% de oxidação da matéria orgânica, elevada remoção de organismos patogênicos e produção de efluentes mais clarificados (IMHOFF; IMHOFF, 1996).

No decorrer dos últimos 30 anos o desenvolvimento de pesquisas na área de tratamento de esgotos domésticos fez com que os sistemas anaeróbios readquirissem um elevado grau de aceitação, especialmente em países tropicais como o Brasil (CHERNICHARO, 2007). As altas temperaturas, características do clima dessas regiões, contribuem significativamente para a elevação da eficiência dos processos de digestão anaeróbia que resultam na conversão das macromoléculas orgânicas presentes no esgoto em biogás (HENZEN; HARREMOES, 1983; van HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Inicialmente, o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASB) foi concebido por Lettinga e colaboradores, na década de 70, para o tratamento de efluentes industriais, tendo sido posteriormente testado com sucesso no tratamento dos esgotos domésticos. Atualmente, os reatores UASB são os sistemas anaeróbios de mais ampla aplicação prática em estações de tratamento de esgotos podendo ser encontrados em operação em diversas regiões do país (van HAANDEL; LETTINGA, 1994). Dentre suas vantagens podem ser citados o baixo requerimento de área, a elevada vida útil, os baixos custos operacionais e a elevada sustentabilidade do sistema, no que diz respeito à pouca dependência de fornecimento de energia, peças e equipamentos de reposição (CHERNICHARO et al., 2001).

A experiência tem mostrado que, se bem dimensionados e operados, reatores UASB, em regiões de clima quente, podem facilmente atingir níveis de remoção da matéria orgânica, medida em função de sua demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de até 75% (SOUZA, 1986; VIEIRA; SOUZA, 1986; SIDDIQI, 1990; SCHELLINKHOUT; COLLAZOS, 1992; von SPERLING et al., 2001; von SPERLING; OLIVEIRA, 2009). O sistema, porém, tem o inconveniente de demandar um longo tempo de espera, que varia entre 4 e 6 meses após a construção do reator e alimentação com esgoto, para que comece a funcionar de forma eficiente. Este intervalo de tempo é essencial para a formação da biomassa ativa (camada de lodo) responsável pela degradação anaeróbia do material orgânico que resulta no tratamento do efluente (CHERNICHARO, 2007; CHONG et al., 2012). A introdução de pequenas doses de lodo de inóculo e a adoção de determinadas rotinas de operação podem reduzir o tempo de

partida do sistema para cerca de 2 a 3 semanas. A aplicação dessas práticas pode representar, entretanto, um obstáculo difícil de ser transposto pela parcela mais carente da população que, usualmente, é a que mais necessita de métodos alternativos de destinação de esgotos domésticos (CHERNICHARO et al., 1999).

Em áreas carentes ou comunidades rurais difusas nas quais geralmente a população não dispõe de sistema público coletor de esgotos, os decanto-digestores, popularmente conhecidos como tanques sépticos ou fossas sépticas, constituem ainda a alternativa mais usual de tratamento de rejeitos líquidos domiciliares. Essas unidades de tratamento são compostas de tanques fechados (ou câmaras) configurados na forma de câmara única, câmaras em série ou câmaras sobrepostas, utilizadas com a finalidade de reter os despejos domésticos pelo tempo necessário para a decantação e decomposição de seus sólidos orgânicos. Apesar de a estabilização dos sólidos sedimentáveis ocorrer por meio de digestão anaeróbia, as fossas sépticas são basicamente decantadores, removendo os sólidos presentes nos esgotos para o fundo da câmara por meios físicos (von SPERLING, 2005; ANDRADE NETO et al., 2001).

Além dos benefícios já atribuídos aos reatores de manta de lodo, os tanques sépticos têm a vantagem de serem de construção e operação muito simples não exigindo, portanto, técnicas construtivas especiais, equipamentos ou mesmo a presença constante do operador. A partida imediata, a possibilidade de utilização na forma de unidades de tratamento modulares ou unifamiliares e os baixíssimos custos agregados ao sistema, são características que explicam sua extensiva adoção em todo o mundo. Quando comparados aos demais reatores anaeróbios, os tanques sépticos apresentam menor eficiência na remoção da matéria orgânica, variando entre 40 e 70% de redução da DBO, produzindo efluente de qualidade razoável (ANDRADE NETO et al., 2001).

A despeito de suas consideráveis taxas de redução da matéria orgânica de efluentes domésticos, tanques sépticos e reatores UASB, quando operados isoladamente, são pouco hábeis na remoção de agentes patogênicos e de determinados nutrientes que poderiam acarretar contaminação do solo e de águas subterrâneas. O tratamento de esgotos domésticos por reatores anaeróbios geralmente não afeta os níveis de contaminação fecal e mantém praticamente inalterados os teores de nitrogênio e fósforo (KUJAWA-ROELEVELD et al., 2005; CHERNICHARO, 2006; BDOUR et al., 2009; MIKI, 2010). De acordo com von Sperling (2005) efluentes de reatores UASB apresentam valores de DBO entre 70 e 100 mg L<sup>-1</sup>, 10<sup>6</sup> a 10<sup>7</sup> coliformes fecais por 100 mililitros e concentrações de fósforo e nitrogênio total acima de 4 mg L<sup>-1</sup>.



A Organização Mundial de Saúde estabelece o limite máximo de 1 ovo de helminto por litro e de 1.000 a 10.000 coliformes fecais por 100 mililitros de efluente de esgoto tratado para fins de irrigação de plantas que não são consumidas *in natura*. Para a irrigação de espécies vegetais que se destinam ao consumo direto, os parâmetros de qualidade da água são ainda mais restritivos (WHO, 2005, WHO, 2006). A utilização de águas residuais para irrigação pode, ainda, ser limitada em função da concentração de determinados íons, como sódio, cloreto, boro, zinco, nitrogênio e bicarbonato os quais, em altos níveis, podem ser tóxicos às culturas sensíveis. A salinidade da água, medida em função de sua condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e relação de adsorção de sódio, também é um fator importante a ser considerado na utilização de águas servidas em agricultura uma vez que altos teores de sais podem afetar a disponibilidade de água para as culturas e reduzir as taxas de infiltração de água no solo (AYERS; WESTCOT, 1985).

Desta forma, torna-se de grande importância o pós-tratamento dos efluentes de reatores anaeróbios como forma de adequar o efluente tratado aos requisitos de qualidade de águas para irrigação. A principal função do pós-tratamento é completar a remoção da matéria orgânica, bem como propiciar remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio (nutrientes e organismos patogênicos) visando à prática do reúso agrícola de forma segura para os agricultores, consumidores, solo e águas subterrâneas (CHERNICHARO, 2006).

### **1.2.2. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**

A utilização de sistemas anaeróbios de tratamento como etapa inicial na depuração de esgotos domésticos, tem sido extensivamente empregada no Brasil devido aos altos níveis de eficiência alcançados, à possibilidade de remoção de nutrientes e à alta flexibilidade operacional (GAVRILESCU; MACOVEANU, 1999). O sucesso da prática se deve, em grande parte, às condições climáticas do país, que atuam favorecendo os processos bioquímicos de digestão anaeróbia que resultam na conversão da matéria orgânica presente nos rejeitos líquidos em compostos mais simples (van HAANDEL; LETTINGA, 1994). Apesar dos bons índices de redução dos teores de matéria orgânica alcançados, reatores anaeróbios operando individualmente têm pouco efeito sobre a concentração dos principais nutrientes presentes nos esgotos (nitrogênio e fósforo) e proporcionam remoção apenas parcial dos organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos). Isto resulta na produção de efluentes com características químicas e microbiológicas aquém dos padrões de

qualidade estabelecidos para águas de irrigação ou para a disposição em corpos hídricos (van HAANDEL; LETTINGA, 1994; KUJAWA-ROELEVELD, 2005; CHERNICHARO, 2007; SANTOS, 2007). O pós-tratamento dos efluentes anaeróbios é, portanto, uma prática fundamental para garantir que o reúso agrícola de esgotos seja realizado com riscos mínimos de contaminação dos solos, plantas cultivadas, agricultores e consumidores.

As alternativas de pós-tratamento de efluentes anaeróbios para fins de reúso agrícola devem visar à redução da concentração de patógenos atuando também na remoção de parte da matéria orgânica resultante. A fim de atingir esses objetivos, o acréscimo de uma etapa aeróbia após o tratamento anaeróbio de esgotos tem-se tornado prática recorrente no Brasil. A adoção desta técnica parte do pressuposto de que a exposição dos efluentes anaeróbios a fatores como radiação solar, temperatura, competitividade de espécies, elevados valores de pH e elevada concentração de oxigênio dissolvido, pode ser fatal aos organismos patogênicos adaptados às condições do trato intestinal de seres humanos (von SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 2007). De acordo com van Haandel; Lettinga (1994) efluentes anaeróbios pós-tratados em sistemas aeróbios apresentam qualidade microbiológica no mínimo equivalente àquela de um sistema aeróbio convencional.

O tratamento de esgotos por sistemas combinados (anaeróbio-aeróbio) se assemelha ao promovido por lagoas em série (lagoa anaeróbia + facultativa + maturação) que, de acordo com Mara (1976), é o método mais adequado para depuração de efluentes domésticos em condições tropicais atingindo índices elevados de remoção de organismos patogênicos, graças à combinação entre altas temperaturas, insolação e elevados tempos de detenção hidráulica (PEARSON, 1996; MACEDO et al., 2011).

Em comparação aos métodos de tratamento unicamente aeróbios, os sistemas combinados têm, como vantagens, o menor tempo necessário para o polimento do esgoto, menor requerimento de energia para aeração, menores volumes de lodo biológico produzido e menor custo de implantação (FORESTI, 2001; CHERNICHARO, 2006; AIYUK et al. 2006; GHUNMI et al., 2010). Sistemas combinados que utilizam reatores UASB como etapa preliminar contam, ainda, com a possibilidade de aproveitamento do gás metano produzido pelo tratamento anaeróbio, aumentando a autonomia energética.

Projetos operando em escala piloto no país têm atestado a viabilidade técnica de sistemas de lodos ativados (von SPERLING et al., 2001), wetlands construídas (EL-KHATEEB; EL-GOHARY, 2003; CALIJURI et al., 2009; SOUSA et al., 2012), lagoas de polimento (von SPERLING et al., 2005; von SPERLING; ANDRADA, 2006; RODRIGUES et al., 2009), lagoas facultativas (CAMPOS et al., 2006) e biofiltros aerados (GIUSTINA et

al., 2010), entre outros, atuando no polimento de efluentes de reatores UASB. Apesar de os sistemas citados obterem bons resultados em termos de remoção de matéria orgânica e ótimos resultados no que diz respeito à redução dos níveis de coliformes fecais, aspectos de ordem técnica e/ou econômica podem inviabilizar sua adoção em áreas difusas nas quais geralmente a população possui pouco conhecimento técnico.

Com vistas a atender, de forma bem-sucedida, às demandas de habitantes de áreas rurais isoladas ou que não contam com sistema de esgotamento sanitário, é desejável que os sistemas de pós-tratamento tenham as mesmas características almejadas para tratamento inicial, ou seja: baixo requerimento de área; simplicidade e baixos custos de construção e operação; baixa produção de lodo e aplicabilidade em pequena escala. Uma opção tecnológica que atende adequadamente a esses requisitos são os filtros de areia intermitentes que têm sido utilizados com sucesso para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos domiciliares em áreas rurais nos Estados Unidos há mais de 40 anos (MARSHALL; MIDDLEBROOKS, 1974).

Filtros de areia intermitentes, também conhecidos pela sigla ISF (intermittent sand filters) são reatores aeróbios de leito fixo que promovem a remoção de contaminantes presentes nas águas residuárias por meio da combinação de processos físicos, químicos e biológicos. Os processos físico e químico, que consistem na filtração promovida pela areia e na adsorção química das partículas presentes no efluente às do leito, são responsáveis pela remoção da maior parte dos sólidos suspensos e contaminantes fecais. O processo biológico é o componente mais importante do sistema e consiste na degradação do material orgânico por microrganismos decompositores (LATVALA et al., 1993; RODGERS et al., 2006).

O funcionamento do sistema se baseia na disposição, por meio de uma tubulação de distribuição, do efluente sobre a superfície do leito de areia a fim de que seja purificado pelo meio filtrante (DARBY, 1996). O escoamento do efluente promove a aderência de bactérias à superfície dos grãos de areia do leito filtrante formando uma camada superficial porosa que absorve o material solúvel e os microrganismos presentes no esgoto (METCALF & EDDY, 2003). Esta camada é considerada a porção biologicamente ativa dos filtros de areia, cujos 20 cm superiores do leito são responsáveis pela maior parte da biodegradação da matéria orgânica (SABBAH et al., 2003). Os níveis de oxigenação necessários à degradação (oxidação) da matéria orgânica pelas bactérias são mantidos por meio da aplicação intermitente do efluente, com o consumo do oxigênio sendo compensado por meio de relações de difusão entre os gases do meio e o ar atmosférico da superfície (BOLLER et al., 1993). Durante os intervalos entre as aplicações, devido à falta do substrato proveniente da água

residuária, as bactérias passam a consumir material retido e o próprio plasma para obter energia. Este mecanismo propicia o controle do crescimento microbiano e evita o entupimento dos poros pelo lodo formado (CRITES; TCHOBANOGLIOUS, 1998).

A remoção de nutrientes em ISFs também se dá por mecanismos físicos, químicos e biológicos ocorrendo de forma inter-relacionada. Em referência ao nitrogênio, sabe-se que está presente em esgotos domésticos essencialmente em suas formas amoniacal e orgânica. A fração orgânica é rapidamente mineralizada passando à forma de N-amoniacal que pode ser adsorvido pelo meio filtrante ( $\text{NH}_4^+$ ) ou sofrer pequenas perdas por volatilização ( $\text{NH}_3$ ) quando em meio alcalino. Bactérias nitrificantes presentes no biofilme ativo dos filtros de areia intermitentes oxidam o nitrogênio amoniacal convertendo-o a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) que é a forma mais eficazmente absorvida pelas plantas (SABBAH et al., 2003; KOOPS; POMMERENING-ROSER, 2005). Com relação ao fósforo, sua presença em esgotos domésticos de pH alcalino ocorre predominantemente na forma de ortofosfatos ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) e se deve, em grande parte, à diluição de detergentes domésticos. A remoção do fósforo em ISFs pode ocorrer de duas maneiras: pela adsorção do nutriente às partículas do leito de areia ou por meio da ligação do ortofosfato às formas catiônicas do ferro ( $\text{Fe}^{3+}$ ), alumínio ( $\text{Al}^{3+}$ ) e cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) formando compostos insolúveis que são removidos do meio por precipitação (SILVA, 2006).

Estudos têm demonstrado que filtros de areia intermitentes apresentam elevada eficiência na depuração de águas residuárias produzindo efluentes com concentrações de DBO e sólidos solúveis totais (SST) abaixo de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  e baixa turbidez e promovem a remoção de 2 a 4 log de coliformes sem, no entanto afetar, de forma significativa, a concentração de nutrientes importantes para a agricultura (VANLANDINGHAM; GROSS, 1998; AUSLAND et al., 2002; SILVA, 2006; ASSAYED et al., 2010; TONETTI et al., 2010; TONETTI et al., 2012). Gross (1990) avaliou a eficácia de um ISF estratificado em escala experimental na remoção de vírus entéricos incubados em um efluente de tanque séptico e constatou que o sistema obteve níveis de remoção dos patógenos superiores a 99,99%, a maior parte deles sendo retida na camada superficial do filtro. Quanto à remoção de nutrientes, relatos demonstram redução nos teores de nitrogênio e fósforo de até 45% e 60%, respectivamente (LATVALA, 1993; NIELSEN et al., 1993).

Em comparação com os sistemas de filtragem em solo, usualmente adotados como alternativa de tratamento de águas residuais provenientes de atividades agrícolas e efluentes anaeróbios, os filtros de areia apresentam a vantagem de não serem limitados por sua capacidade de carga hidráulica. Quando o solo é utilizado como meio filtrante as partículas de

argila dispersas podem se depositar nos espaços porosos reduzindo a condutividade hidráulica e ocasionando a ocorrência de entupimentos, o que dificilmente ocorre no leito de areia (HEALY et al., 2007).

Registros recentes de utilização de filtros de areia intermitentes para o tratamento final de efluentes anaeróbios têm demonstrado que esta é uma alternativa promissora para a produção de águas residuais destinadas ao reúso agrícola (RODGERS et al., 2006; SULEIMAN et al., 2010). Em comparação com os esgotos brutos e efluentes tratados apenas por sistemas anaeróbios, os efluentes de ISFs possuem concentrações bem mais baixas de organismos patogênicos, minimizando os riscos de contaminação microbiológica, e de sólidos suspensos, o que reduz o potencial de entupimento de filtros e obstrução de emissores em sistemas de irrigação mecanizada (TONETTI et al., 2012).

### **1.2.3. Impactos da disposição de efluentes secundários no sistema solo-planta**

O solo é um sistema vivo e dinâmico, caracterizado por uma larga atividade em superfície e uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos, reagindo fortemente com os constituintes das águas residuárias. Compostos orgânicos aplicados ao solo via efluente doméstico são decompostos em CO<sub>2</sub>, água e compostos inorgânicos. Os constituintes inorgânicos podem interagir com a matriz do solo sofrendo processos de troca, absorção ou precipitação, seguidos de reações químicas que os transformam em compostos de baixa solubilidade; podem, ainda, ser absorvidos pelas plantas e ser parcialmente removidos da solução do solo. O destino dos materiais adicionados ao sistema solo-planta por meio das águas residuárias depende das características físico-químicas do efluente e do solo, assim como da vegetação, do clima e dos fatores de manejo (PAGE et al., 1983; FEIGIN et al., 1991).

Em países com tradição no reúso agrícola de efluentes tratados como, por exemplo, Israel e Austrália, existe um grande número de trabalhos voltados ao monitoramento dos efeitos da aplicação de águas residuárias em sistemas agrícolas tendo-se verificado que a adoção de técnicas de manejo adequadas permite a aplicação desses efluentes, de forma segura e sustentável, além de permitir bom grau de predição dos resultados (MONTES et al., 2006).

Apesar de a utilização de sistemas combinados (anaeróbio-aeróbio) para o tratamento de esgotos domésticos ser uma prática já difundida, o volume de informações a respeito da reutilização de efluentes tratados por este método ainda é restrito. Com relação aos efluentes

anaeróbios provenientes de reatores UASB, estudos conduzidos em escala experimental têm demonstrado que sua aplicação em cultivos agrícolas geralmente resulta em produtividades semelhantes às obtidas pela adubação mineral recomendada para a cultura, além de ocasionar aumento nos teores de macro e micronutrientes no tecido vegetal das plantas cultivadas quando em comparação com a irrigação com água potável de abastecimento.

Figueiredo et al. (2005) observaram que plantas de quiabo irrigadas com esgoto doméstico tratado em reator UASB apresentaram produtividade similar à obtida quando se utilizou o manejo convencional, constituída de irrigação com água de abastecimento público e adubação com fertilizante mineral na dose recomendada para a cultura. Constatou-se, ainda, que a aplicação do efluente tratado resultou em frutos com concentração de coliformes termotolerantes acima de 100 NMP g<sup>-1</sup> (número mais provável de coliformes por grama), que é o nível máximo aceito pela norma nacional para legumes frescos, *in natura*, preparados, sanitizados, refrigerados ou congelados (ANVISA, 2001). Os frutos, no entanto, não apresentaram contaminação por bactéria *E. coli* a qual, segundo os autores, é o único indicador de contaminação fecal válido para vegetais frescos.

Resultado semelhante foi encontrado por Sousa et al. (2006) ao constatarem que as características vegetativas (diâmetro da planta e área foliar) e de produção (número de frutos por parcela, peso médio de frutos e produtividade) de plantas de pimentão irrigadas com efluente anaeróbio UASB não diferiram significativamente das observadas em plantas cultivadas sob adubação mineral e água de poço. No que se refere aos indicadores de contaminação microbiológica, os pimentões irrigados por ambas as fontes hídricas apresentaram resultados semelhantes, com níveis de coliformes termotolerantes acima do padrão aceitável para consumo humano.

Ao utilizar efluente de reator UASB pós-tratado em lagoas de polimento para irrigação de alface, Lima et al. (2005) obtiveram rendimento análogo ao observado sob manejo convencional (irrigação com água de poço artesiano e solo com adubação mineral) sem, no entanto, acarretar contaminação fecal das folhas.

Com respeito ao aspecto nutricional de plantas, Barros et al. (2012) verificaram que o conteúdo de macro e micronutrientes em folhas de milho irrigado com efluente tratado em reator UASB seguido de lagoas de polimento foi similar ao observado em plantas irrigadas com água de consumo e adubadas com NPK mineral. Ambos os manejos – convencional e com água residuária – resultaram em produtividades semelhantes. Os resultados dos estudos indicam que, apesar de vantajosa do ponto de vista produtivo, a irrigação com efluentes de reatores UASB sem pós-tratamento pode resultar em contaminação do solo e das plantas

cultivadas, representando risco à saúde pública, especialmente quando se trata de culturas de consumo direto. A introdução de uma etapa de tratamento aeróbio para o polimento dos efluentes de UASB destinados ao reúso agrícola permite reduzir os níveis de contaminação microbiológica mantendo os mesmos benefícios nutricionais às plantas irrigadas.

No tocante às alterações nos teores de nutrientes do solo provocadas pela aplicação de águas residuárias tratadas, Fonseca et al. (2007) mantiveram, durante 10 semanas, amostras de solo em contato com efluente tratado em lagoas facultativas e constataram que volumes mais elevados de efluente aplicado durante o período de incubação resultavam em maiores concentrações de nitrogênio (total e nitrato) e valores de pH do solo ao fim do experimento. Estudo semelhante foi conduzido por Lucena et al. (2006) que observaram que amostras de solo arenoso mantidas em contato por 100 dias com efluente doméstico tratado em reator UASB, apresentaram teores de fósforo (P) e matéria orgânica (MO) cerca de duas vezes mais altos do que amostras em contato com água de abastecimento público, pelo mesmo período. Constatou-se, ainda, que a irrigação com água residuária resultou em maiores níveis de magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) no solo.

Castro et al. (2011) examinaram os efeitos da aplicação de efluente secundário em espécies forrageiras conduzidas em condições de campo e constataram que após dois anos consecutivos de irrigação os solos que haviam recebido água residuária acumularam, em sua camada superficial, níveis mais altos de matéria orgânica, fósforo e potássio do que os que haviam recebido água potável. Estudos relacionando a elevação nos teores N, P e K à aplicação de esgotos tratados geralmente têm atribuído este efeito aos elevados teores desses nutrientes e dos demais cátions trocáveis, especialmente sódio, nos efluentes aplicados (KALAVROUZOTIS et al., 2008; TARCHOUNA et al., 2010; ADROVER et al., 2012; LADO et al., 2012).

As alterações nos teores de nutrientes em solos são ainda mais evidentes quando a irrigação com água residuária se estende por vários anos. Gwenz; Munondo (2008) analisaram os efeitos da aplicação de águas residuárias tratadas ao longo de 26 anos em um solo arenoso do Zimbábue e constataram, em comparação a solos da mesma região, porém não irrigados, que a irrigação por sulcos com efluentes domésticos resultou em elevação de aproximadamente 120% no percentual de carbono orgânico e de 250% e 340% nos teores de nitrogênio total e fósforo total, respectivamente.

Solos da ilha de Maiorca, a leste da Espanha, irrigados há mais de 20 anos com efluentes secundários, apresentaram leve elevação no pH (0,3 unidades) e incrementos de, respectivamente, 56% e 28% nos teores de fósforo e carbono orgânico solúvel quando

comparados a solos da mesma área irrigados com água de boa qualidade (ADROVER et al., 2012).

Apesar da elevada carga orgânica geralmente presente em águas residuárias domésticas, estudos têm registrado reduções nos teores de matéria orgânica em diferentes tipos de solos irrigados com esses efluentes a médio e longo prazos (GLOAGUEN et al., 2007; TARCHOUNA et al., 2010). Em geral, este fato tem sido atribuído ao fornecimento, pelos efluentes, de água, carbono lábil e nitrogênio, que favorecem a intensificação das atividades microbológica e enzimática no solo com consequente elevação nos índices de mineralização da matéria orgânica e menor humificação (CHEN et al., 2008; TRUU et al., 2009).

A mineralização da matéria orgânica libera nitrogênio inorgânico, o qual pode ser absorvido pelo sistema radicular das plantas ou perdido por lixiviação e volatilização. A fração não-mineralizada contém o N orgânico que, mediante a ação de bactérias, pode sofrer processo de assimilação (imobilização) tornando-se parte da matéria orgânica do solo (CANTARELLA, 2007; LADO et al., 2012). Atenção especial deve ser dada ao nitrogênio perdido por lixiviação abaixo da zona radicular uma vez que, além de representar potencial fonte de contaminação das águas subterrâneas, pode ser arrastado até massas de água superficiais tornando-as impróprias para o consumo humano (BAR-TAL, 2011). Apesar de formas inorgânicas de P serem caracterizadas por sua elevada afinidade com os sítios de troca do solo, as formas orgânicas solúveis adicionadas por efluentes domésticos podem mover-se no perfil do solo atingindo corpos d'água superficiais onde, em elevadas concentrações e juntamente com o N lixiviado, resultam em eutrofização (KOOPMANS, 2002; NOVAIS et al., 2007; MOURA et al., 2011; ANDRES; SIMS, 2013).

Devido à característica salina geralmente observada em esgotos tratados, estudos utilizando esses efluentes para irrigação têm resultado em elevação na salinidade e sodicidade do solo, sobretudo nas camadas mais superficiais. O sódio e as outras formas de salinidade são os componentes mais persistentes em águas residuárias e sua remoção geralmente requer a adoção de métodos de alto custo, como as membranas de osmose reversa ou as resinas de troca catiônica (TOZE, 2006). Essas práticas raramente são técnica ou economicamente viáveis para o tratamento de esgotos visando ao reúso agrícola, o que resulta na aplicação de efluentes com elevados níveis de sais em solos agricultáveis.

Registros de incrementos na condutividade elétrica e nos teores de sódio trocável ou solúvel têm sido constantemente relatados em estudos em curto, médio ou longo prazos para diferentes classes de solo (QIAN; MECHAM, 2005; LUCENA et al., 2006; SOUSA et al.,



2006; GLOAGUEN et al., 2007; CASTRO et al., 2011; MORUGÁN-CORONADO, 2011; LADO et al., 2012). Latterell et al. (1982) verificaram que os teores de sódio no solo aumentaram de 3,5 até 25 vezes, em função da taxa de aplicação de efluente.

Em situações de uso contínuo e prolongado, a elevada salinidade de águas residuárias pode impactar o solo e influenciar o crescimento e a produção das culturas irrigadas. O excesso de sódio nos sítios de troca dos solos pode alterar diretamente sua estrutura uma vez que reduz a atração eletrostática entre as partículas ocasionando expansão e dispersão das argilas o que, por conseguinte, leva à desagregação das partículas (RAIJ, 1991; BOND, 1998; HALLIWELL et al., 2001). As partículas de argila dispersas são facilmente transportadas pela água para as camadas subsuperficiais do solo ocupando os espaços porosos disponíveis. Isto resulta em diminuição da aeração e da condutividade hidráulica, que é o parâmetro que traduz a facilidade com que a água se movimenta ao longo do perfil de solo. Quando a condutividade hidráulica do solo é baixa a água provida por irrigação ou precipitação pode acumular-se na superfície provocando empoçamentos e escoamento superficial com consequente redução na disponibilidade de água para as culturas irrigadas (PAGANINI, 2003; TOZE, 2006). Outras características das águas residuárias têm sido identificadas como causadoras da redução da condutividade hidráulica em solos e incluem a presença de sólidos suspensos (MAGESAN et al., 2000), nutrientes que possam causar crescimento excessivo de microrganismos no solo (MAGESAN et al., 1999), interação da matéria orgânica dissolvida com o perfil do solo (TARCHITZKY et al., 1999) e relação entre as concentrações de sódio e potássio (ARIENZO et al., 2012).

Outro efeito deletério relacionado a acréscimos na salinidade do solo é a redução do potencial osmótico da solução do solo diminuindo a energia livre da água presente na zona radicular. Em situações de excesso de sais solúveis o efeito osmótico pode atingir um nível tal que as plantas não terão força de sucção suficiente para absorver a água, mesmo em solos aparentemente úmidos, fenômeno denominado “seca fisiológica” (DIAS; BLANCO, 2010).

Sais em excesso também podem proporcionar o acúmulo de íons específicos como cloreto, sódio, boro e zinco, os quais podem atingir níveis de toxidez para espécies sensíveis ou provocar desbalanços nutricionais quando a presença em excesso de um sal afeta a disponibilidade ou absorção de determinados nutrientes pelas plantas (FEIGIN, 1991).

De acordo com Ammary (2007) o uso indiscriminado de efluentes de lagoas de estabilização para a irrigação de cultivos agrícolas na Jordânia ao longo de quase duas décadas combinado com as altas taxas de evaporação da região, exacerbou os problemas de salinidade dos solos da região e reduziu significativamente o potencial produtivo das lavouras

da área. Jalali et al. (2008) realizaram estudo em condições laboratoriais utilizando colunas preenchidas com solo proveniente de uma área de reúso na região semiárida do Irã e constataram que a aplicação constante destes efluentes promove a troca de cátions divalentes, como cálcio e magnésio, por sódio na matriz do solo, com consequente aumento no percentual de sódio trocável, tendo sido observado, ainda, efeito deletério na estrutura do solo.

A recuperação de solos salinizados pela ação de efluentes domésticos demanda altos investimentos, o emprego de uma série de técnicas para remoção dos íons salinos do perfil do solo e, em altos graus de sodificação, um longo intervalo de tempo até que o solo possa ser novamente cultivado. Deste modo, os riscos da aplicação de efluentes com elevados níveis de salinidade e de outros íons específicos devem ser rigorosamente considerados quando da análise da viabilidade da utilização de esgotos para irrigação.

Outras estratégias de manejo envolvem a mistura dos efluentes salinos com águas de melhor qualidade, implantação de sistemas de drenagem, adoção de métodos de irrigação favoráveis à lixiviação dos sais no perfil do solo e a seleção de espécies tolerantes a altos níveis de salinidade do solo e das águas de irrigação.

#### **1.2.4. Cultivo do algodoeiro**

Algodoeiro é o nome vulgar dado a várias espécies do gênero botânico *Gossypium*, da família Malvaceae. Existem cerca de 40 espécies, arbustivas, nativas das regiões subtropicais e tropicais, algumas das quais são utilizadas para a produção da fibra têxtil conhecida como algodão.

Estima-se que mais de 60% da área cultivada com algodoeiro no mundo estejam localizados em regiões áridas e semiáridas, sob condições de elevada luminosidade e temperatura, sendo conduzidas sob irrigação. De acordo com Bezerra et al. (2008) o cultivo do algodoeiro ocupa 7% de toda a área irrigada no mundo, em que grandes produtores mundiais, como o Paquistão, Estados Unidos, Uzbequistão, Austrália, Turquia, Israel, Peru, México e Egito, têm boa parte ou até mesmo a totalidade de sua produção proveniente de áreas irrigadas.

O Brasil é o quinto maior produtor de algodão sendo precedido por China, Índia, Estados Unidos e Paquistão. Segundo dados do Acompanhamento da Safra Brasileira (CONAB, 2014) a cultura está presente em 15 estados brasileiros sob as mais variadas condições de ambiente, sendo os três principais produtores os estados de Mato Grosso, Bahia e Goiás, com produções estimadas de 1.810; 916 e 181,2 mil toneladas de algodão em caroço

por ano, respectivamente. Na região nordeste os três maiores produtores são os estados da Bahia, Maranhão e Piauí. O Brasil, no entanto, é um dos poucos produtores mundiais de destaque que cultivam a maior parte de suas lavouras de algodão em áreas de sequeiro.

Entre janeiro e outubro de 2013 o Brasil exportou cerca de 470 mil toneladas de algodão gerando um saldo de mais de 915 mil dólares na balança comercial do produto. O algodão se destaca como uma das mais valiosas commodities agrícolas com a tonelada do produto em pluma sendo atualmente comercializada pelo valor médio de R\$ 4.800,00 (CONAB, 2014).

O algodão herbáceo (*G. hirsutum* L. var. *latifolium* Hutch.) é a espécie de algodoeiro mais cultivada no país; trata-se de uma planta adaptada ao clima quente com ciclo vegetativo que varia de quatro a sete meses conforme a quantidade de calor recebida.

A região semiárida do Brasil dispõe de condições climáticas extremamente favoráveis ao cultivo do algodoeiro herbáceo. Os elevados índices de luminosidade locais reduzem consideravelmente o ciclo da cultura garantindo colheitas com 30 a 60 dias de antecipação em relação à região do cerrado, atualmente a maior produtora no país. O encurtamento do ciclo reduz a necessidade de aplicação de inseticidas uma vez que restringe o tempo de permanência da cultura no campo, e a baixa umidade da região contribui para uma incidência menor de doenças fúngicas.

Os baixos índices de pluviosidade, característicos do semiárido brasileiro têm, entretanto, limitado o potencial produtivo da cultura no local visto que, sob déficit hídrico prolongado, a espécie tem seu crescimento vegetativo e a produção de fotoassimilados comprometidos, com consequentes perdas de produtividade e redução na qualidade do produto (ERTEK; KANBER, 2003; DAGDELEN et al., 2009; GHADERI-FAR et al., 2012). Os efeitos da deficiência de água podem ser observados em quase todas as fases de desenvolvimento do algodoeiro porém o comprometimento da produção é mais relevante quando as variações do conteúdo de água ocorrem na fase de floração (PRIETO; ANGUEIRA, 1999; HAN et al., 2001).

A demanda hídrica do algodoeiro em condições de semiárido brasileiro, varia entre 450 e 700 mm (DOORENBOS; KASSAM, 1994; BARRETO et al., 2007) podendo ser parcialmente atendida pela água pluvial. O déficit entre demanda e oferta de água pode ser sanado pela irrigação que, em condições de adubação adequada, permite a obtenção de produtividades de até 6,3 toneladas de algodão em caroço e 2,6 toneladas de algodão em fibra por hectare (SILVA FILHO et al., 2011). Esses níveis de produção garantiriam, ao produtor, uma receita por área muito mais elevada do que a obtida por outros cultivos tradicionais da

região, como o milho e a cana-de-açúcar que, além de menos lucrativos, têm maior demanda de água.

### **1.3. METODOLOGIA**

A pesquisa envolveu três trabalhos distintos, com metodologias específicas, cujas abordagens serão realizadas nos três capítulos seguintes. No entanto, algumas caracterizações, informações e ações foram comuns a todos os trabalhos e serão descritas a seguir.

#### **1.3.1. Localização e caracterização da área experimental**

O experimento foi conduzido em área pertencente à Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA) localizada no município de Campina Grande - PB, sob a seguinte coordenada geográfica: 7°13'11" S e 35°52'31" W, a 550 m de altitude. No local se situam a Estação de Tratamento Biológico de Esgotos (EXTRABES) e o grupo de pesquisa do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB).

Conforme o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) o município apresenta as seguintes características climáticas: precipitação média anual de 802,7 mm; temperatura máxima e mínima de, em média, 27,5°C e 19,2°C, respectivamente e umidade relativa do ar média de 83%.

O experimento foi conduzido em estufa plástica sistema “teto em arco”, não climatizada, disposta no sentido leste-oeste, com 5,5 m de largura por 14,0 m de comprimento (77 m<sup>2</sup>), pé direito lateral de 2,5 m e cumeeira de 3,5 m na parte central, com estrutura de ferro galvanizado e laterais livres visando manter a ventilação natural. O tipo de filme plástico utilizado para cobertura da estufa foi o polietileno de baixa densidade (PEBD) com espessura de 150 µm e aditivo anti-ultravioleta.

No centro da estufa, há 2 m de altura do chão, foi instalado um medidor automático (HOBO® U12-012) que coletou e registrou os dados climáticos do ambiente (temperatura e umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar) a cada 15 minutos.

#### **1.3.2. Tratamentos e delineamento experimental**

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado com quatro repetições sendo os tratamentos arranjados em esquema fatorial (4 x 5).

Os fatores estudados foram tipos de água de irrigação (4 níveis) e adubação nitrogenada mineral (5 níveis). As qualidades de água utilizadas foram: (1) água potável de abastecimento; (2) efluente de esgoto tratado em reator UASB; (3) efluente de esgoto tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes operando em série e (4) efluente de esgoto tratado em fossa séptica e pós-tratado em um filtro de areia intermitente.

Com relação à adubação foram utilizadas cinco doses de nitrogênio equivalentes a 0%, 50%, 100%, 150% e 200% da dose recomendada para a cultura do algodoeiro irrigado que, para a região, é de 90 kg ha<sup>-1</sup> (CAVALCANTI, 2008).

A unidade experimental foi constituída por uma planta de algodão em cada vaso com capacidade para quarenta litros de solo.

### **1.3.3. Solo utilizado e preparo**

O solo utilizado para preenchimento dos vasos foi um Luvissole crômico (EMBRAPA, 1999) procedente do município de Alagoa Grande, PB, coletado em área de assentamento rural sob a seguinte coordenada geográfica: 7° 02' 40" S e 35° 37' 07" W, a 140 m de altitude. A área de coleta é remanescente do período de expansão do algodoeiro no estado da Paraíba e tem sido mantida em pousio há aproximadamente 15 anos. Solos da mesma classe na região têm sido submetidos a intensa utilização agrícola em virtude de seus altos índices de fertilidade natural e às boas condições de relevo dos locais em que ocorrem.

Após sua coleta o solo foi encaminhado para a área experimental, onde foi destorroado e passado por peneira de 2 mm de abertura de malha a fim de eliminar pedregulhos, raízes e resíduos vegetais. Vasos de polietileno com capacidade para 40 litros receberam, em sua base, uma malha filtrante e uma camada de brita de aproximadamente 5 cm de espessura, a fim de facilitar a drenagem da água excedente e, então, preenchidos até 3 cm da borda com solo seco e livre de torrões.

Uma amostra de solo foi coletada e encaminhada ao laboratório para fins de caracterização química segundo metodologia proposta por Embrapa (1997) que indicou a seguinte composição: pH em água de 7,20; 23,4 g dm<sup>-3</sup> de MO; 52,8 mg dm<sup>-3</sup> de P assimilável; 3,8 mmolc dm<sup>-3</sup> de K; 178,5 mmolc dm<sup>-3</sup> de Ca; 127,3 mmolc dm<sup>-3</sup> de Mg; 6,70 mmolc dm<sup>-3</sup> de Na; 0,69 mg dm<sup>3</sup> de B; 1,9 mg dm<sup>3</sup> de Cu; 22 mg dm<sup>3</sup> de Fe; 20,2 mg dm<sup>3</sup> de Mn; 2,3 mg dm<sup>3</sup> de Zn; 316,3 mmolc dm<sup>-3</sup> de CTC e 100% de saturação por bases (V%).

### **1.3.4. Cultura utilizada**

Como cultura indicadora do efeito dos tratamentos foi utilizada a cultivar de algodão herbáceo BRS 286, lançada no ano de 2009, pela Embrapa Algodão. A cultivar apresenta níveis adequados de resistência às principais doenças de ocorrência em condições de cerrado e semiárido nordestino tendo sido avaliada sob cultivo irrigado por cinco safras (2002/2003 a 2006/2007) obtendo produtividades médias de algodão em caroço e algodão em pluma de 4.874 kg ha<sup>-1</sup> e 1.995 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O padrão de fibras da cultivar atende às exigência dos mercados interno e externo de fibras de comprimento médio possibilitando a obtenção de fios de alta qualidade. O ciclo médio da cultura em condições de cerrado é de 140 a 160 dias (EMBRAPA, 2009).

Estudos na região semiárida têm demonstrado elevado potencial produtivo da cultivar sob condições irrigadas, tendo sido registradas produtividades de até 5.622 kg ha<sup>-1</sup> de algodão em caroço (SOFIATTI et al., 2011).

### **1.3.5. Plantio e adubação**

O plantio foi realizado semeando-se seis sementes de algodoeiro cultivar BRS 286 em cada vaso. Na ocasião da semeadura todas as unidades experimentais receberam adubação de base com 3,38 g de superfosfato simples e 0,51 g cloreto de potássio a fim de atender à recomendação para a cultura, de 40 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 20 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O (CAVALCANTI, 2008).

A adubação nitrogenada foi realizada de acordo com as doses determinadas pelos tratamentos: 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup> de N, equivalentes a 0; 1,52; 3,04; 4,56 e 6,08 g de ureia aplicada de forma parcelada, com um terço da dose na ocasião do plantio e o restante em cobertura, aos 30 e 60 dias após a emergência das plantas de algodoeiro.

### **1.3.6. Tratos culturais**

Quinze dias após a emergência das plantas foi realizado o desbaste deixando-se uma planta por vaso.

Realizaram-se o controle manual de plantas daninhas e o manejo de pragas e doenças mediante aplicação de defensivos agrícolas visando permitir crescimento e desenvolvimento adequados das plantas de algodão, mantendo a cultura em sua máxima capacidade produtiva.

### 1.3.7. Determinação das lâminas e controle da irrigação

A irrigação foi realizada diariamente (com água potável ou efluente) em função dos tratamentos, a fim de repor a evapotranspiração da cultura (ETc), mensurada de acordo com a equação a seguir:

$$ETc = ETo \times Kc$$

Em que:

ETc - Evapotranspiração da cultura, em mm dia<sup>-1</sup>;

ETo - Evapotranspiração de referência, em mm dia<sup>-1</sup>;

Kc - coeficiente de cultivo.

A evapotranspiração de referência (ETo) foi obtida pelo método de Penman-Monteith a partir dos dados climáticos coletados e registrados pelo medidor automático instalado no ambiente protegido e da localização da área, de acordo com a equação abaixo:

$$ET_o = \frac{0,408 \cdot \Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{273 + T_m} \cdot u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 - 0,34 \cdot u_2)}$$

Em que:

ETo - Evapotranspiração de Referência, mm dia<sup>-1</sup>;

R<sub>n</sub> - Radiação líquida total do gramado, MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>;

G - Densidade do fluxo de calor no solo, MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>;

T<sub>m</sub> - Temperatura média diária do ar a 2 m de altura, °C;

u<sub>2</sub> - Velocidade do vento média diária a 2 m de altura, m s<sup>-1</sup>;

e<sub>s</sub> - Pressão de saturação de vapor médio diário, kPa;

e<sub>a</sub> - Pressão atual de vapor médio diário, kPa;

e<sub>s</sub>-e<sub>a</sub> - Déficit de saturação de vapor médio diário, kPa;

Δ - Declividade da curva de pressão de vapor no ponto de T<sub>m</sub>, kPa °C<sup>-1</sup>;

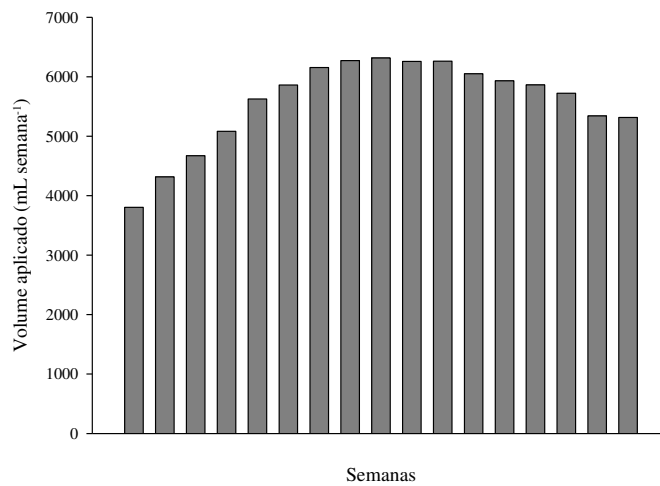
γ - Coeficiente psicrométrico, kPa °C<sup>-1</sup>.

Adotaram-se os coeficientes de cultivo (Kc) semanais determinados por Bezerra et al. (1994) para cultivares de algodoeiro herbáceo de ciclo médio no estado da Paraíba. As lâminas semanais obtidas em mm (ETc) foram convertidas em volume de acordo

com a área superficial dos vasos. Os volumes semanais foram fracionados a fim de se proceder à irrigação diária, realizada com o auxílio de béqueres graduados.

O período de irrigação foi de 123 dias, com lâmina total aplicada de aproximadamente 620 mm, o que equivaleu a um volume de 95 L de água ou efluentes em cada vaso. Os volumes de água aplicados semanalmente em cada vaso se encontram na Figura 1.1.

**Figura 1.1** - Volumes de água/efluentes aplicados semanalmente na irrigação do algodoeiro



### 1.3.8. Água e efluentes para irrigação

Os sistemas de tratamento de águas residuárias utilizados neste projeto já se encontravam instalados próximo à área experimental e constam de:

A) um reator UASB de 1,9 m de altura fabricado em fibra de vidro com volume útil de 0,45 m<sup>3</sup> recebendo esgoto bruto pelo emissário municipal, seguido de um tanque de equilíbrio que alimenta, de forma intermitente, um conjunto de dois filtros de areia fabricados em PVC operando em série com capacidade para 0,5 m<sup>3</sup> cada um e B) uma fossa séptica de alvenaria alimentada pelo emissário municipal composta por três células com volume total de 2,9 m<sup>3</sup> seguida de um tanque de equilíbrio e um filtro de areia de concreto alimentado de forma intermitente, com área superficial de 1,94 m<sup>2</sup> e 1 m de profundidade de areia, na base do filtro há tubos de PVC de 80 mm de diâmetro para a drenagem dos efluentes.

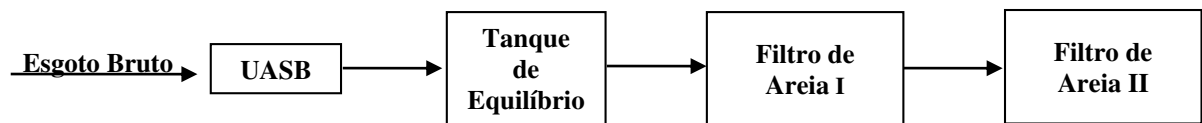
O funcionamento dos sistemas de tratamento está descrito em detalhe em Luna (2014), em que a autora afirma que o pós-tratamento em filtros de areia é capaz de promover a remoção de 100% de ovos de helmintos e até 3 logs de coliformes termotolerantes,



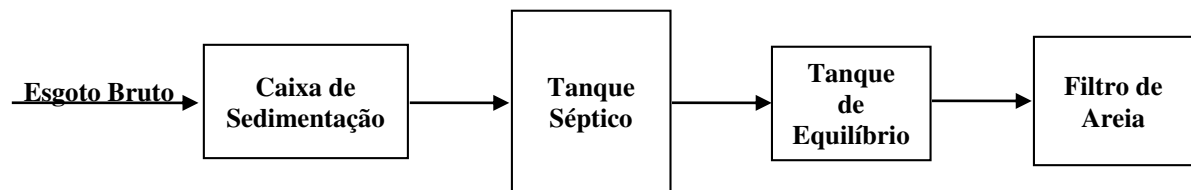
produzindo efluentes com qualidade microbiológica adequada para a irrigação de cultivos não alimentares (WHO, 2005).

Os desenhos esquemáticos dos sistemas de tratamento a serem utilizados se encontram nas Figuras 1.2 e 1.3.

**Figura 1.2** - Diagrama esquemático do sistema de tratamento A composto por reator anaeróbio (UASB) e filtros de areia intermitentes em série



**Figura 1.3** - Diagrama esquemático do sistema de tratamento B composto por fossa séptica e filtro de areia intermitente



Os pontos de coleta foram selecionados com base em requisitos de simplicidade operacional e segurança microbiológica dos efluentes tratados e estão descritos a seguir:

- no sistema de tratamento A: efluente de reator UASB, coletado no tanque de equilíbrio e efluente de UASB pós-tratado, coletado após o segundo filtro de areia;
- no sistema de tratamento B: efluente de fossa séptica pós-tratado, coletado na base do filtro de areia.

#### 1.4. REFERÊNCIAS

- ADROVER, M.; FARRÚS, E.; MOYÀ, G.; VADELL, J. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. **Journal of Environmental Management**, New York, v.95, suppl., p.s188-s192, 2012.
- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; HAANDEL, V. A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates. **Bioresource Technology**, Kidlington, v.97, n.17, p.2225-2241, 2006.
- AMMARY, B.Y. Wastewater reuse in Jordan: Present status and future plans. **Desalination**, Amsterdam, v.211, n.1-3, p.164-176, 2007.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**. Ed. Especial. Brasília: ANA, 2012. 215 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/arquivos/Conjuntura2012.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2013.
- ANDRADE NETO, C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; MELO, H. N. S.; AISSE, M. M. Decanto-Digestores. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 117-154.
- ANDRES, A. S.; SIMS, J. T. Assessing Potential Impacts of a Wastewater Rapid Infiltration Basin System on Groundwater Quality: A Delaware Case Study. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.42, n.2, p. 391-404, 2013.
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução nº12 de 02 de Janeiro de 2001**. Aprova o regulamento técnico sobre padrões microbiológicos para alimentos, através da revogação da portaria SVS/MS 451 de 19 de Setembro de 1997. 2001.
- ARIENZO, M.; CHRISTEN, E. W.; JAYAWARDANE, N. S.; QUAYLE, W. C. The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management. **Geoderma**, Amsterdam, v.173-174, p.303-310, 2012.
- ASSAYED, A. K.; DALAHMEH, S. S.; SULEIMAN, W. T. Onsite greywater treatment using a septic tank followed by an intermittent sand filter - A case study of Abu Al Farth village in Jordan. **International Journal of Chemical and Environmental Engineering**, Johor Bahru, v.1, n.11, p. 67-71. 2010.
- AUSLAND, G.; STEVIK T. K.; HANSSSEN J. F., KØHLER J. C., JENSSEN P. D. Intermittent filtration of wastewater—removal of fecal coliforms and fecal streptococci. **Water Research**, Oxford, v.36, n.14, p. 3507-3516, 2002.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. In: **FAO Irrigation and Drainage Paper Nº 29**. Rome: FAO, 1985. 174p.
- BARRETO, A. N.; AMARAL, J. A. B.; LUZ, M. J. S. Consumo hídrico do algodoeiro herbáceo nas diferentes fases fenológicas no município de Irecê-BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO ALGODÃO, 6., 2007, Uberlândia. **Resumos...** Uberlândia, 2007. p. 831 CD-ROM.
- BARROS, K. K.; NASCIMENTO, C. W. A.; FLORENCIO, L. Nematode suppression and growth stimulation in corn plants (*Zea mays* L.) irrigated with domestic effluent. **Water Science and Technology**, London, v.66, n.3, p. 681-688, 2012.
- BAR-TAL, A. Nitrogen in treated wastewater used for irrigation. In: Levy, G. J.; FINE, P.; BAR-TAL, A. (eds.) **Treated Wastewater in Agriculture: Use and impacts on the soil environments and crops**. Oxford: Wiley-Blackwell Publ. 2011. p. 131-165.

- BEZERRA, J. R. C.; BARRETO, A. N.; SILVA, B. B.; ESPÍNOLA SOBRINHO, J.; RAMANA RAO, T. V.; LUZ, M. J. S.; MEDEIROS, J. D. Consumo hídrico do algodoeiro herbáceo. In: Embrapa Centro Nacional de Pesquisa de Algodão (Campina Grande) **Relatório Técnico Anual - 1992/1993**. Campina Grande, 1994. p.151-154.
- BEZERRA, J. R. C.; LUZ, M. J. S.; BARRETO, A. N.; AMORIM NETO, M. S.; SILVA, L. C. Irrigação do algodoeiro herbáceo. In: BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P. In: BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P. (Ed.). **O Agronegócio do Algodão no Brasil**. 2. ed. rev. amp. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 877-949.
- BOLLER, M.; SCHWAGER, A.; EUGSTER, J. MOTTIER, V. Dynamic Behavior of Intermittent Buried Filters. **Water Science & Technology**, London, v.28, n.10, p. 99-107, 1993.
- BOND, W. J. Effluent irrigation – an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.36, n.4, p.543-556, 1998.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (eds.) **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.
- CASTRO, E.; MAÑAS, M. P.; DE LAS HERAS, J. Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth. **Water Science and Technology**, London, v.63, n.8, p.1678-1688, 2011.
- CAVALCANTI, F. J. A. (Coord.). **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco: 2ª aproximação**. 2ª ed. rev. Recife: IPA, 2008. 212 p.
- CHEN, W.; WU, L.; FRANKENBERGER, W. T.; CHANG, A. C. Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, 5-suppl., p.s36-s42, 2008.
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, n.1, p.73-92, 2006.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2007. 380 p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J. R. (coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999, p.155-198.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Introdução. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 1-12.
- CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. **Water Research**, Oxford, v.4, n.11, p. 3434-3470, 2012.
- CHRISTOFIDIS, D. Água e agricultura. **Plenarium** [“Os múltiplos desafios da água”], Ano III, n.3, p. 44-59, 2006. Disponível em: < <http://www2.camara.leg.br/documentos-e-pesquisa/publicacoes/edicoes/arquivos-diversos/plenarium3> >. Acesso em: 23 jul. 2013.

- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira: Grãos**: Safra 2013/14: Quarto Levantamento. Brasília: CONAB, 2014. 67p. Disponível em: < [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14\\_01\\_10\\_15\\_07\\_19\\_boletim\\_graos\\_janeiro\\_2014.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_01_10_15_07_19_boletim_graos_janeiro_2014.pdf) >. Acesso em: 15 jan. 2014.
- CRITES, R.; G. TCHOBANOGLOUS. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. New York: The McGraw-Hill, 1998. 1084p.
- DAGDELEN, N.; BASAL, H.; YILMAZ, E.; GURBUZ, T.; AKCAY, S. Different irrigation regimes affect cotton yield, water use efficiency and fiber quality in western Turkey. **Agricultural Water Management**, London, v.96, n.: 111–120. 2009.
- DARBY, J.; TCHOBANOGLOUS, G.; NOR, M. A.; MACIOLEK, D. Shallow Intermittent Sand Filtration: Performance Evaluation. **The Small Flows Journal**, v.2, n.1, 1996.
- DIAS, N. S.; BLANCO, F. F. Efeito dos sais no solo e na planta. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.) **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal, 2010, p.130-141.
- DOORENBOS, J.; KASSAM, A. M. **Efeito da água no rendimento das culturas**. Campina Grande: UFPB, 1994. 306p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 33).
- EL-KHATEEB, M. A.; EL-GOHARY, F. A. Combining UASB technology and constructed wetland for domestic wastewater reclamation and reuse. **Water Science and Technology: Water Supply**, London, v.3, n.4, p 201-208, 2003.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **BRS 286**. Campina Grande: EMBRAPA/CNPA, 2009. Folheto.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise do solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- ERTEK, A.; KANBER, R. Effects of different drip irrigation programs on the boll number and shedding percentage and yield of cotton. **Agricultural Water Management**, London, v.60, n.1, p. 1-11, 2003.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.
- FIGUEIREDO, A. M. F.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C. Efeito da fertirrigação de esgotos domésticos tratados na qualidade sanitária e produtividade do quiabo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, supl., p.21-25, 2005.
- FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Nitrogen forms, pH and total carbon in a soil incubated with treated sewage effluent. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.50, n.5, p.743-752, 2007.
- FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, London, v.45, n.10, p.181-186, 2001.
- GAVRILESCU, M.; MACOVEANU, M. Process engineering in biological aerobic wastewater treatment. **Acta Biotechnologica**, Berlin, v.19, n.2, p. 111-145, 1999.
- GHADERI-FAR, F.; KHAVARI, F.; SOHRABI, B. Lint yield and seed quality response of drip irrigated cotton under various levels of water. **International Journal of Plant Production**, v.6, n.1, p.115-128, 2012.

- GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water treatment in a series anaerobic – Aerobic system for irrigation. **Bioresource Technology**, Kidlington, v.101, n.1, p. 41-50, 2010.
- GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.3, p. 257-266, 2010.
- GLOAGUEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, C. R.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U., MELFI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, London, v.88, n.1-3, p.119-131, 2007.
- GROSS, M. Virus removal by sand filtration of septic tank effluent. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v.116, n.4, p.711-720, 1990.
- GWENZI, W.; MUNONDO, R. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on nutrient status of a sandy soil in Zimbabwe. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.82, n.2, p.197-207, 2008.
- HALLIWELL, D. J.; BARLOW, K. M.; NASH, D. M. A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.39, n.6, p.1259-1267, 2001.
- HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, Kidlington, v.98, n.12, p.2268-2281, 2007.
- HENZEN, M.; HARREMOES, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors – a literature review. **Water Science and Technology**, London, v.15, n.8-9, p. 1-101, 1983.
- HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (eds.). **Reúso de água**. São Paulo: Manole, 2003. p. 37-95.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 268 p. Disponível em: [ftp://geoftp.ibge.gov.br/atlas/atlas\\_saneamento/atlas\\_saneamento\\_2011.zip](ftp://geoftp.ibge.gov.br/atlas/atlas_saneamento/atlas_saneamento_2011.zip). Acesso em: 22 jul. 2013.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 218 p. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf). Acesso em: 22 jul. 2013.
- IMHOFF, KARL; IMHOFF, KLAUS R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Edgard Blucher, 1996. 302 p.
- JALALI, M.; MERIKHPOUR, H.; KALEDHONKAR, M. J.; VAN DER ZEE, S. E. A. T. M. Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. **Agricultural Water Management**, London, v.95, n.2, p.143-153, 2008.
- 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**, London, v.95, n.4, p.419-426, 2008.

- KOOPMANS, G. Soil phosphorus quantity–intensity relationships to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. **Chemosphere**, Amsterdam, v.48, n.7, p.679-687, 2002.
- KOOPS, H.-P.; POMMERENING-ROSER, A. The lithoautotrophic ammonia-oxidizing bacteria. In: Brenner, D. J.; Krieg, N. R.; Staley, J. T.; Garrit, G. M. (Eds.). **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology Vol. 2 - The Proteobacteria, Part A Introductory Essays**, 2nd. ed. New York: Springer, p.141-147, 2005.
- KUJAWA-ROELEVELD, K.; FERNANDES, T.; WIRYAWAN, Y.; TAWFIK, A.; VISSER, M.; ZEEMAN, G. Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. **Water Science and Technology**, London, v.52, n.1-2, p. 125-132, 2005.
- LADO, M.; BAR-TAL, A.; AZENKOT, A.; ASSOULINE, S.; RAVINA, I.; ERNER, Y.; FINE, P.; DASBERG, S.; BEN-HUR, M. Changes in Chemical Properties of Semiarid Soils under Long-Term Secondary Treated Wastewater Irrigation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.76, n.4, p. 1358-1369, 2012.
- LATTERELL, J. J.; DOWDY, R. H.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E.; LINDEN, D. R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.11, n.1, p.124-128, 1982.
- LATVALA, A. Multilayer intermittent sand filter. **Water Science and Technology**, London, v.28, n.10, p. 125-132, 1993.
- LIMA, S. M. S.; HENRIQUE, I. N.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C. Qualidade sanitária e produção de alface irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, supl., p.21-25, 2005.
- LUCENA, A. M. A.; GUERRA, H. O. C.; CHAVES, L. H. G.; COSTA, F. X. Análise de um efluente de esgoto tratado e seu efeito em propriedades físicas de um neossolo quartzarênico. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.19, n.4, p.409-414, 2006.
- LUNA, M. L. D. Tratamento anaeróbio de esgoto doméstico seguido por filtro intermitente de areia para uso na agricultura. 2014. 128f. Tese de Doutorado. Doutorado em Recursos Naturais. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.
- MACEDO, S. L.; ARAÚJO, A. L. C.; PEARSON, H. W. Thermo-tolerant coliform bacteria decay rates in a full scale waste stabilization pond system in Northeast Brazil. **Water Science and Technology**, London, v.63, n.6, p. 1321-1326, 2011.
- MAGESAN, G. N.; WILLIAMSON, J. C.; SPARLING, G. P.; SCHIPPER, L. A.; LLOYD-JONES, A. R. H. Hydraulic conductivity in soils irrigated with wastewaters of differing strengths: field and laboratory studies. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.37, n.2, p.391-402, 1999.
- MAGESAN, G. N.; WILLIAMSON, J. C.; YEATES, G. W.; LLOYD-JONES, A. R. H. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. **Bioresource Technology**, Kidlington, v.71, n.1, p.21-27, 2000.
- MARA, D. D. **Sewage Treatment in Hot Climates**. Chichester: John Wiley & Sons, 184p. 1976.

- MARA, D.; CAIRNCROSS, S. **Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: Measures for public health protection**. Geneva: World Health Organization, 1989. 187 p.
- MARSHALL, G. R.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Intermittent sand filtration to upgrade existing wastewater treatment facilities**. Logan: Utah State University, 1974. Reports. Paper 226. 91p.
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering: treatment, Disposal and Reuse**. 4th ed. rev. by TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. New York: Mc. Graw-Hill, 2003. 1819p.
- MIKI, M. K. Dilemas do UASB. **Revista DAE**, n.183, p. 25-37, 2010. Disponível em: [http://www.revistadae.com.br/downloads/Revista\\_DAE\\_Edicao\\_183.pdf](http://www.revistadae.com.br/downloads/Revista_DAE_Edicao_183.pdf). Acesso em: 08 ago. 2013.
- MONTES, C. R.; KATO, M. T.; SOUZA, M. A. A.; COURACCI FILHO, B.; MARQUES JÚNIOR, J. Irrigação com esgotos tratados: Impactos no solo e aquíferos. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p.155-200.
- MORUGÁN-CORONADO, A.; GARCIA-ORENES, F.; MATAIX-SOLERA, J.; ARCENEGUI, V.; MATAIX-BENEYTO, J. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.112, n.1, p.18-26. 2011.
- MOURA, D. R.; SILVEIRA, M. L.; O'CONNOR, G. A.; Wise, W. R. Long-term reclaimed water application effects on phosphorus leaching potential in rapid infiltration basins. **Journal of Environmental Monitoring**, v.13, n.9, p.2457-2462, 2011.
- NIELSEN, J.; LYNGGAARD-JENSEN, A.; HASLING, A. Purification efficiency of danish biological sand filter systems. **Water Science and Technology**, London, v.28, n.10, p. 89-97, 1993.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.471-550.
- ONU-HABITAT - Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. **Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe 2012: Rumbo a una nueva transición urbana**. Rio de Janeiro: ONU-Habitat, 2012. 196p. Disponível em: [http://www.onuhabitat.org/index.php?option=com\\_docman&task=cat\\_view&gid=362&Itemid=18](http://www.onuhabitat.org/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=362&Itemid=18). Acesso em: 23 jul. 2013.
- PAGANINI, W. S. Reúso de água na agricultura. In: MANCUSO, C. S. A; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de água**. Barueri: Manole, 2003. p.339 - 431.
- PAGE, A. L.; GLEASON, T. L.; SMITH, J. E.; ISKANDER, I. K.; SOMMERS, L. E. (eds). **Utilization of municipal wastewater and sludge on land**. University of California Press, Riverside, 1983. 480p.
- PEARSON, H. W. Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world. **Water Science and Technology**, London, v.33, n.7, p. 1-9, 1996.
- PRIETO, D.; ANGUEIRA, C. Water stress effect on different growing stages for cotton and its influence on yield reduction. In: KIRDA, C., MOUTONNET, P., HERA, C., NIELSEN,

- D. R. (Eds.). **Crop Yield Response to Deficit Irrigation**. ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.161-179, 1999.
- QIAN, Y. L.; MECHAM, B. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. **Agronomy Journal**, Madison, v.97, n.3, 717-721, 2005.
- RAIJ, B van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343p.
- RODGERS, M.; HEALY, M.G.; PRENDERGAST, J. Novel hybrid filter for the treatment of septic tank effluent. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v.132, n.7, p.764-768, 2006.
- RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; SANTOS, R. L. H.; GOULART, D. B.; OLIVEIRA, P. R.; VON SPERLING, M.; FONTES, D. O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v.61, n.6, p. 1428-1433, 2009.
- SABBAH, I.; GHATTAS, B.; HAYEEK, A.; OMARI, J.; HAJ, Y.; ADMON, S.; GREEN, M. Intermittent sand filtration for wastewater treatment in rural areas of the Middle-East – a pilot study. **Water Science and Technology**, London, v.48, n.11-12, p.147-152, 2003.
- SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2007. 206p.
- SCHELLINKHOUT, A.; COLLAZOS, C. J. Full-Scale Application of the UASB Technology for Sewage Treatment. **Water Science and Technology**, London, v.25, n.7, p. 159-166, 1992.
- SIDDIQI, R. H. **Treatment of Municipal Wastewater by UASB Reactor, Performance of 5 MLD Plant at Kanpur**. Singular publication. Aligarh: Aligarh Muslim University, 1990.
- SILVA FILHO, J. L.; MORELLO, C. L.; SOFIATTI, V.; BEZERRA, J. R. C. Cultivares e linhagens de algodoeiro avaliadas em condições irrigadas do Rio Grande do Norte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO ALGODÃO, 8., 2011, São Paulo. **Resumos...** São Paulo, 2011. p. 1356-1359 CD-ROM.
- SILVA, E. H. B. C. **Polimento de efluente de UASB com filtros intermitentes de areia**. 2006, 128p. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2006.
- SOFIATTI, V.; BEZERRA, J. R. C.; ZONTA, J. H.; BRANDÃO, Z. N.; MEDEIROS, J. C.; AZEVEDO, D. D. P.; SILVA FILHO, J. L. Adubação nitrogenada de cobertura para o algodoeiro em sistema adensado irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO ALGODÃO, 8., 2011, São Paulo. **Resumos...** São Paulo, 2011. p. 1468-1475 CD-ROM.
- SOUSA, J. T.; ALVES, R. C. V.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Domestic wastewater treated for agricultural reuse. **African Journal of Biotechnology**, Nairobi, v 11, n.100, p. 16560-16567, 2012.
- 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 annuum* L.). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.1, p.89-96, 2006.
- SOUZA, M. E. Criteria for the Utilization, Design and Operation of UASB Reactors. **Water Science and Technology**, London, v.18, n.12, p.55-69, 1986.
- SULEIMAN, W.; AL-HAYEK, B.; ASSAYED, M.; DALAHMED, S.; AL-HMOUD, N. Greywater management in the northeastern Badia of Jordan. In: MCILWAINE, S.;



- REDWOOD, M (eds.). **Greywater Use in the Middle East Technical, Social, Economic and Policy Issues**. Warwickshire: Practical Action, 2010. p. 59-74. Disponível em: <http://idl-bnc.idrc.ca/dspace/bitstream/10625/41132/1/129081.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2013.
- TARCHITZKY, J.; GOLOBATI, Y.; KEREN, R.; CHEN, Y. Wastewater effects on montmorillonite suspensions and hydraulic properties of sandy soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, n.3, p.554-560, 1999.
- TARCHOUNA, L. G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H-R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: Evolution of soil physico-chemical properties. **Applied Geochemistry**, v.25, n.1, p. 1703-1710, 2010.
- TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; OLIVEIRA, R. A.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.2, p. 227-234, 2010.
- TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia. **Engenharia. Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.17, n.3, p. 287-294, 2012.
- TOZE, S. Reuse of effluent water – benefits and risks. **Agricultural Water Management**, London, v.80, n.1-3, p.147-159, 2006.
- TRUU, M.; TRUU, J.; HEINSOO, K. Changes in soil microbial community under willow coppice: the effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v.35, n.6, p.1011-1020, 2009.
- VAN DER HOEK, W.; HASSAN, U. M.; ENSINK, J. H. J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. **Urban Wastewater: A valuable resource for agriculture; a case study from Horoonabad, Pakistan**. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 2002. 29p.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf. 1994. 210p.
- VANLANDINGHAM, D. S.; GROSS, M. A. Contaminant distribution in intermittent sand filters Onsite Wastewater Treatment. **Proceedings of the Eight National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems**. St. Joseph: ASAE Publication, pp. 380-387, 1998.
- VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E. Development of technology for the use of the UASB reactor in domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**, London, v.18, n.12, p.109-121, 1986.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 456p.
- VON SPERLING, M., BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of *E. coli* and helminth eggs in UASB - polishing pond systems. **Water Science and Technology**, London, v.51, n.12, p. 91-97, 2005.
- VON SPERLING, M.; ANDRADA, J. G. B. Simple wastewater treatment (UASB reactor, shallow polishing ponds, coarse rock filter) allowing compliance with different reuse criteria. **Water Science and Technology**, London, v.54, n.11-12, p. 199-205, 2006.

VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C. A. Performance evaluation of a UASB - activated sludge system treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, London, v.43, n.11, p. 323-328, 2001.

VON SPERLING, M; OLIVEIRA, S. C. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. **Water Science and Technology**, London, v.59, n.1, p.15-22, 2009.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture**, 3rd ed. Geneva: World Health Organization, 2006. 219p.

WHO - World Health Organization. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report. Geneva: World Health Organization, 2005.

**CAPÍTULO 2**

---

**CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DO ALGODOEIRO IRRIGADO COM  
EFLUENTES DE ESGOTO TRATADOS EM SISTEMAS ANAERÓBIO-AERÓBIOS**

## CAPÍTULO 2

### **Crescimento e produção do algodoeiro irrigado com efluentes de esgoto tratados em sistemas anaeróbio-aeróbios**

**RESUMO:** Objetivou-se, neste estudo, avaliar os efeitos da irrigação com esgotos tratados em sistemas combinados no cultivo de algodoeiro herbáceo e avaliar o potencial desses efluentes na substituição da adubação nitrogenada convencional. Plantas de algodoeiro foram cultivadas em vasos e submetidas aos tratamentos que resultaram da combinação fatorial de cinco doses de adubo nitrogenado (0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) e quatro fontes de água de irrigação (água potável, efluente de esgoto tratado em reator UASB, efluente tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes em série e efluente tratado em tanque séptico e pós-tratado em um filtro de areia intermitente). Determinaram-se, ao longo do ciclo da planta, seu teor de nitrogênio foliar, altura e área foliar total. A produção da cultura foi avaliada com base nos seguintes componentes de rendimento: número de capulhos por planta, massa de um capulho, massa de cem sementes, percentual de fibra e sementes e teor de óleo nas sementes. Observou-se que, em relação à água potável, a irrigação com efluente de esgotos, independente do tratamento adotado, incrementou o crescimento e a produção das plantas de algodoeiro sem afetar a qualidade da fibra. O uso de efluentes de esgoto na irrigação do algodoeiro foi eficiente na substituição da adubação nitrogenada.

**Palavras-chave:** Águas residuárias. *Gossypium hirsutum* L. Reúso.

### **Irrigation of cotton plants with municipal effluent treated in anaerobic-aerobic systems**

**ABSTRACT:** This study aimed to investigate the effects of irrigation with municipal effluent treated in combined anaerobic-aerobic systems to cultivate cotton plants, and evaluate the potential of these effluents in replacing conventional nitrogen fertilization. Cotton plants were grown in pots and submitted to treatments resulting from the factorial combination of five nitrogen fertilization levels (0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) and four sources of irrigation water (freshwater, wastewater treated by an UASB reactor, wastewater treated by an UASB reactor and post treated by 2 intermittent sand filter in series, wastewater treated in a septic tank and post treated by an intermittent sand filter). Plant height, total leaf area, and leaf nitrogen content were determined during the crop cycle. Cotton yield was evaluated based on number of bolls per plant, boll mass, hundred-seed weight, fiber and seed percentages, and seed oil content. It was found that, compared with freshwater, irrigation with treated wastewater, regardless of the treatment used, increased plant growth and yield, without affecting the fiber quality. The use of sewage water was able to replace nitrogen fertilization for cotton plants.

**Key words:** Wastewater. *Gossypium hirsutum* L. Reuse.

## 2.1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos disponíveis são limitados e desempenham papel relevante no desenvolvimento econômico e social de uma região, o que faz com que a multiplicidade de seu uso possa gerar conflitos e competição. Dentre as atividades humanas a agricultura é a responsável pelo consumo da maior parte dos recursos hídricos captados em todo o mundo e destino de aproximadamente 70% de toda a água doce retirada de reservatórios superficiais e subterrâneos (WWAP, 2012). Em contrapartida, o manejo adequado da irrigação regulariza a produção agrícola tornando-a menos sujeita às variações climáticas, propiciando a obtenção de incrementos consideráveis no rendimento da maior parte das espécies cultivadas. A prática viabiliza, ainda, a implantação de cultivos no período da entressafra, o que garante colheitas múltiplas e contribui para a elevação do retorno econômico dos produtores rurais. Apesar de representar apenas 20% da área total cultivada, as lavouras irrigadas contribuem com 40% do total de alimentos produzidos mundialmente (PAULINO et al., 2011). Portanto, a expansão da área sob irrigação é uma estratégia desejável no sentido de elevar a produção de bens agrícolas sem implicar na abertura e no desmatamento de novas áreas.

O reúso agrícola, ou seja, a disposição de efluentes em solos cultivados, tem se mostrado como solução técnica e economicamente viável no sentido de satisfazer parte da demanda de água do setor agrário permitindo conjugar as vantagens da irrigação à conservação dos recursos hídricos de melhor qualidade. Em áreas desérticas ou com baixos índices pluviométricos, os efluentes de esgotos domésticos representam uma fonte constante e confiável de água que tem permitido a implantação de polos agrícolas em regiões antes consideradas inóspitas. O reúso dos esgotos da Cidade do México, por exemplo, tem viabilizado há mais de um século o cultivo de aproximadamente 85.000 hectares de lavouras localizadas 60 km a norte da capital, no vale do Mezquital, com impactos positivos na economia e nas condições de vida locais (ALVAREZ, 1999). Outra vantagem do reúso é a possibilidade de reciclagem dos nutrientes, presentes em abundância nesses efluentes, em especial nitrogênio e fósforo, para a nutrição de espécies cultivadas. Estudos envolvendo a utilização de águas residuárias em atividades agrícolas frequentemente têm relatado melhorias no estado nutricional de plantas cultivadas e a obtenção de produtividades semelhantes à proporcionada pela adubação com fertilizantes minerais na dose recomendada para as culturas (LEAL et al., 2009; SINGH et al., 2012; ANDRADE FILHO et al., 2013).

Todavia, dependendo de sua fonte e do grau de tratamento, as águas residuárias podem conter altas concentrações de compostos orgânicos, sais, metais pesados, elementos traços e

microrganismos patogênicos; e sua utilização em irrigação pode resultar na contaminação do solo, das culturas irrigadas, do lençol freático e na transmissão de doenças aos consumidores e produtores rurais. Esta situação é particularmente relevante em áreas carentes ou em comunidades rurais difusas de países em desenvolvimento onde a população, por dispor de poucos recursos e conhecimento técnico, utiliza esgotos insuficientemente tratados para a irrigação de cultivos agrícolas (RATTAN et al., 2005).

O uso de sistemas combinados de tratamento, nos quais a depuração de esgotos se dá por meio da sucessão de mecanismos anaeróbios e aeróbios, é uma estratégia que atende adequadamente aos requisitos necessários à sua implantação em áreas carentes, tais como baixo custo, simplicidade e aplicabilidade em pequena escala. No entanto, apesar de estudos científicos já terem demonstrado a elevada eficácia do método na redução da carga química e microbiológica de esgotos domésticos (HOFFMANN et al., 2002; CHERNICHARO, 2006; GILL et al., 2009, BASTOS et al., 2010; TONETTI et al., 2012) ainda é restrito o volume de informações a respeito do aproveitamento desses efluentes tratados na agricultura.

Diante do exposto o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da irrigação com esgotos tratados em sistemas combinados no crescimento e na produção de algodoeiro herbáceo, além de avaliar o potencial destes efluentes na substituição da adubação nitrogenada convencional.

## **2.2. MATERIAL E MÉTODOS**

Conforme descrito no Capítulo 1, os tratamentos foram arrançados em esquema fatorial (5 x 4) cujos fatores constavam de 5 níveis de adubo nitrogenado: 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup> e 4 qualidades de água de irrigação: água potável (AP); efluente de esgoto tratado em reator UASB (UASB); efluente de esgoto tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes de 0,5 m de profundidade em série (UASB+ISF); efluente de esgoto tratado em fossa séptica e pós-tratado em um filtro de areia intermitente de 1 m de profundidade (TS+ISF).

As concentrações de fósforo total, nitrogênio total e demais formas solúveis de nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl), determinadas nos efluentes tratados, se encontram na Tabela 2.1. As análises foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por APHA (2005).

A nutrição das plantas foi avaliada com base no teor de nitrogênio na quinta folha totalmente expandida das plantas de algodoeiro, mensurado aos 45, 60, 75, 90 e 105 dias após

a emergência das plantas com auxílio de um medidor portátil de clorofila – Minolta SPAD-502 (Soil Plant Analysis Development). A conversão das leituras SPAD em teores de nitrogênio no tecido foliar do algodoeiro, em  $\text{g kg}^{-1}$ , foi realizada utilizando-se equações lineares em função do estágio de desenvolvimento da planta, conforme proposto por Feibo et al. (1998).

**Tabela 2.1** - Concentrações das diferentes formas de nitrogênio e fósforo nos efluentes tratados utilizados para irrigação

	N-Total	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N-NTK	P-Total
	----- mg L <sup>-1</sup> -----					
UASB	89	82 ± 4	0,06 ± 0,04	0,31 ± 0,38	88 ± 2	4,3 ± 0,6
UASB+ISF	69	14 ± 2	0,44 ± 0,24	34 ± 2	35 ± 6	0,8 ± 0,1
TS+ISF	46	5 ± 2	0,09 ± 0,03	36 ± 7	9 ± 4	3 ± 0,5

N-Total - Nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub> - Nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>2</sub> - Nitrito; N-NO<sub>3</sub> - Nitrato; N-NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl; P-Total - Fósforo total.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Determinaram-se, aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 dias após a emergência das plantas, a altura, o número de folhas e a área foliar total em cada planta. A área foliar individual foi estimada por meio de medidas lineares, conforme equação desenvolvida por Grimes; Carter (1969):  $y = 0,4322 X^{2,3002}$ ; em que X é o comprimento da nervura principal da folha do algodoeiro, em cm, e y é a área foliar por folha, expressa em  $\text{cm}^2$ .

Por ocasião da etapa de colheita a produção do algodoeiro foi avaliada com base nas seguintes variáveis: número de capulhos por planta; peso médio de um capulho; massa de cem sementes; percentual de fibra e teor de óleo nas sementes, determinado por meio de Ressonância Magnética Nuclear (RMN). As fibras do algodoeiro foram encaminhadas ao laboratório a fim de que se determinasse sua qualidade, com base nas seguintes características: comprimento da fibra (Len); resistência (Str); percentual de alongamento à ruptura (Elg) e índice micronaire (Mic).

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e à análise de variância utilizando-se o software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). Os efeitos das diferentes qualidades de água de irrigação foram comparados pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, enquanto que os efeitos das doses de nitrogênio foram avaliados mediante análises de regressão. Na ocorrência de interação entre os fatores curvas de regressão polinomial foram ajustadas às doses de adubo nitrogenado, separadamente, para cada fonte de água utilizada.



## 2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.3.1. Acúmulo de N foliar

Não se observou efeito dos tratamentos testados sobre o teor de nitrogênio foliar mensurado aos 45 dias após a emergência das plantas de algodoeiro. É provável que tal fato esteja relacionado à elevada fertilidade natural do solo que pode ter mascarado o efeito da dose de adubo nitrogenado aplicado até então.

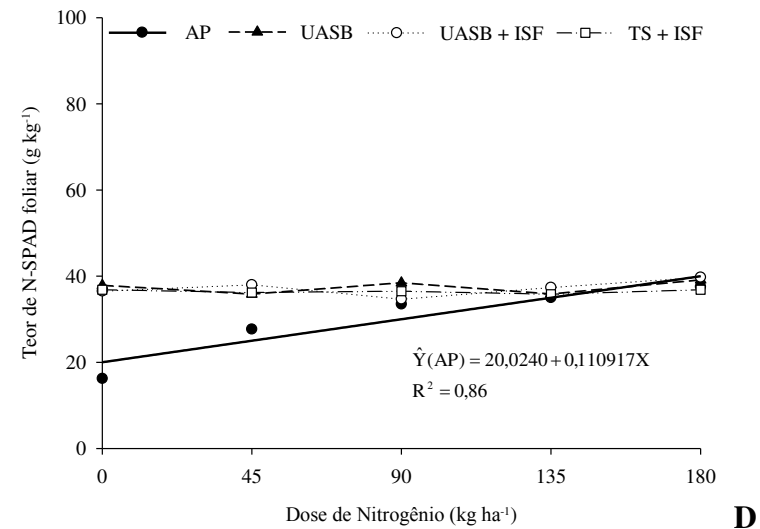
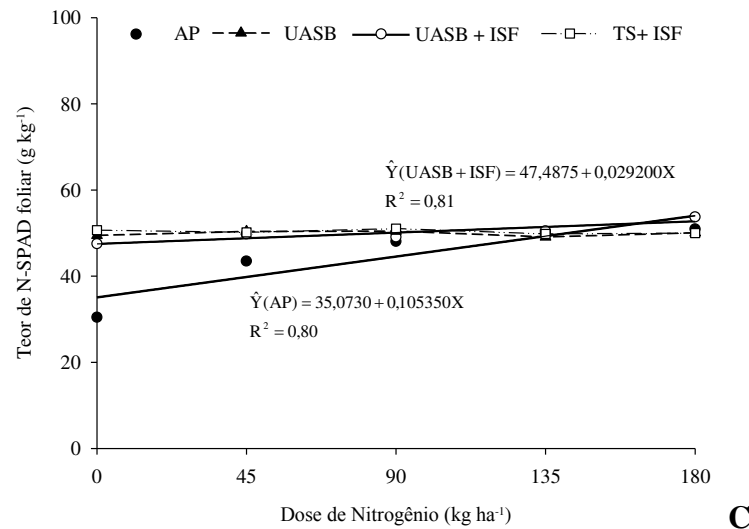
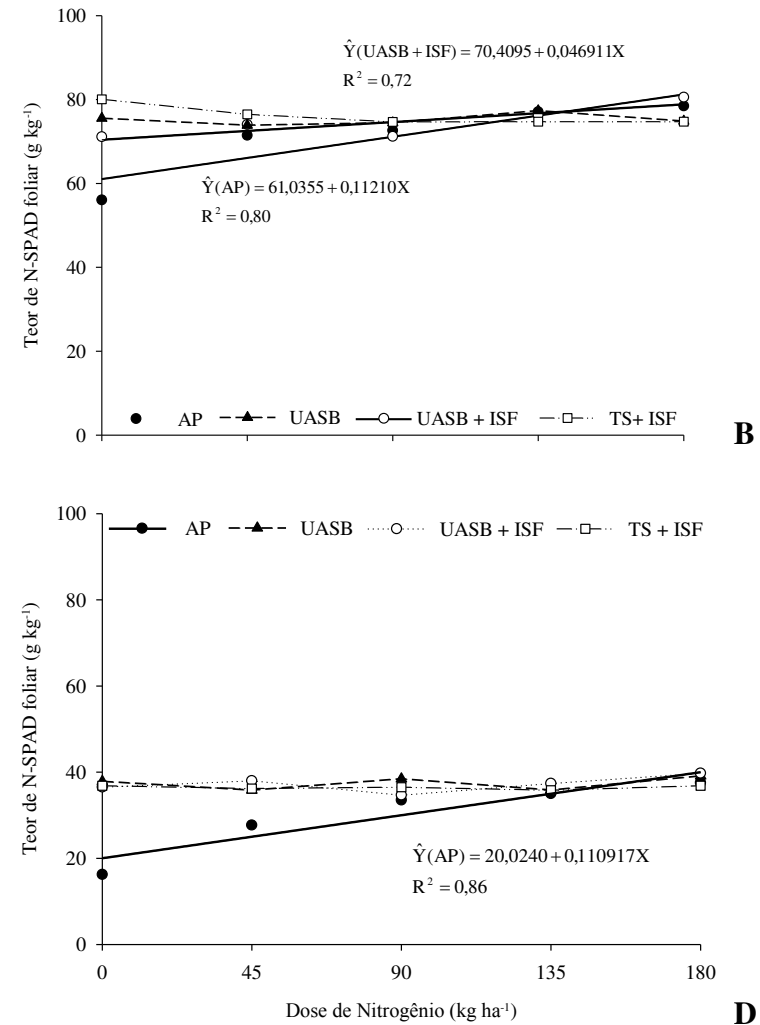
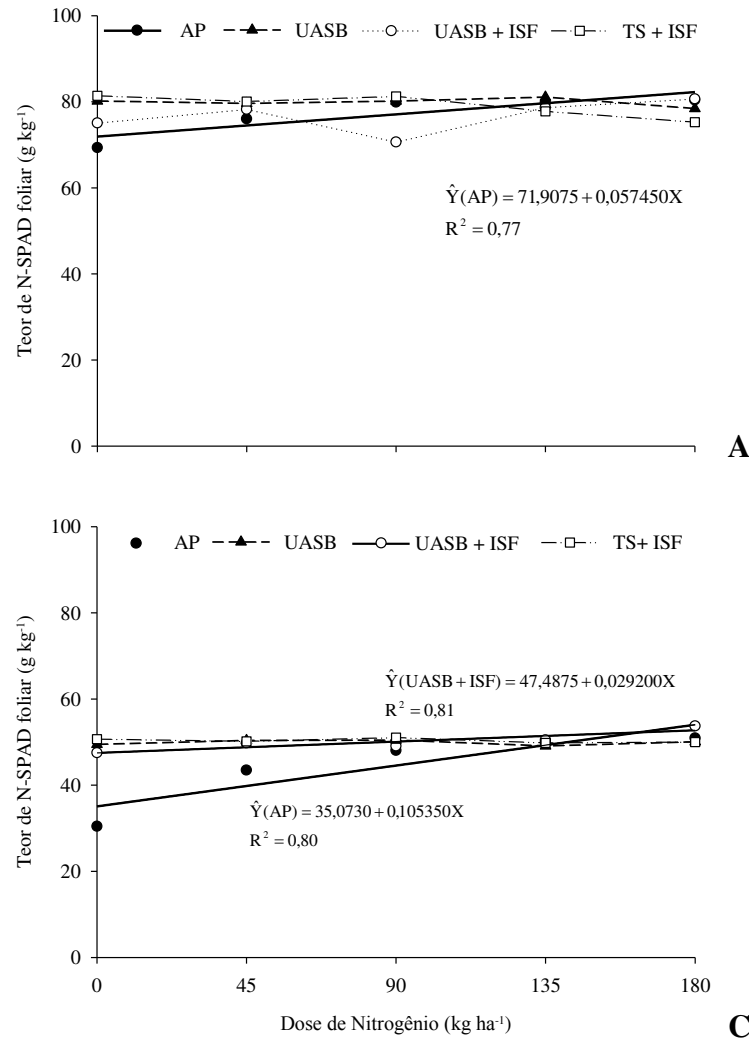
A partir dos 60 dias após a emergência, quando se realizou a segunda adubação de cobertura, até o final do ciclo da cultura, verificou-se que o teor de N foliar de plantas submetidas à irrigação com diferentes fontes de água apresentou respostas distintas às doses de adubo aplicadas ao solo, provavelmente devido às diferentes concentrações e formas de nutrientes presentes em cada uma das qualidades de água aplicadas (Tabela 2.1).

As plantas que receberam água potável foram beneficiadas pelas doses crescentes de fertilizante nitrogenado, verificando-se que cada elevação de  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  na dose de N aplicado ao solo via adubo mineral, resultou em incrementos de 5,75; 11,21; 10,53 e  $11,09 \text{ g kg}^{-1}$  no teor de N na folha, avaliado aos 60, 75, 90 e 105 DAE, respectivamente (Figura 2.1). Este efeito era esperado uma vez que, ao contrário das águas residuárias, a água potável não fornece quantidades significativas de nitrogênio às plantas o que fez com que o acúmulo do nutriente nas folhas ocorresse às expensas apenas do adubo adicionado e das reservas pré-existentes no solo.

No algodoeiro herbáceo as fases de formação das maçãs e início da abertura dos capulhos, que no presente estudo ocorreram próximo aos 75 e 90 DAE, são marcadas por intensa remobilização de assimilados das folhas para as partes produtivas da planta (SOUZA et al., 2008) ocasionando redução no teor de nutrientes, especialmente N, nas partes vegetativas. Nessas etapas observou-se que, apesar de todos os efluentes tratados apresentarem teores de nitrogênio elevados (Tabela 2.1), plantas irrigadas com UASB+ISF apresentaram comportamento semelhante às que receberam água potável, com cada elevação de  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  na dose de N no solo resultando em incrementos no teor de N foliar de  $4,7 \text{ g kg}^{-1}$  aos 75 DAE e  $2,9 \text{ g kg}^{-1}$  aos 90 DAE (Figura 2.1).

Com relação ao efeito ocasionado pelas diferentes fontes de água de irrigação (Tabela 2.2) observou-se que plantas irrigadas com efluentes pós-tratados em filtros de areia (UASB+ISF e TS+ISF) apresentaram nível de nutrição nitrogenada semelhante às que receberam efluente de reator UASB.

**Figura 2.1** - Teor de N-SPAD determinado na quinta folha totalmente expandida do algodoeiro aos 60 (A), 75 (B), 90 (C) e 105 DAE (D) em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo



DAE: Dias Após a Emergência. AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Quando comparadas às irrigadas com água potável, plantas que receberam efluentes de esgoto tratados por diferentes métodos apresentaram teores de N foliar até 7, 13 e 25% maiores nas avaliações realizadas aos 75, 90 e 105 DAE, respectivamente (Tabela 2.2). Isto se deve, provavelmente, ao aporte contínuo de N proporcionado ao solo por meio da aplicação diária de águas residuais, que possibilitou, às plantas, acumular o nutriente em seus tecidos de forma progressiva. Estimou-se que até o final do ciclo do algodoeiro os efluentes tratados UASB, UASB+ISF e TS+ISF tenham adicionado, ao solo, cerca de 6, 42 e 9 mg de nitrogênio na forma de nitrito, respectivamente.

**Tabela 2.2** - Teores médios de N-SPAD foliar, em  $\text{g kg}^{-1}$ , aos 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação

	Teor de N-SPAD foliar ( $\text{g kg}^{-1}$ )				
	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
<b>Fonte de água</b>					
AP	66,90 a	77,08 a	71,13 b	44,55 b	30,01 b
UASB	65,11 a	79,89 a	75,22 ab	49,89 a	37,43 a
UASB + ISF	66,61 a	76,65 a	74,63 ab	50,12 a	37,27 a
TS + ISF	65,72 a	79,15 a	76,13 a	50,34 a	36,44 a

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

DAE: Dias Após a Emergência. AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Constatou-se também que as plantas irrigadas com águas residuais apresentaram, mesmo na ausência de adubo nitrogenado, teores de N foliar semelhantes aos observados em plantas irrigadas com água potável sob o maior nível de adubação mineral ( $180 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Figura 2.1).

O fornecimento de teores de nitrogênio apropriados ao pleno desenvolvimento de espécies agrícolas e forrageiras por meio da aplicação de efluentes de esgoto tratados tem sido relatado por diversos autores (RUSAN et al., 2007; LEAL et al., 2009; PEDRERO; ALARCÓN, 2009; TAVASSOLI et al., 2010; NOGUEIRA et al., 2013). Isto ilustra o elevado potencial das águas residuárias de origem doméstica de adicionar ao solo, via irrigação, quantidades de N similares ou até mesmo superiores àquelas obtidas pela dose recomendada de adubo mineral contribuindo significativamente para a nutrição das culturas.

Malavolta (1997) afirma que o teor adequado de nitrogênio foliar durante a fase inicial de florescimento do algodoeiro herbáceo se situa entre  $35$  e  $40 \text{ mg kg}^{-1}$ . Constatou-se, no presente experimento, que aos 45 DAE (início da fase reprodutiva do algodoeiro) os teores médios de N foliar foram superiores a este nível, mesmo entre os tratamentos irrigados com água potável (Tabela 2.2).

### 2.3.2. Crescimento de plantas

Apesar dos maiores teores de nutrientes geralmente presentes nos efluentes tratados em relação à água potável, não foram observadas diferenças significativas no número de folhas ou na área foliar das plantas irrigadas com diferentes fontes de água até os 60 dias após a emergência (Tabelas 2.3 e 2.4).

**Tabela 2.3** - Número de folhas das plantas de algodoeiro aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação

	Número de folhas					
	30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
<b>Fonte de água</b>						
AP	10,15 a	35,15 a	47,80 a	57,85 b	67,40 b	75,60 b
UASB	9,30 a	33,72 a	51,68 a	63,55 a	77,40 a	86,52 a
UASB + ISF	8,60 a	32,73 a	51,50 a	64,02 a	80,10 a	90,73 a
TS + ISF	8,65 a	31,12 a	48,82 a	60,72 ab	77,28 a	89,57 a

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

DAE: Dias Após a Emergência. AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

**Tabela 2.4** - Área foliar do algodoeiro, em  $\text{cm}^2 \text{ planta}^{-1}$ , aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação

	Área foliar ( $\text{cm}^2 \text{ planta}^{-1}$ )					
	30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
<b>Fonte de água</b>						
AP	808,12 a	3480,71 a	4543,09 a	5553,27 b	5682,67 b	5968,41 b
UASB	774,47 a	3414,58 a	5040,77 a	6500,68 a	6889,85 a	7284,98 a
UASB + ISF	639,77 a	3082,13 a	4670,83 a	5966,57 ab	6473,91 a	7081,77 a
TS + ISF	684,10 a	3144,19 a	4858,16 a	6281,95 a	6806,97 a	7509,53 a

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

DAE: Dias Após a Emergência. AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

É provável que, por se tratar de uma espécie de crescimento inicial lento, com baixa absorção de nutrientes nas primeiras fases de seu desenvolvimento, as plantas de algodoeiro, mesmo na ausência de nutrição complementar, tenham garantido seu crescimento vegetativo inicial por meio da absorção de nutrientes do solo em que foram cultivadas (MULLINS; BURMESTER, 2010; CARVALHO et al., 2011).

Aos 75 DAE, já na fase de maior demanda nutricional da cultura, observou-se que tratamentos irrigados com os efluentes tratados UASB e UASB+ISF apresentaram maior número de folhas que os submetidos à irrigação com água potável (AP). O número médio de folhas das plantas irrigadas com água residuária tratada TS+ISF não diferiu estatisticamente dos demais tratamentos. Comportamento semelhante foi observado para a área foliar das

plantas, que teve as maiores médias registradas para os tratamentos UASB e TS-ISF. A menor área foliar média foi registrada para os tratamentos que receberam AP, enquanto os irrigados com UASB-ISF não diferiram dos demais.

A partir dos 90 DAE constatou-se que tanto o número de folhas quanto a área foliar foram mais elevados nas plantas irrigadas com efluentes de esgotos, independentemente do método pelo qual foram tratados (Tabelas 2.3 e 2.4). Nesta etapa grande parte dos nutrientes acumulados no tecido foliar é remobilizada para os tecidos produtivos das plantas a fim de garantir o enchimento e a abertura dos capulhos, além da formação das fibras, resultando em abscisão das folhas mais maduras caso não haja suplementação nutricional adequada. Os efluentes tratados aplicados diariamente via irrigação podem, desta forma, ter atuado como fonte nutricional externa garantindo maior reposição dos elementos essenciais remobilizados, com consequente maior retenção de folhas e manutenção dos tecidos vegetativos.

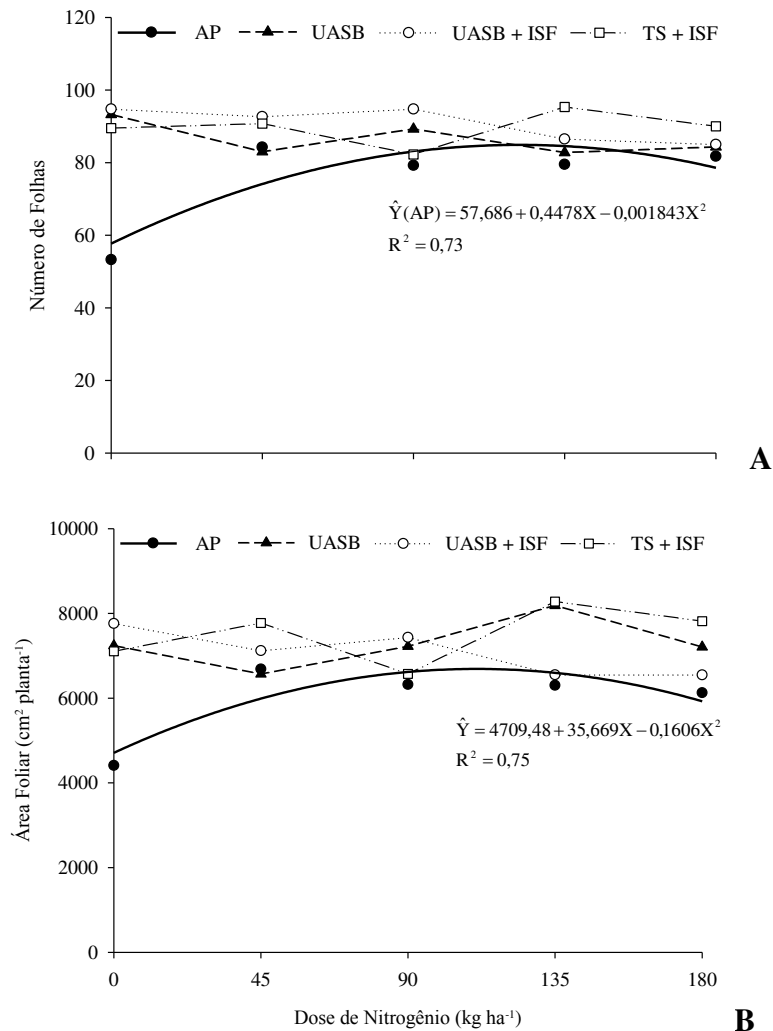
Em estudos sobre os efeitos da aplicação de efluentes de esgoto tratados no crescimento de culturas anuais, tem-se encontrado resultados semelhantes aos do presente experimento. Khan et al. (2009) e Mousavi et al. (2013) constaram, em comparação com a irrigação com água potável, que a aplicação de efluentes domésticos incrementou o crescimento de plantas de girassol e milho, respectivamente. De acordo com Mekki et al. (2006) o uso de águas residuárias, além de adicionar nutrientes e matéria orgânica, tende a incrementar a população de microrganismos no solo, inclusive fungos, bactérias e actinomicetos que elevam a disponibilidade dos nutrientes para as plantas contribuindo para sua nutrição e crescimento vegetativo.

No que diz respeito às doses de nitrogênio testadas, seu efeito no crescimento das plantas de algodoeiro foi observado apenas ao final do ciclo da cultura com resposta diferenciada em função do tipo de água utilizada para irrigação. Aos 105 DAE o número de folhas e a área foliar das plantas irrigadas com água potável apresentaram resposta quadrática às doses de adubo nitrogenado (Figura 2.2). Estimou-se o maior número de folhas em 84,90 e a área foliar máxima em 6689,98 cm<sup>2</sup> planta<sup>-1</sup>; esses valores seriam alcançados quando a dose de N no substrato fosse 121,5 e 111,0 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

A irrigação com águas residuárias tratadas pós-tratadas ou não em filtros de areia compensou, entretanto, o efeito benéfico das doses de N, promovendo crescimento vegetativo similar ao observado sob o manejo convencional da cultura, que consiste em adubação nitrogenada na dose de 90 kg ha<sup>-1</sup> e irrigação com água potável. Este resultado concorda com o descrito por Sousa Neto et al. (2012) que, ao cultivarem algodoeiro branco, cultivar 8H, em solo argiloso, constataram que a partir da metade do ciclo da cultura a irrigação com 100% de

efluente tratado resultou em plantas mais altas, de maior diâmetro e com área foliar similar às que receberam adubação mineral, com  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  de N e  $90 \text{ kg ha}^{-1}$  de P e irrigação com água potável. Para o algodão colorido, Fideles Filho et al. (2005) observaram que plantas fertirrigadas com esgoto decantado e efluente tratado em lagoa de polimento apresentaram crescimento similar àquelas adubadas com  $20 \text{ L m}^{-2}$  de húmus. De acordo com Ferreira et al. (2005) a irrigação com efluente de esgoto tratado pode substituir a adubação mineral em algodoeiro até a dose de  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  de N.

**Figura 2.2** - Número de folhas (A) e área foliar (B) das plantas de algodoeiro aos 105 DAE em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

A altura das plantas de algodoeiro não foi afetada significativamente pelos tratamentos testados durante todo o período avaliado.

### 2.3.3. Produção do algodoeiro

Em estudos em vasos a produtividade do algodoeiro é expressa na forma de produção de algodão em caroço por planta, a qual é obtida por meio da conjugação entre número e peso médio dos capulhos em cada planta. Observa-se, na Tabela 2.5, que entre os tratamentos irrigados com águas residuárias o número mais baixo de capulhos verificado em UASB e UASB+ISF foi compensado por um maior peso médio dos capulhos. Isto resultou em produção de algodão em caroço estatisticamente semelhante à maior média, 108,81 g planta<sup>-1</sup>, observada para as plantas irrigadas por efluente tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia (TS+ISF). As plantas irrigadas com água potável apresentaram produtividade até 28% mais baixa do que as que receberam águas residuárias.

**Tabela 2.5** - Valores médios de número de capulhos por planta, peso médio de um capulho (g), peso de algodão em caroço por planta (g planta<sup>-1</sup>), percentual de fibras e peso de algodão em pluma (g) em função da qualidade da água de irrigação

Fonte de água	Número de capulhos	Peso médio de 1 capulho (g)	Algodão em caroço (g planta <sup>-1</sup> )	Percentual de fibras	Peso de algodão em pluma (g)
AP	14,45 c	5,86 b	84,88 b	42,75 a	36,13 b
UASB	16,38 b	6,22 a	102,40 a	40,77 b	41,72 a
UASB + ISF	17,25 ab	5,89 ab	101,34 a	40,69 b	41,32 a
TS + ISF	18,53 a	5,94 ab	108,81 a	41,03 b	44,71 a

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Elevações no rendimento de plantas de algodoeiro irrigadas com efluentes de esgoto têm sido relatadas em diversas pesquisas científicas da última década (TSADILAS; VAKALIS, 2003; ALVES et al., 2005; FERREIRA et al., 2005; FIDELES FILHO et al., 2005; ALIKHASI et al., 2012; SILVA et al., 2013). Esses resultados são geralmente atribuídos ao grande aporte de nutrientes, em especial fósforo e nitrogênio, providos às plantas pelas águas residuárias. O fósforo favorece a maturação dos capulhos acelerando sua abertura e, juntamente com o potássio, beneficia a fotossíntese, o acúmulo e a translocação de carboidratos para os frutos enquanto sua deficiência pode resultar em redução no tamanho das maçãs e baixa retenção das mesmas (CARVALHO et al., 2011). O nitrogênio, por sua vez, está relacionado à síntese de clorofila e de aminoácidos, galactopeptídios e proteínas, e sua presença em quantidades adequadas é essencial à estimulação do florescimento e

regularização do ciclo da planta, com impactos positivos na produtividade do algodoeiro e na qualidade da fibra (HODGES; CONSTABLE, 2010).

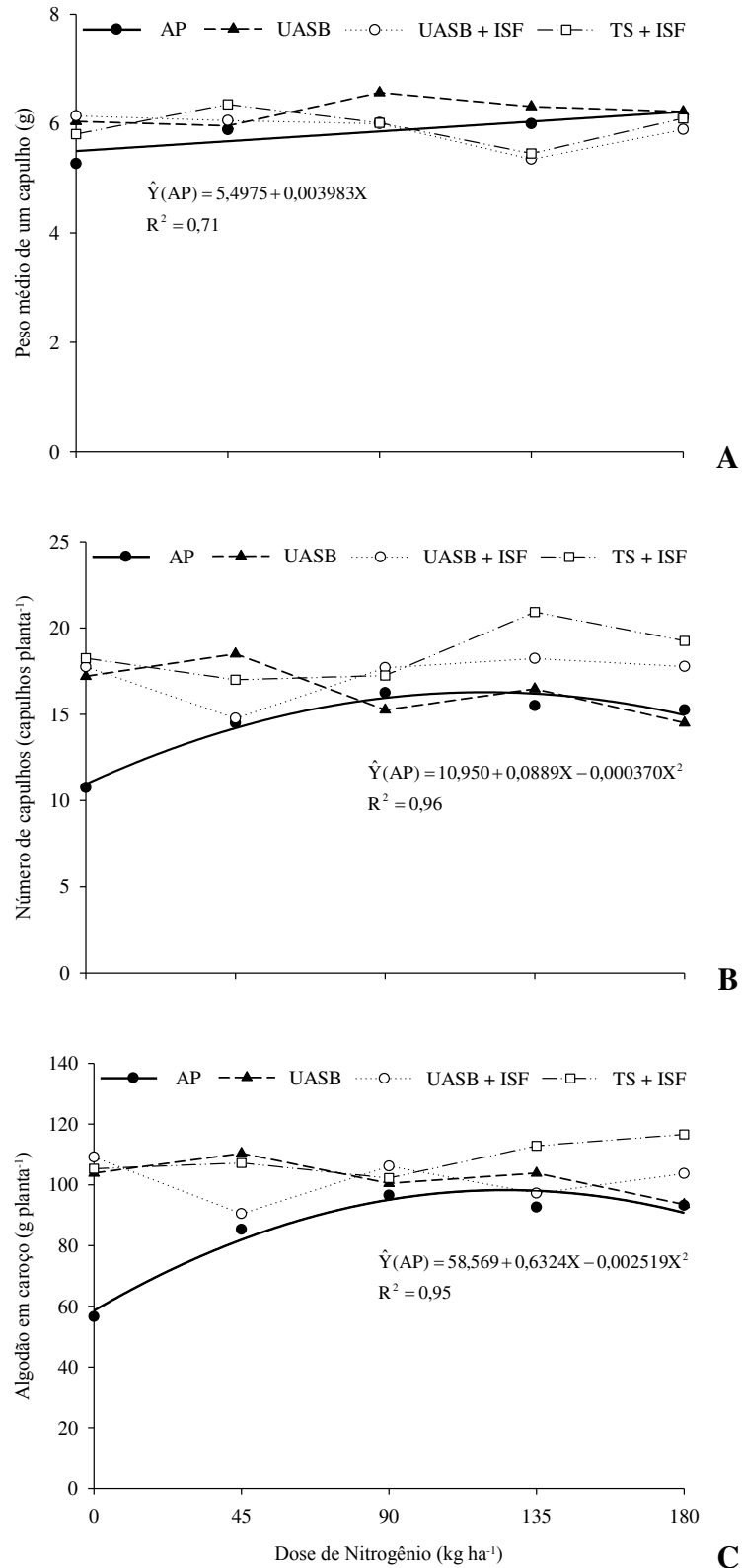
Entre as plantas irrigadas com água potável constatou-se efeito benéfico do nitrogênio aplicado ao solo via adubação. Maior peso médio de capulhos foi observado nos tratamentos submetidos às maiores doses de adubo nitrogenado em virtude, provavelmente, do maior teor de N disponível no solo e nas folhas para ser remobilizado para a formação dos frutos. Cada elevação de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N mineral resultou em incremento de 0,4 g no peso médio de um capulho (Figura 2.3A). O número de capulhos e o peso de algodão em caroço teriam seus valores máximos alcançados quando as doses de N no substrato fossem, respectivamente, 120,14 e 125,53 kg ha<sup>-1</sup> (Figuras 2.3B e C); a partir deste ponto, no entanto, o acréscimo de N mineral acarretou declínio das variáveis.

Apesar de a toxidade por N em algodoeiro não ser um fenômeno mencionado na literatura pesquisada, sabe-se que doses excessivas de nitrogênio podem resultar em efeitos negativos à produtividade uma vez que, ao aumentar excessivamente o crescimento vegetativo das plantas, podem reduzir a inserção de luz solar no dossel resultando na queda das maçãs recém-formadas nas partes mais baixas da planta (HODGES; CONSTABLE, 2010). De acordo com Feigin et al. (1984) a irrigação do algodoeiro com efluentes de esgoto pode ser realizada com sucesso desde que se ajuste o período de irrigação, de forma a evitar o crescimento vegetativo excessivo das plantas.

As plantas que receberam efluentes de esgoto tratados não sofreram influência das doses de N aplicadas ao solo via adubação. Verificou-se que, mesmo na ausência de adubo nitrogenado, a irrigação com efluentes permitiu obter-se produção de algodão em caroço mais elevada do que a máxima estimada para os tratamentos conduzidos sob manejo convencional (N mineral + água potável) mostrando-se, portanto, capaz de substituir a fertilização mineral com nitrogênio na dose de 125 kg ha<sup>-1</sup>. Este resultado concorda com os relatos de Bielorai et al. (1984), Tsadilas; Vakalis (2003), Alves et al. (2005), Ferreira et al. (2005) e Andrade Filho et al. (2013), que constataram que a aplicação de efluentes de esgoto pode proporcionar, ao algodoeiro, a mesma produtividade obtida pela adubação mineral com até 230 kg ha<sup>-1</sup> N, 90 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 170 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O.



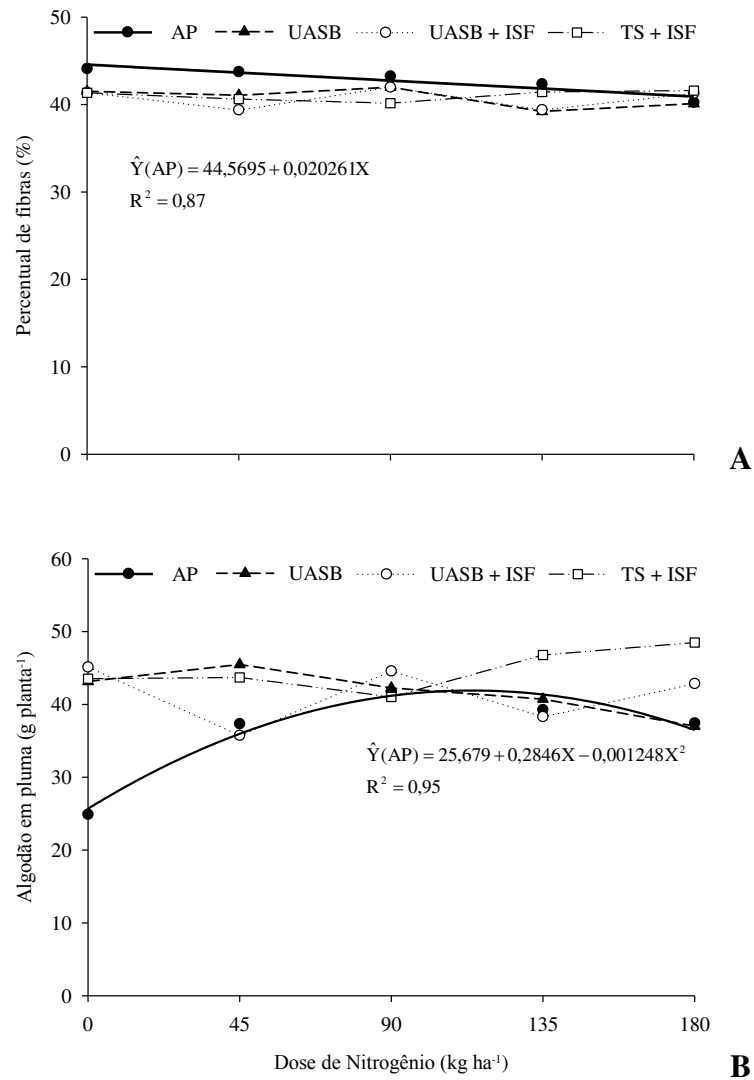
**Figura 2.3** - Peso médio de um capulho (A), número de capulhos (B) e peso de algodão em caroço (C) das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo



DAE: Dias Após a Emergência. AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

No que diz respeito ao percentual de fibras, observou-se que as plantas irrigadas com água potável sofreram redução de 2,03% a cada elevação de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N aplicada ao solo (Figura 2.4A).

**Figura 2.4** - Percentual de fibras (A) e produção de algodão em pluma (B) das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Este resultado pode ser atribuído ao estímulo ao crescimento vegetativo excessivo provocado pelo excesso de N, que tende a prolongar o ciclo do algodoeiro e reduzir a porcentagem de fibra. Este efeito pode estar relacionado, também, à elevação no peso das sementes (será apresentado a seguir na Tabela 2.6) que, ao afetar a relação entre o peso da semente e o peso da pluma em um capulho, resulta em redução no percentual de fibra.

Corroborando com o exposto, tem-se que as plantas irrigadas com efluentes de esgoto, nutridas com elevadas quantidades de N, apresentaram menores teores de pluma do que o observado quando se utilizou água potável. Todavia, o maior número e peso de capulhos verificados nestes tratamentos garantiram, às plantas, produção de algodão em pluma até 24% mais elevada que o observado para as que receberam AP (Tabela 2.5).

Similarmente ao observado para as demais variáveis de produção avaliadas, o comportamento da produção de algodão em pluma variou em relação às doses de adubo em função da qualidade da água de irrigação. Plantas que receberam água potável demonstraram resposta quadrática com produção máxima estimada em 41,9 g planta<sup>-1</sup>, a qual seria alcançada quando a dose de N no substrato fosse igual a 114 kg ha<sup>-1</sup>. Plantas irrigadas com efluentes domésticos, no entanto, não foram afetadas pelas doses de N aplicadas e, mesmo quando cultivadas sob ausência de adubação, obtiveram produção de algodão em pluma mais elevada do que a maior média observada para o cultivo convencional (Figura 2.4B).

No que diz respeito às variáveis de produção relacionadas às sementes do algodoeiro, constatou-se que as plantas irrigadas com efluentes de esgoto apresentaram maior peso de 100 sementes e menor percentual de óleo do que observado quando se utilizou água potável (Tabela 2.6) concordando com o relatado por outros autores em estudos semelhantes utilizando espécies produtoras de óleos vegetais (FIGUEIRÊDO et al., 2005; KHAN et al., 2009; KHAN et al., 2012; SILVA et al., 2013).

**Tabela 2.6** - Valores médios de peso de 100 sementes (g) e teor de óleo das sementes de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação

Fonte de água	Peso de 100 sementes (g)	Teor de óleo (%)
AP	8,99 b	26,27 a
UASB	10,22 a	23,01 b
UASB + ISF	9,82 a	23,41 b
TS + ISF	9,92 a	23,38 b

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

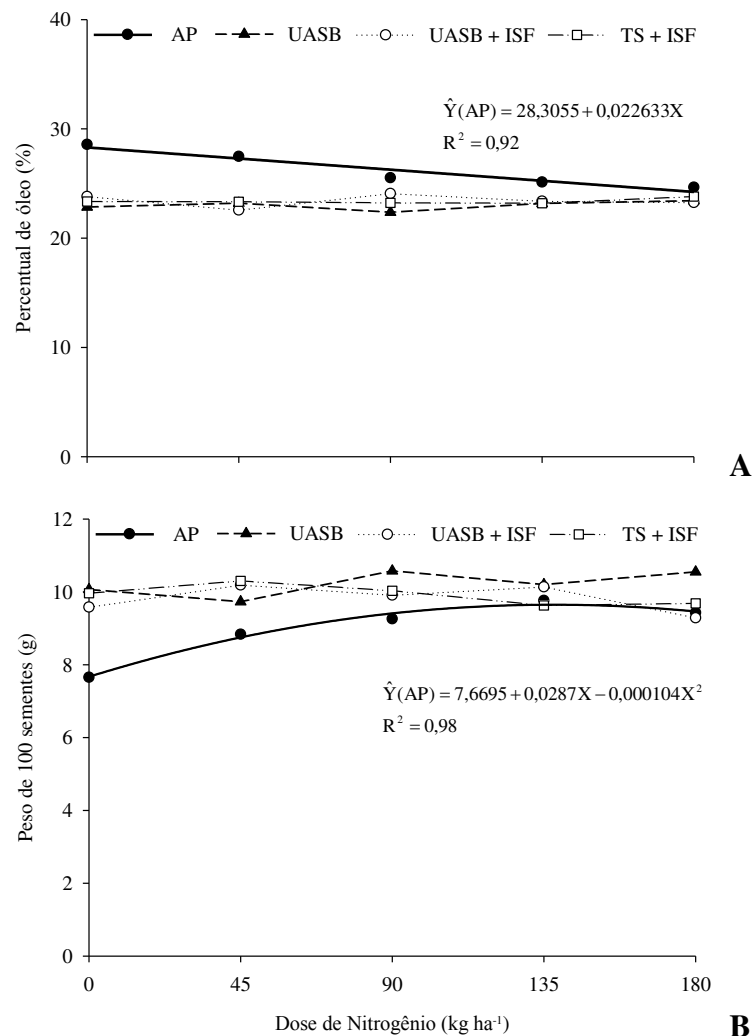
AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

As sementes do algodoeiro são responsáveis pela exportação de aproximadamente 40% de todo o N e P absorvidos pela planta (MULLINS; BURMESTER, 1991; CARVALHO et al., 2011) e têm cerca de 80% de sua matéria seca constituída por proteínas e óleo (DOMAN et al., 1982). É provável que, por serem mais bem nutridas em nitrogênio, principal

constituente dos aminoácidos e proteínas, as plantas irrigadas com águas residuárias tendam a produzir sementes de peso mais elevado e maior relação proteína/óleo.

Entre as plantas irrigadas com água potável, que contavam apenas com os fertilizantes minerais como fonte de nutrientes, observou-se que a aplicação de doses crescentes de N resultou em redução de 2,26% no teor de óleo a cada acréscimo de 100 kg ha<sup>-1</sup> de N. Verificou-se, também, resposta quadrática para o peso de 100 sementes com valor máximo estimado em 9,6 gramas quando a dose de N fosse igual a 134 kg ha<sup>-1</sup> (Figura 2.5).

**Figura 2.5** - Percentual de óleo (A) e peso de 100 sementes (B) em função da qualidade da água de irrigação e doses de N aplicadas ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Os tratamentos testados não afetaram a qualidade das fibras do algodoeiro que apresentaram, em média, as seguintes características: comprimento médio; resistência muito

forte (acima de 34 gf tex<sup>-1</sup>); baixo alongamento de ruptura (entre 5,0 e 5,8%) e índice micronaire entre 4,6 e 4,8, o que as caracteriza como fibras médias (SESTREN; LIMA, 2011).

De maneira geral, os resultados do presente estudo demonstram que a irrigação com efluentes de esgotos tratados é capaz de suprir a demanda de nitrogênio em plantas de algodoeiro, permitindo suprimir a fertilização mineral, o que reflete em maior economia para o produtor rural. A utilização de efluentes secundários pós-tratados em filtros de areia intermitentes, além de obter as vantagens agronômicas mencionadas proporciona, ao produtor rural, maior segurança sanitária uma vez que este efluente é isento de ovos de helmintos causadores de patogenias em humanos.

## 2.4. CONCLUSÕES

Em relação ao manejo convencional (água potável + 90 kg ha<sup>-1</sup> de N) a irrigação com efluentes anaeróbios, pós-tratado ou não em filtros de areia intermitentes, proporciona maior crescimento das plantas de algodoeiro com impactos positivos no rendimento e produtividade da cultura, sem afetar a qualidade das fibras.

O uso de efluente de esgoto tratado na irrigação do algodoeiro elimina a necessidade de adubação nitrogenada mineral.

## 2.5. REFERÊNCIAS

- ALIKHASI, M.; KOUCHAKZADEH, M.; BANIANI, E. The effect of treated municipal wastewater irrigation in non-agricultural soil on cotton plant. **Journal of Agricultural Science and Technology**, v.14, n.6, p.1357-1364, 2012.
- ALVAREZ, H. R. Estudio de caso VII – El Valle del Mezquital, Mexico. In: HELMER, Richard; HESPANHOL, Ivanildo. **Control de La Contaminación Del Agua – Guía para la aplicación de principios relacionados con el manejo de la calidad del agua**. 1.ed. Lima, Peru: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, OPS/OMS, 1999.
- ALVES, W. W. A.; DANTAS NETO, J.; ANDRADE, A. R. S.; MADEIROS, L. B.; AZEVEDO, C. A. V.; SANTOS, J. W.; BELTRÃO, N. E. M. Componentes da produção do algodão de fibra marrom irrigado com água residuária tratada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (Suplemento), p.207-211, 2005.
- ANDRADE FILHO, J.; SOUSA NETO, O. N.; DIAS, N. S.; MEDEIROS, J. F.; BATISTA, R. O. Cotton production using secondary domestic sewage. **Acta Scientiarum**, v.3, n.2, p.213-220, 2013.
- APHA/AWWA/WEF. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. (eds). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>st</sup>. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1082 p.

- BASTOS, R. K. X.; CALIJURI, M. L.; BEVILACQUA, P. D.; RIOS, E. N.; DIAS, E. H. O.; CAPELETE, B. C.; MAGALHÃES, T. B. Post-treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v.61, n.4, p.995-1002, 2010.
- BIELORAI, H.; VAISMAN, I.; FEIGIN, A. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. Yield response. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.231-234, 1984.
- CARVALHO, M. C. S.; FERREIRA, G. B.; STAUT, L. A. Nutrição, calagem e adubação do algodoeiro. In: FREIRE, E. C. **Algodão no cerrado do Brasil**. 2ed. Brasília: Associação Brasileira dos Produtores de Algodão – ABRAPA, 2011. p.677-752.
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, n.1, p.73-92, 2006.
- DOMAN, D. C.; WALKER, J. C.; TRELEASE, R.N.; MOORE, B. D. Metabolism of carbohydrate and lipid reserves in germinated cotton seeds. **Planta**, v.155, n.6, p.502-510, 1982.
- FEIBO, W.; LIANGHUAN, W.; FUHUA, X. Chlorophyll meter to predict nitrogen sidedress requirements for short-season cotton (*Gossypium hirsutum* L.). **Field Crops Research**, Amsterdam, v.56, n.3, p.309-314, 1998.
- FEIGIN, A.; VAISMAN, I.; BIELORAI, H. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: II. Nutrient availability in soil. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.234-238, 1984.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- FERREIRA, O. E.; BELTRÃO, N. E. M.; KÖNIG, A. Efeitos da aplicação de água residuárias e nitrogênio sobre o crescimento e produção do algodão herbáceo. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**, Campina Grande, v.9, n.1, p.893-902, 2005.
- FIDELES FILHO, J.; NÓBREGA, J. Q.; SOUSA, J. T.; DANTAS, J. P. Comparação dos efeitos de água residuária e de poço no crescimento e desenvolvimento do algodoeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, (Suplemento), p.328-332, 2005.
- FIGUEIRÊDO, I. C. M.; LIMA, V. L. A.; BELTRÃO, N. E. M.; ARAÚJO, M. G. F.; SANTOS, T. S.; AZEVEDO, C. A. V. Uso da água residuária tratada e do biossólido no algodão colorido: produção e seus componentes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, (Suplemento) p.288-291, 2005.
- GILL, L. W.; O'SÚLLEABHÁIN, C.; MISSTEAR, B. D. R.; JOHNSTON, P. M. Comparison of Stratified Sand Filters and Percolation Trenches for On-Site Wastewater Treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v.135, n.1, p.8-16, 2009.
- GRIMES, D. W.; CARTER, L. M. A linear rule for direct nondestructive leaf area measurements. **Agronomy Journal**, Madison, n.61, v.3, p.477-479, 1969.
- HODGES, S. C.; CONSTABLE, G. Plant responses to mineral deficiencies and toxicities. In: STEWART, J. M.; OOSTERHUIS, D.; HEITHOLT, J. J.; MAUNEY, J. (eds.). **Physiology of Cotton**. Springer, 2010. p.142-161.
- HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; BELLI FILHO, P.; HEPPELER, D.; BARJENBRUCH, M. Combination of anaerobic treatment and nutrient removal of wastewater in Brazil. In:

ENVIRO 2002 / IWA World Water Congress, Melbourne. **Proceedings....** International Water Association, New York, 2002.

KHAN, I. U.; KHAN, MUHAMMAD J.; KHAN, N. U.; KHAN, MOHAMMAD J.; RAHMAN, H. U.; BIBI, Z.; ULLAH, K. Wastewater impact on physiology, biomass and yield of canola (*Brassica napus* L.). **Pakistan Journal of Botany**, v.44, n.2, p.781-785, 2012.

KHAN, MOAZZAM A.; SHAUKAT, S. S.; KHAN, M. A. Growth, yield and nutrient content of sunflower (*Helianthus annuus* L.) using treated wastewater from waste stabilization ponds. **Pakistan Journal of Botany**, v.41, n.3, p.1391-1399, 2009.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J.; PIEDADE, S. M. S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, v.66, n.2, p. 242-249, 2009.

MALAVOLTA, E. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: princípios e aplicações.** Piracicaba: POTAFOS, 1997. 315p.

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

MEKKI, A.; DHOUB, A.; SAYADI, S. Changes in microbial and soil properties following amendment with treated and untreated olive mill wastewater. **Microbiological Research**, v.161, p.93-101, 2006.

MOUSAVI, S. R.; GALAVI, M.; ESKANDARI H. Effects of treated municipal wastewater on fluctuation trend of leaf area index and quality of maize (*Zea mays*). **Water Science & Technology**, v.67, n.4, p.797-802, 2013.

MULLINS, G. L.; BURMESTER, C. H. Relation of growth and development to mineral nutrition. In: STEWART, J. M.; OOSTERHUIS, D.; HEITHOLT, J. J.; MAUNEY, J. (eds.). **Physiology of Cotton.** Springer, 2010. p.97-105.

NOGUEIRA, S. F.; PEREIRA, B. F. F.; PAULA, A. M.; SANTOS, J. A., MONTES, C. R. Treated sewage effluent: Agronomical and economical aspects on bermudagrass production. **Agricultural Water Management**, v.116, n.1, p.151-159, 2013.

PAULINO, J.; FOLEGATTI, M. V.; ZOLIM, C. A.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; JOSÉ, F. V. Situação da agricultura irrigada no Brasil de acordo com o censo agropecuário 2006. **Irriga**, v.16, n.2, p.163-176, 2011.

PEDRERO, F.; ALARCÓN, J. J. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. **Desalination**, v.246, n.1-3, p.631-639, 2009.

RATTAN, R. K.; DATTA, S. P.; CHHOKAR, P. K.; SURIBABU, K.; SINGH, A. K. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater - a case study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.109, n.3-4, p.310-322, 2005.

RUSAN, M. J. M.; HINNAWI, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. **Desalination**, v.215, n.1-3, p.143-152, 2007.

SESTREN, J. A.; LIMA, J. J. Características e classificação da fibra de algodão. In: FREIRE, E. C. **Algodão no cerrado do Brasil.** 2ed. Brasília: Associação Brasileira dos Produtores de Algodão – ABRAPA, 2011. p.891-976.

SILVA, L. V. B. D.; LIMA, V. L. A.; SILVA, V. N. B.; SOFIATTI, V.; PEREIRA, T. L. P. Torta de mamona residual e irrigação com efluente sobre crescimento e produção de algodoeiro herbáceo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.12, p.1264-1270, 2013.

SOUSA NETO, O. N.; ANDRADE FILHO, J.; DIAS, N. S.; REBOUÇAS, J. R. L.; OLIVEIRA, F. R. A.; DINIZ, A. A. Fertirrigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.2, p.200-208, 2012.

SOUZA, J. G.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P.; ALBUQUERQUE, W. G.; LIMA, R. L. S.; CARDOSO, G. D. Fisiologia. In: BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P. (eds.) **O agronegócio do algodão no Brasil**. vol.1. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap.7, p.219-249.

TAVASSOLI, A.; GHANBARI, A.; AMIRI, E.; PAYGOZAR, Y. Effect of municipal wastewater with manure and fertilizer on yield and quality characteristics of forage in corn. *African Journal of Biotechnology*, v. 9, n.17, p. 2515-2520, 2010.

TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com emprego de filtros de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.3, p.287-294, 2012.

TSADILAS, C. D.; VAKALIS, P. S. Economic benefit from irrigation of cotton and corn with treated wastewater. **Water Science and Technology: Water Supply**, v.3, n.4, p.223-229, 2003.

WWAP - World Water Assessment Programme. **The United Nations world water development report 4: Managing water under uncertainty and risk**. vol.1. Paris: UNESCO, 2012. 380p.



**CAPÍTULO 3**

---

**NUTRIÇÃO DO ALGODOEIRO IRRIGADO COM EFLUENTES DE ESGOTOS  
TRATADOS SOB DIFERENTES NÍVEIS DE ADUBAÇÃO NITROGENADA**

### CAPÍTULO 3

#### **Nutrição do algodoeiro irrigado com efluentes de esgotos tratados sob diferentes níveis de adubação nitrogenada**

**RESUMO:** Este estudo teve como propósito avaliar os efeitos da irrigação com efluentes de esgotos tratados por diferentes métodos na dinâmica, absorção e acúmulo de nutrientes e produção de matéria seca em algodão herbáceo cultivado sob diferentes níveis de adubação nitrogenada. Cultivou-se o algodoeiro em vasos submetidos aos tratamentos que resultaram da combinação fatorial de cinco doses de nitrogênio aplicadas ao substrato via adubação química (0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) e quatro fontes de água de irrigação (água potável, efluente de esgoto tratado em reator UASB, efluente tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes em série e efluente tratado em tanque séptico e pós-tratado em um filtro de areia intermitente). A irrigação foi realizada diariamente, de acordo com a demanda hídrica da cultura, resultando em um total de 620 mm ou 94 l de água ou efluentes aplicados durante o cultivo. A irrigação com efluentes de esgotos foi benéfica à nutrição das plantas de algodoeiro elevando seus teores foliares de macro e micronutrientes, com exceção do fósforo, que teve maior concentração em plantas que receberam água potável. A melhoria no status nutricional se refletiu na produção de massa seca, que foi até 38% maior em plantas irrigadas com efluentes domésticos tratados.

**Palavras-chave:** Águas residuárias. *Gossypium hirsutum* L. Nutrição de plantas.

## **Nutrition of cotton plants irrigated with treated wastewater under different nitrogen levels**

**ABSTRACT:** This study aimed to investigate the effects of irrigation with sewage effluents treated by different methods in relation to the dynamics, absorption and accumulation of nutrients and dry matter in cotton plants grown under different levels of nitrogen fertilization. Cotton plants were cultivated in pots subjected to treatments that consisted of a factorial combination of five nitrogen rates applied to the substrate through chemical fertilization (0, 45, 90, 135 and 180 kg ha<sup>-1</sup>) and four sources of irrigation water (freshwater, wastewater treated by an UASB reactor, wastewater treated by an UASB reactor and post treated by 2 intermittent sand filter in series, wastewater treated in a septic tank and post treated by an intermittent sand filter). Irrigation was performed daily according to the cotton water demand, and the total amount of irrigation water or effluent applied during the crop cycle was 620 mm or 94 l. Irrigation with sewage effluents was beneficial to the cotton nutrition, increasing foliar amounts of macro and microelements, except for phosphorus, which showed higher concentration in plants treated with freshwater. The improvement in nutritional status was reflected in dry matter production, which was up to 38 % higher in plants irrigated with domestic wastewater.

**Key words:** Wastewater. *Gossypium hirsutum* L. Plant nutrition.

### 3.1. INTRODUÇÃO

O reúso de esgotos domésticos para a irrigação de cultivos agrícolas tem sido largamente recomendado como estratégia de manejo em áreas que sofrem com a escassez de água (QADIR et al., 2007). Uma vez que reduz a carga poluente descarregada nos corpos hídricos, esta prática contribui não só para o aumento da disponibilidade hídrica mas também para a redução da degradação dos mananciais superficiais existentes.

A aplicação de efluentes de esgotos em lavouras fornece, às plantas, tanto a água quanto os nutrientes de que necessitam para seu desenvolvimento sendo relatados, em numerosos estudos, os efeitos positivos do reúso no aumento da produtividade de espécies cultivadas (KHAN et al., 2009; MAÑAS et al., 2009; CASTRO et al., 2011; PLEVICH et al., 2012; THAPLIYAL et al., 2013).

As águas servidas podem, todavia, conter teores substanciais de nutrientes e contaminantes que, adicionados ao solo, são passíveis de absorção pelas plantas resultando em desbalanços nutricionais e toxidez (JUSTIN et al., 2010; PEREIRA et al., 2011; CHÁVEZ et al., 2012). Crescimento vegetativo exacerbado com conseqüente comprometimento do desenvolvimento reprodutivo da planta e queda na qualidade do produto colhido têm sido problemas frequentemente associados à abundância de nitrogênio aplicada ao solo via irrigação com águas residuárias (CHIOU, 2008; MOJID et al., 2012). A capacidade das plantas de resistir a doenças e sintetizar importantes compostos relacionados às suas defesas naturais também pode ser negativamente afetada pela presença de nutrientes em desequilíbrio (HAMILTON et al., 2007) representando um relevante aspecto a ser considerado no manejo da irrigação com efluentes de esgotos.

O simples fornecimento de nutrientes ao solo, no entanto, não garante que os mesmos serão efetivamente utilizados no desenvolvimento das plantas cultivadas. A absorção, o acúmulo e a distribuição de elementos essenciais em tecidos vegetais estão condicionados a diversos fatores, em especial à umidade do solo, às demandas da cultura e à disponibilidade dos demais nutrientes. Dependendo da natureza antagônica ou sinérgica das relações estabelecidas no sistema água-solo-planta, o fornecimento extra de nutrientes oriundo da prática do reúso agrícola poderá refletir, positiva ou negativamente, na absorção radicular e no acúmulo de assimilados nos tecidos vegetais (KALAVROUZOTIS et al., 2009).

O conhecimento prévio das concentrações de nutrientes existentes nos efluentes de esgotos e o estudo de suas interações entre si, com os componentes do solo e com os

mecanismos de absorção das plantas sob diferentes condições ambientais constituem, portanto, importantes estratégias a fim de assegurar o sucesso do reúso de esgotos.

Visto que as características físico-químicas das águas residuárias podem variar consideravelmente em função da natureza do esgoto bruto e do nível e método de tratamento a que foram submetidas, a seleção da cultura a ser irrigada e da taxa de aplicação devem ser cuidadosamente manejados a fim de minimizar qualquer possível efeito adverso nas plantas cultivadas (MOHAMMAD; AYADI, 2004).

O cultivo do algodoeiro herbáceo (*Gossypium hirsutum* L.) pode ser uma alternativa atrativa para áreas de reúso no semiárido, em virtude de sua tolerância ao estresse hídrico, elevada demanda por nitrogênio e alto valor agregado. Somam-se a essas vantagens a possibilidade de cultivo mecanizado e o fato de não se tratar de uma espécie de consumo direto, o que reduz substancialmente o risco de contaminação de seres humanos pelos patógenos existentes nos esgotos domésticos.

Diante do exposto este estudo teve, como propósito, avaliar os efeitos da irrigação com efluentes de esgotos tratados por diferentes métodos na dinâmica, absorção e acúmulo de nutrientes e produção de matéria seca em plantas de algodoeiro cultivadas sob diferentes níveis de adubação nitrogenada.

### **3.2. MATERIAL E MÉTODOS**

Conforme descrito no Capítulo 1, os tratamentos foram arrançados em esquema fatorial (5 x 4), cujos fatores constavam de 5 níveis de adubo nitrogenado: 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup> e 4 qualidades de água de irrigação: água potável (AP); efluente de esgoto tratado em reator UASB (UASB); efluente de esgoto tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes em série (UASB+ISF); efluente de esgoto tratado em fossa séptica e pós-tratado em um filtro de areia intermitente (TS+ISF).

A cada 20 dias amostras das quatro fontes de água utilizadas para irrigação foram coletadas e encaminhadas para laboratório a fim de que fossem determinados os seguintes parâmetros: pH, por potenciometria direta; condutividade elétrica (CE) pelo método instrumental; concentrações dos sais cálcio (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio (Mg<sup>2+</sup>) pelo método titulométrico do EDTA; concentrações de potássio (K<sup>+</sup>) e (Na<sup>+</sup>) pelo método fotométrico de chama; concentrações dos ânions carbonato (CO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pelo método titulométrico do ácido sulfúrico; concentração de cloretos (Cl<sup>-</sup>) pelo método argentométrico e concentrações dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco

(Zn), por meio de digestão úmida nítrico-perclórica (APHA, 2005). Determinaram-se, ainda, as concentrações de fósforo total, nitrogênio total e demais formas solúveis de nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl) dos efluentes de esgotos tratados, de acordo com metodologia proposta por APHA (2005).

A caracterização química da água potável e dos efluentes tratados utilizados para irrigação se encontra na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1** - Caracterização química da água potável e dos efluentes utilizados para irrigação.

	AP	UASB	UASB+ISF	TS+ISF
pH	7,13 ± 0,61	7,55 ± 0,53	7,00 ± 0,41	6,74 ± 0,78
N-Total	na	89	69	46
N-NH <sub>4</sub>	na	82 ± 4	14 ± 2	5 ± 2
N-NO <sub>3</sub>	na	0,31 ± 0,38	34 ± 2	36 ± 7
N-NO <sub>2</sub>	na	0,06 ± 0,04	0,06 ± 0,04	0,09 ± 0,03
P-Total	na	4,3 ± 0,06	0,8 ± 0,1	3 ± 0,5
Cálcio	33,16 ± 6,33	34,52 ± 6,87	43,52 ± 8,65	40,95 ± 7,39
Magnésio	26,58 ± 3,96	44,54 ± 9,07	34,05 ± 4,34	38,06 ± 1,53
Sódio	76,25 ± 3,61	157,21 ± 11,21	163,01 ± 9,98	148,43 ± 7,39
Potássio	5,32 ± 1,02	21,66 ± 0,65	20,25 ± 2,63	21,11 ± 0,55
Boro	0,24 ± 0,01	0,26 ± 0,10	0,35 ± 0,07	0,17 ± 0,03
Cobre	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ferro	< 0,05	0,46 ± 0,06	< 0,05	0,09 ± 0,01
Manganês	< 0,03	0,05 ± 0,01	< 0,03	< 0,03
Zinco	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

na: não avaliado; DQO: Demanda química de oxigênio; N-Total: Nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub>: Nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>3</sub>: Nitrato; N-NO<sub>2</sub>: Nitrito; P-Total: Fósforo total.

Ao final do ciclo do algodoeiro a parte aérea das plantas - incluindo caule e folhas - foi coletada, higienizada, acondicionada em sacos de papel, identificada e colocada em estufas de ventilação forçada à temperatura de 65°C até atingir peso constante. Em seguida, foi determinada a massa seca da parte aérea de cada planta, por meio de pesagem direta.

Com o objetivo de avaliar o estado nutricional do algodoeiro ao fim do ciclo da cultura, o tecido de todas as folhas de cada planta foi moído em moinho tipo Willey, acondicionado em recipientes de polietileno com tampa hermética e submetido à digestão nítrico-perclórica para determinar as concentrações de P, K, Ca, Mg e S e à digestão sulfúrica para determinação do teor de N. As amostras oriundas das digestões sulfúricas foram utilizadas nas análises dos teores de nitrogênio (JACKSON, 1965) enquanto as amostras preparadas por digestão nitro-perclórica foram usadas nas análises dos teores de P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn e Mn (MALAVOLTA et al., 1997).

O N foi determinado pelo método colorimétrico de Nessler e o K por fotometria de chama. Os elementos Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica e o S por turbidimetria do sulfato (BLANCHAR et al., 1963).

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e à análise de variância utilizando-se o software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). Os efeitos das diferentes qualidades de água de irrigação foram comparados por teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade enquanto que os efeitos das doses de nitrogênio foram avaliados mediante análises de regressão. Na ocorrência de interação entre os fatores curvas de regressão polinomial foram ajustadas às doses de adubo nitrogenado, separadamente, para cada fonte de água utilizada.

### 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1. Nutrição do algodoeiro

A utilização de diferentes fontes de água para a irrigação foi fator determinante para a nutrição das plantas de algodoeiro. Quando em comparação com a aplicação de água potável a irrigação com efluentes de esgotos tratados elevou os teores dos macronutrientes essenciais N, K, Ca, Mg e S e reduziu a concentração de P no tecido foliar da cultura (Tabela 3.2).

**Tabela 3.2** - Teores médios dos macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) determinados no tecido foliar das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura

	Teores médios foliares (g kg <sup>-1</sup> )					
	N	P	K	Ca	Mg	S
<b>Fonte de água</b>						
AP	14,84 b	1,86 a	12,47 b	32,97 b	8,33 b	4,55 b
UASB	26,68 a	1,28 b	15,32 a	39,05 a	10,15 a	5,36 a
UASB + ISF	27,27 a	1,27 b	14,54 ab	39,70 a	10,96 a	5,10 ab
TS + ISF	26,53 a	1,20 b	14,08 ab	39,09 a	10,73 a	5,29 ab

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

O nitrogênio é o nutriente absorvido em maiores quantidades pelo algodoeiro herbáceo e, de acordo com Devkota et al. (2013), é o principal componente mineral limitante à produção de algodão irrigado em regiões áridas. Sua deficiência pode afetar processos e componentes vegetais fundamentais, tais como a absorção de água e nutrientes, o metabolismo de proteínas, a fotossíntese, a partição de carbono e as atividades enzimáticas e

hormonais da planta (HODGES; CONSTABLE, 2010). Observou-se, no presente estudo, que em relação à aplicação de água potável, a irrigação com águas residuárias promoveu acréscimos de até 84% nos teores de N foliar proporcionando, às plantas, níveis de nutrição nitrogenada semelhantes aos relatados por Rochester et al. (2012) em lavouras de algodoeiro irrigadas de alta produtividade na Austrália (Tabela 3.2).

Teores adequados de nitrogênio foliar em culturas anuais e forrageiras como consequência da irrigação com águas residuárias já foram reportados em diversos estudos científicos (MOHAMMAD; AYADI, 2004; KHAN et al., 2009; CHÁVEZ et al., 2012; BARROS et al., 2012; NOGUEIRA et al., 2013; BAME et al., 2014).

Pereira et al. (2011) investigaram os efeitos da aplicação de efluente de esgoto tratado em sistema composto de reator UASB, filtro de areia e reator ultravioleta na irrigação de laranjeira valência. Os autores constataram que plantas irrigadas com água residuária sob diferentes níveis de reposição da evapotranspiração (100, 125, 150 e 200% ETc) apresentaram teores de nitrogênio foliar adequados para a cultura mesmo quando a quantidade de N adicionada via efluente foi cerca de 50% mais baixa do que a obtida pela adubação mineral recomendada para a cultura. Conforme Costa et al. (2012) o uso de efluentes de esgotos possibilita a aplicação parcelada e contínua da dose total de nitrogênio requerida pelas culturas, reduzindo os riscos de contaminação de plantas e solos pelo nutriente e aumentando a eficiência da fertilização.

No que se refere à adubação nitrogenada mineral observa-se, na Figura 3.1, que cada elevação de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N aplicado ao solo ocasionou acréscimo de 1,10 g kg<sup>-1</sup> no teor médio de N foliar de plantas irrigadas com diferentes qualidades de água. Este efeito era previsto uma vez que, por ser o algodoeiro capaz de absorver grandes quantidades de nitrogênio ao longo de seu ciclo, a concentração do nutriente na planta está geralmente relacionada aos níveis de sua disponibilidade no solo.

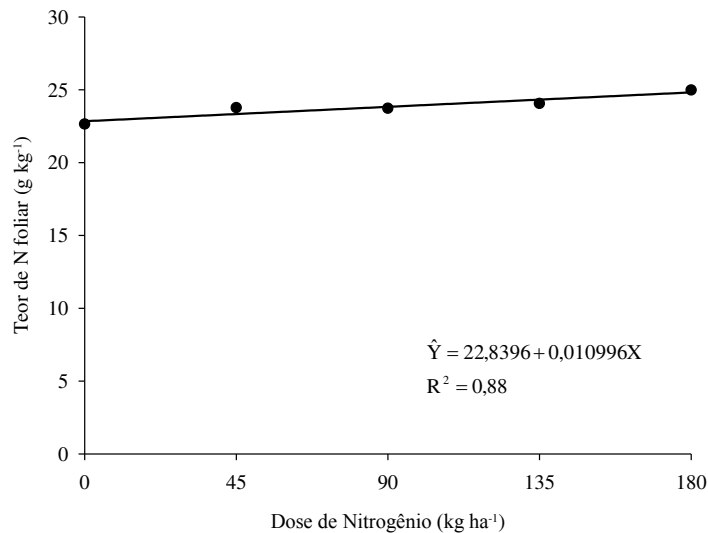
Apesar das concentrações consideráveis de fósforo observadas nos esgotos domésticos tratados (Tabela 3.1) constatou-se, ao final do ciclo do algodoeiro, que plantas irrigadas com esses efluentes apresentaram teores foliares de P até 35% mais baixos que o observado quando a irrigação foi realizada com água potável (Tabela 3.2).

O fósforo é um elemento extremamente móvel em tecidos vegetais e, em algodoeiro, é rapidamente exportado das folhas para as partes produtivas da planta, onde irá contribuir para o florescimento, desenvolvimento e maturação dos capulhos (CARVALHO et al., 2008; ROCHESTER et al., 2012). Desta forma, é coerente afirmar que plantas bem nutridas em nitrogênio, por serem mais produtivas, redistribuíram maiores quantidades do fósforo



absorvido para os frutos e novas gemas, resultando em menores teores do nutriente na folha ao final do ciclo da cultura.

**Figura 3.1** - Teor de nitrogênio no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função das doses de N aplicadas ao solo

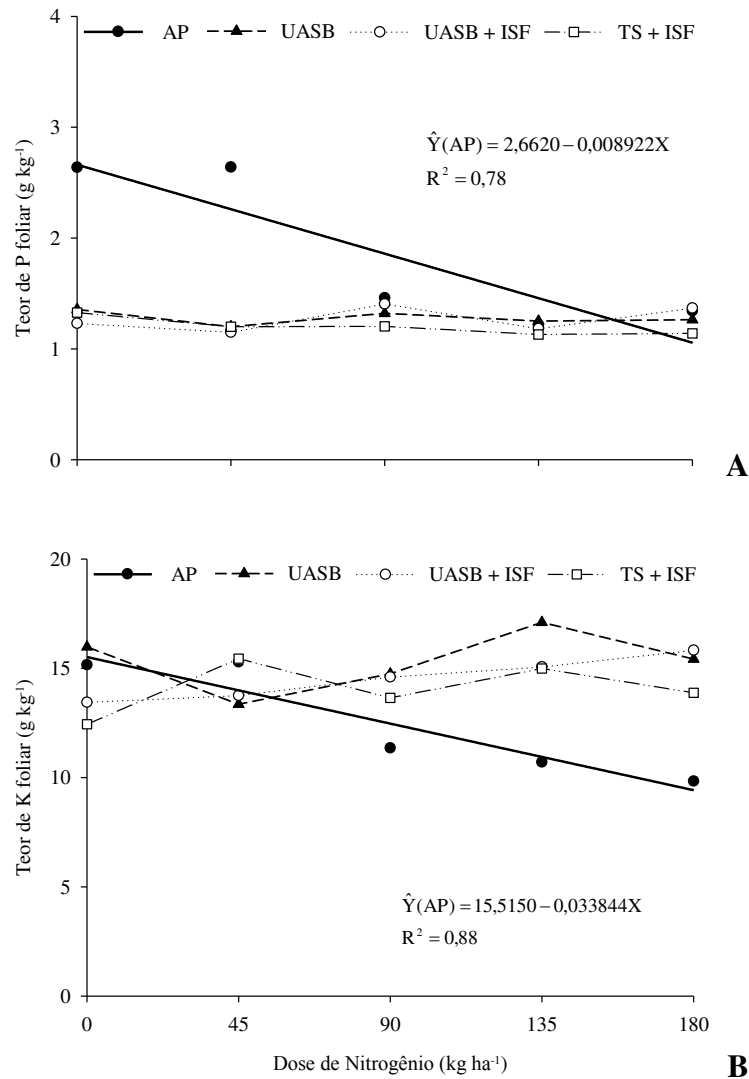


Somado a isso tem-se que a adição de fontes orgânicas de P ao solo, tais como os efluentes de esgotos, pode resultar em maior imobilização do fósforo presente em solução, sobretudo na camada superficial do solo. Isso ocorre devido à maior oferta de carbono orgânico que estimula a atividade microbiana responsável pela imobilização temporária do P no sistema solo-planta (HAVLIN et al., 2013).

Entre as plantas irrigadas com água potável verificou-se que o incremento nas doses de N aplicadas via adubação resultou em pequeno decréscimo linear nos teores de P foliar, equivalente a 0,9 g kg<sup>-1</sup> de P a cada elevação de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N (Figura 3.2A).

Assim como os fertilizantes amoniacais, a ureia, quando adicionada ao solo, passa por uma série de transformações que convertem o nitrogênio presente na forma amídica (NH<sub>2</sub>) à forma nítrica (NO<sub>3</sub>) liberando prótons (H<sup>+</sup>) no meio (HAVLIN et al., 2013). Essas reações podem acarretar acidificação do solo com conseqüente redução na disponibilidade e na absorção de nutrientes essenciais, em especial o P. Outro efeito da redução do pH do solo é o aumento dos teores de alumínio até níveis tóxicos o que pode resultar em inibição do crescimento e desenvolvimento das raízes. Plantas com sistema radicular restrito podem explorar menor volume de solo e, por conseqüente, têm acesso a menores quantidades de nutrientes pouco móveis no solo, como P e K (ERNANI et al., 2007).

**Figura 3.2** - Teores de fósforo (A) e potássio (B) no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e do N aplicado ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Constatou-se que, apesar da baixa acidificação ocasionada pela adubação nitrogenada (Figura 4.1, Capítulo 4) cada acréscimo de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N aplicado via adubação resultou em redução de 3,38 g kg<sup>-1</sup> de K no tecido foliar das plantas de algodoeiro que receberam água proveniente do sistema de abastecimento público municipal (Figura 3.2B). Efeito semelhante foi observado por Oosterhuis et al. (2008) que, estudando a composição mineral de flores de algodoeiro sob adubação com nitrogênio, documentaram que o teor de N no tecido das flores aumentava com a elevação nos níveis de fertilização nitrogenada enquanto os níveis de P, K e B eram reduzidos.

Plantas irrigadas com esgotos tratados, no entanto, não tiveram seus teores foliares de fósforo ou de potássio afetados pelas doses crescentes de adubo nitrogenado (Figura 3.2). Verificou-se, ainda, a despeito das grandes quantidades de potássio requeridas pelo algodoeiro ao longo de seu ciclo, que a irrigação com efluentes foi capaz manter os teores de K foliar na faixa entre 14 e 16 g kg<sup>-1</sup>, considerada por Malavolta (1997) adequada para a cultura na fase de florescimento (Tabela 3.2).

O potássio desempenha papel fundamental no desenvolvimento do algodoeiro herbáceo com impactos positivos na produção e na qualidade da fibra sendo importante também, para a eficiência no uso da água, aumento da fotossíntese e translocação dos carboidratos formados para os frutos (REDDY; ZHAO, 2005; CARVALHO et al., 2008). De acordo com Feigin et al. (1991) a irrigação com águas servidas é capaz de suprir até 100% da necessidade de K do algodoeiro em condições de solos ricos neste nutriente, a exemplo dos solos pouco intemperizados da região semiárida do Brasil.

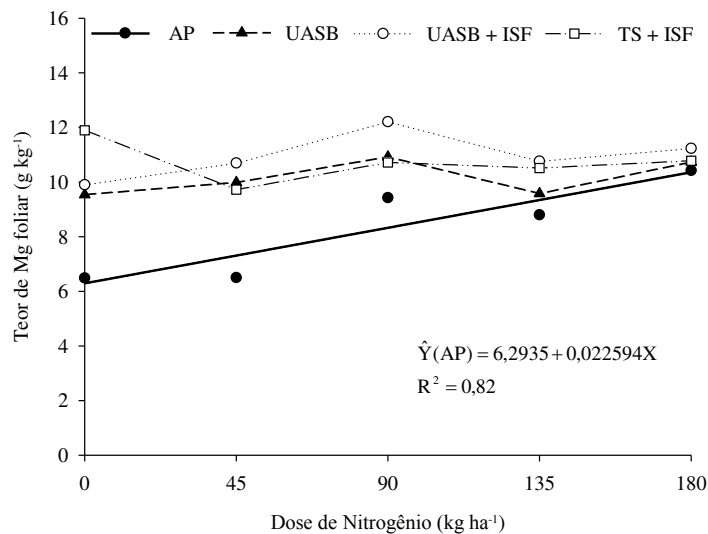
Estudos acerca da absorção e acúmulo de potássio em plantas irrigadas com efluentes de esgotos domésticos têm obtido resultados divergentes, especialmente devido às variações na composição química dos efluentes utilizados e às intrincadas relações deste nutriente com o sistema efluente-solo-planta e com os demais elementos do complexo sortivo (FEIGIN et al., 1991; LEVY; FEIGENBAUM, 1996). O teor de K nas folhas é consequência da disponibilidade do nutriente no solo, das condições de absorção pelas raízes e de sua taxa de translocação para outros tecidos da parte aérea. O suprimento de K às raízes ocorre, basicamente, por meio dos mecanismos de fluxo de massa e difusão e, durante o processo, o elemento compete com vários cátions pelos sítios de absorção na membrana plasmática, em especial com NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> (BARBER, 1995; ERNANI et al., 2007). Em situações de elevada disponibilidade a planta pode absorver o potássio da solução do solo em quantidades muito acima de suas necessidades, o chamado “consumo de luxo”. Apesar de, em geral, não causar toxidez em algodoeiro, elevadas concentrações de K em plantas podem aumentar a taxa de absorção de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e inibir as de Ca e Mg, ocasionando deficiência induzida desses elementos (HAWKESFORD et al., 2012).

Cálcio e magnésio também exercem severo antagonismo entre si, tendo sido extensivamente relatada na literatura inibição à absorção de magnésio em decorrência de altas concentrações relativas de cálcio na rizosfera e vice-versa (CAO; TIBBITTS, 1992; PEÑALOSA et al., 1995; CARVAJAL et al., 1999; LASA et al., 2000; DONG et al., 2005; OSEMWOTA et al., 2007; ZHARARE et al., 2010; KOPSELL et al., 2013). Contudo, esse

efeito não foi constatado no presente estudo, o que se deve, provavelmente, à estreita relação  $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$  verificada na água e nos efluentes utilizados para irrigação (Tabela 3.1).

Outro elemento geralmente relacionado à dinâmica de absorção do Mg pelas plantas é o nitrogênio que, em função da forma em que for aplicado ao solo, pode inibir ou promover o acúmulo do nutriente em plantas. Merhaut (2006) afirma que, enquanto a amônia suprime a absorção de Mg, o nitrato, que é a forma à qual o N presente na ureia é convertido durante a nitrificação, eleva a assimilação do magnésio pelas plantas. Isto esclarece o observado nesta pesquisa, em que se constatou que cada incremento de  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  na dose de N aplicada na forma de ureia promoveu um aumento de  $2,26 \text{ g kg}^{-1}$  nos teores de Mg foliar das plantas de algodoeiro irrigadas com água potável (Figura 3.3).

**Figura 3.3** - Teor de magnésio no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Resultado semelhante foi relatado por Choudhury; Khanif (2001) ao constatarem que plantas de arroz cultivadas com maiores níveis de nitrogênio aplicado na forma de ureia, apresentaram concentrações mais elevadas de magnésio em seus tecidos vegetais. Já plantas irrigadas com águas residuárias apresentaram teores de Mg foliar em torno de  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , não tendo sido afetados pelas doses de fertilizante nitrogenado.

Os teores de enxofre foliar foram levemente afetados pela qualidade da água aplicada na irrigação. Quantificou-se, em plantas que receberam água potável, teor médio de S foliar igual a  $4,55 \text{ g kg}^{-1}$  ao passo que plantas irrigadas com os efluentes UASB+ISF, TS+ISF e

UASB apresentaram concentrações médias de 5,10, 5,29 e 5,36 g kg<sup>-1</sup> de enxofre em seus tecidos, respectivamente (Tabela 3.2). Esses valores se encontram acima da faixa entre 2 e 3 mg kg<sup>-1</sup> considerada por Malavolta (1997) adequada para o algodoeiro na fase de florescimento. No entanto, deve-se considerar que a nutrição das plantas foi avaliada ao final do ciclo da cultura quando nutrientes pouco móveis, como o S, se acumularam em maiores níveis nos tecidos foliares (HANEKLAUS et al., 2006; ROCHESTER et al., 2012).

Pereira et al. (2011) atribuíram o acréscimo nos teores de S no tecido foliar de plantas de laranjeira à adição de sulfato provida pela aplicação de águas residuárias tratadas e à elevação do pH do solo irrigado por este efluente. Os autores alegam que a redução da acidez pode ter elevado a concentração de SO<sup>2-4</sup> disponível na solução do solo, por meio da dessorção do sulfato adsorvido aos hidróxidos de ferro e alumínio. Grande parte dos estudos referentes à aplicação de efluentes na irrigação de culturas não tem, no entanto, enfatizado o comportamento do enxofre no solo nem nos tecidos foliares. Isto se deve, em geral, à similaridade verificada entre os teores de S-SO<sup>2-4</sup> em águas residuárias e água potável.

Com relação às concentrações de micronutrientes nas folhas de algodoeiro observou-se, em relação à irrigação com água potável, que a aplicação de efluentes de esgotos tratados elevou os teores foliares de cobre, ferro e zinco em até 62%, 53% e 50%, respectivamente (Tabela 3.3). Todavia, mesmo plantas irrigadas com águas residuárias apresentaram concentrações de Cu abaixo da faixa entre 5 e 25 mg kg<sup>-1</sup>, considerada adequada para a cultura do algodoeiro herbáceo (OLIVEIRA, 2004).

**Tabela 3.3** - Teores médios dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) determinados no tecido foliar das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura

	Teores médios foliares (mg kg <sup>-1</sup> )			
	B	Cu	Fe	Zn
<b>Fonte de água</b>				
AP	105,38 a	1,64 b	206,85 b	15,72 c
UASB	104,11 a	2,43 a	317,73 a	23,46 a
UASB + ISF	111,04 a	2,67 a	299,45 a	22,21 ab
TS + ISF	108,74 a	2,29 a	314,15 a	20,66 b

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

O cobre é um elemento fortemente adsorvido pela matéria orgânica do solo formando complexos estáveis com os grupos fenólicos e carboxílicos presentes (KOPSELL; KOPSELL, 2006). É possível que, conforme já demonstrado para outros compostos orgânicos (biossólidos, esterco bovino e suíno, cama de aviário, composto de lixo urbano, efluente de

indústria de laticínio e de suinocultura, etc), a adição de efluentes de esgoto via irrigação eleve a complexação do Cu na matriz do solo reduzindo sua disponibilidade para as plantas (MIYAZAWA et al., 2002; BOLAN et al., 2003, KUNHIKRISHNAN et al., 2011).

Dechen; Nachtigall (2006) afirmam que o zinco também pode ser retido pela matéria orgânica, argilas silicatadas e óxidos e hidróxidos de Fe do solo. No entanto, é provável que a presença de Zn em níveis ligeiramente abaixo de sua faixa de suficiência (25-200 mg kg<sup>-1</sup>) nas plantas irrigadas com águas residuárias se deva à alta mobilidade do nutriente, que pode ter ocasionado sua migração para os tecidos produtivos da planta durante as fases de florescimento e produção.

Os teores de ferro nessas plantas, em contrapartida, se situaram acima do nível crítico de 250 mg kg<sup>-1</sup> para a cultura do algodoeiro (OLIVEIRA, 2004). Porém, devido à rápida conversão dos compostos de ferro solúveis a compostos insolúveis indisponíveis para as plantas, casos de toxicidade por Fe são raros ocorrendo apenas quando os valores médios do nutriente nos tecidos vegetais ultrapassam 500 mg kg<sup>-1</sup> (MARTENS; WESTERMANN, 1991; RÖMHELD; NIKOLIC, 2006).

O boro exerce importantes funções no metabolismo de carboidratos do algodoeiro intervindo também na absorção e no metabolismo dos cátions, sobretudo do cálcio (DECHEN; NACHTIGALL, 2006). A cultura se destaca como altamente exigente em B acumulando-o em quantidades que variam de 170 a 680 g ha<sup>-1</sup> ao longo de seu ciclo (ROCHESTER, 2007). Todavia se observou, no presente estudo, que o boro presente no solo original foi o suficiente para nutrir adequadamente as plantas de algodoeiro que, ao final do ciclo, apresentaram teores foliares de B acima da faixa de suficiência para a cultura (Tabela 3.3) que oscila entre 30 e 100 mg kg<sup>-1</sup> (MALAVOLTA, 1997; OLIVEIRA, 2004; GALRÃO, 2004; ROCHESTER et al., 2012).

Pesquisas recentes visando avaliar os efeitos da aplicação de efluentes de esgotos na agricultura geralmente têm relatado elevação nos teores de micronutrientes nos tecidos vegetais das plantas cultivadas. Castro et al. (2011) conduziram estudo em condições de campo, na Espanha, em que irrigaram espécies forrageiras com efluente proveniente da estação de tratamento de esgotos municipal. Os autores constataram, ao final de 24 meses, que quando comparadas ao tratamento controle irrigado com água do sistema de abastecimento público, gramíneas que receberam águas residuárias apresentavam teores foliares similares de Zn e mais elevados de Fe, Mn e Cu.

Saffari; Saffari (2013) observaram que a irrigação com esgoto tratado foi capaz de elevar os teores de Zn, Mn, Cu e Fe até níveis ótimos para a cultura do feijoeiro, em todas as partes da planta. Níveis excessivos de zinco, no entanto, foram reportados por Chávez et al. (2012) em folhas de alfafa irrigadas com esgoto bruto ou parcialmente tratado. Conforme os autores, altos teores de Zn no solo podem representar problema para futuros cultivos na área visto que podem afetar a absorção de nitrogênio e conduzir à deficiência do nutriente quando este estiver presente em baixos teores.

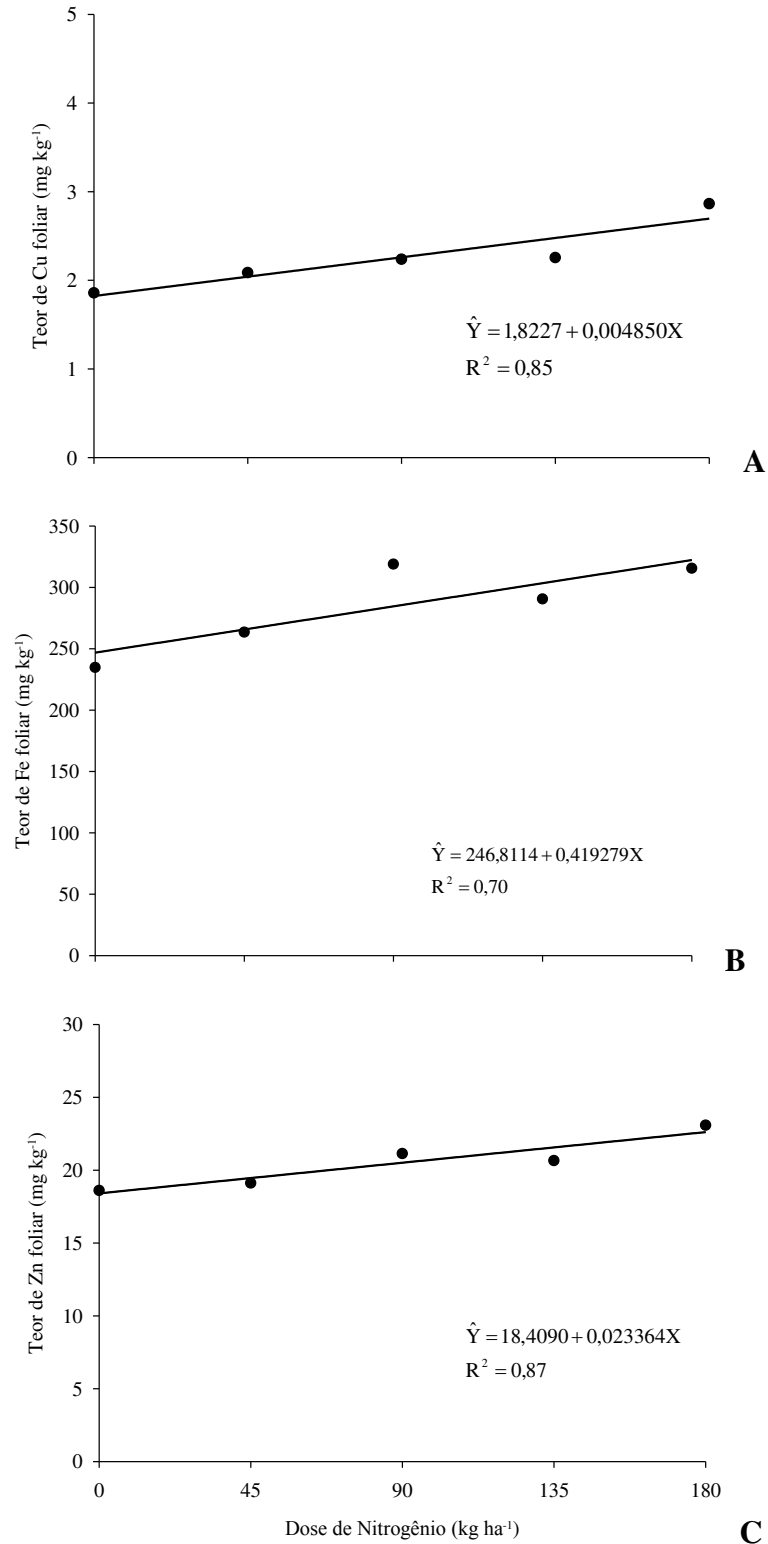
De acordo com Feigin et al. (1991) a resposta das plantas à aplicação de nutrientes via irrigação com águas residuárias está condicionada a diversos fatores, em especial à espécie cultivada, fase de crescimento em que se encontra e seu nível de sanidade e à disponibilidade dos demais nutrientes.

No que concerne aos níveis crescentes de adubação nitrogenada observou-se, neste estudo, que propiciaram maior acúmulo de micronutrientes no tecido das folhas do algodoeiro. Cada elevação de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N aplicada ao solo resultou em incrementos de 0,5, 41,9 e 2,3 mg kg<sup>-1</sup> nos teores foliares de cobre, ferro e zinco, respectivamente (Figura 3.4).

Sabe-se que os micronutrientes catiônicos têm sua disponibilidade consideravelmente influenciada pelo pH do solo, que afeta a solubilização e consequente absorção desses metais pelas plantas. Lindsay (1991) afirma que a solubilidade do ferro no solo decresce aproximadamente mil vezes para cada unidade de aumento do pH, ocasionando também impactos menos severos na atividade de Mn, Cu e Zn. Visto que a ureia é reconhecidamente um agente acidificante do solo, é admissível que a elevação nas doses de fertilizante tenha promovido redução do pH do solo com consequente aumento na solubilidade e na atividade dos micronutrientes cobre, ferro e zinco, tornando-os, desta forma, mais disponíveis à absorção radicular e ao acúmulo nos tecidos vegetais.

O boro, por sua vez, não foi afetado pela adubação química, possivelmente em função de sua maior biodisponibilidade em diferentes faixas de pH do solo podendo ser absorvido, pelas plantas, como ácido bórico em condições de neutralidade e como ânion borato a maiores valores de pH (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

**Figura 3.4** - Teores de cobre (A), ferro (B) e zinco (C) no tecido foliar do algodoeiro ao final do ciclo da cultura em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo



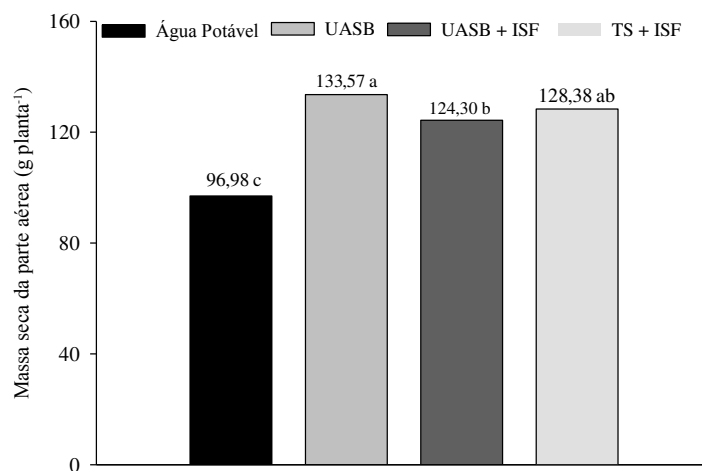


### 3.3.2. Acúmulo de matéria seca

Plantas de algodoeiro irrigadas com efluentes de esgoto acumularam até 38% mais matéria seca na parte aérea em relação às que receberam água potável de abastecimento (Figura 3.5). Maior peso médio de biomassa seca foi obtido pelo algodoeiro irrigado com efluente tratado por reator UASB (133,57 g planta<sup>-1</sup>) refletindo a melhor condição nutricional dessas plantas que, conforme já mencionado (Tabelas 3.2 e 3.3), apresentaram teores foliares de K, S e Zn mais elevados que as demais.

Numerosos trabalhos na literatura têm atribuído alterações na biomassa de plantas cultivadas à aplicação de efluentes de esgotos domésticos tratados. Estudos conduzidos por Mañas et al. (2009), Castro et al. (2011) e Plevich et al. (2012) relatam que a irrigação com águas residuárias tratadas foi capaz de elevar o acúmulo de biomassa seca de alface, espécies forrageiras e alfafa, respectivamente. Bame et al. (2014) cultivaram plantas de milho em 3 solos contrastantes sob irrigação com esgoto doméstico tratado em reator anaeróbico compartimentado e constataram que a aplicação do efluente propiciou a obtenção de plantas com produção de matéria seca similar à verificada sob cultivo convencional, com adubação NPK na dose recomendada para a cultura e irrigação com água potável. Segundo os autores, os efluentes de esgotos domésticos tratados têm potencial de incrementar o crescimento e a nutrição de plantas em solos com diferentes propriedades físico-químicas.

**Figura 3.5** - Massa seca da parte aérea das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação



Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

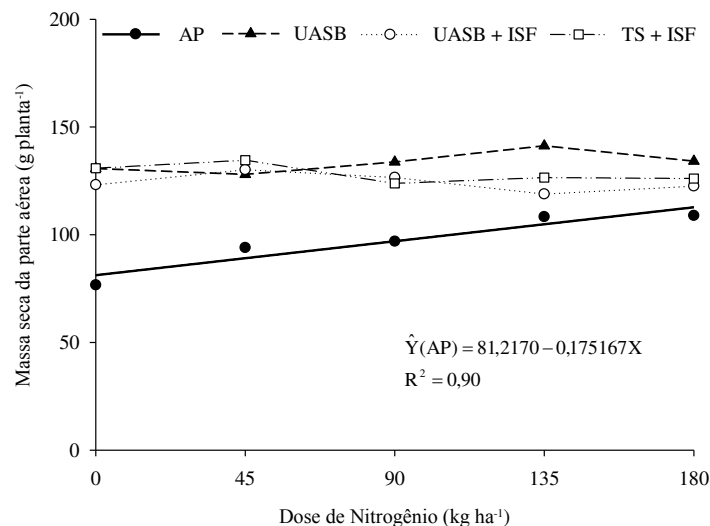
UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Para o algodoeiro branco cultivar CNPA 8MH, Bezerra; Fideles Filho (2009) constataram que plantas irrigadas com efluente de esgoto tratado produziram cerca de 4 vezes mais matéria seca do que as que receberam água potável do sistema de abastecimento público municipal. Os autores creditaram os resultados ao efeito fertilizante do nitrogênio presente nas águas residuárias, que teria a mesma eficácia do nutriente aplicado na forma mineral via adubação.

Outros estudos têm constatado, porém, que apesar do potencial de contribuir para o crescimento das plantas, a irrigação com efluentes de esgotos pode resultar em desbalanços nutricionais e produtividade abaixo da adequada, sendo recomendável um monitoramento periódico das condições da planta e do solo e, se necessário, suplementação com adubos minerais (PEREIRA et al., 2011).

Referente às doses de fertilizante nitrogenado testadas nesta pesquisa, constatou-se que seu efeito na matéria seca das plantas foi distinto para os diferentes tipos de água utilizados para irrigação. Plantas que receberam água potável e, portanto, não contavam com outra fonte de nutrientes, foram beneficiadas pelo nitrogênio aplicado ao solo, com maiores acúmulos de matéria seca associados aos níveis mais elevados de adubação mineral (Figura 3.6).

**Figura 3.6** - Massa seca da parte aérea das plantas de algodoeiro em função da qualidade da água de irrigação e das doses de N aplicadas ao solo



AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Este efeito, porém, não foi observado para o algodoeiro irrigado com efluentes de esgotos que, mesmo na ausência de fertilizante nitrogenado, apresentou produção de biomassa superior à verificada sob irrigação com água potável e adubação com a dose mais elevada de N mineral ( $180 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Este resultado se assemelha ao observado por Sousa Neto et al. (2012) que, cultivando algodoeiro herbáceo, cultivar 8H, irrigado com esgoto tratado diluído em diferentes proporções, constataram não haver diferenças significativas na área foliar nem na produção de matéria seca entre plantas irrigadas com águas residuárias e aquelas adubadas com  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  de N,  $90 \text{ kg ha}^{-1}$  de P,  $170 \text{ kg ha}^{-1}$  de K e  $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de S.

O acúmulo de massa seca nas plantas reflete a taxa de fotossíntese líquida ocorrida durante todo o ciclo da cultura sendo extremamente influenciada pelas concentrações celulares de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio e enxofre, os quais participam ativamente dos processos metabólicos de geração de fotoassimilados. Desta forma, é conveniente afirmar que a aplicação de efluentes no solo fornece, ao sistema solo-planta, água e nutrientes que poderão ser utilizados pelas culturas para sua nutrição e consequente produção de matéria seca.

Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que esgotos domésticos tratados em sistemas anaeróbios e pós-tratados em filtros de areia intermitentes têm elevado valor nutricional, podendo ser utilizados para suplementar a fertilização de plantas com alta demanda por nutrientes, como o algodoeiro herbáceo. Os efluentes foram hábeis em compensar a adubação nitrogenada mineral e, em comparação ao manejo convencional (irrigação com água potável e fertilizante químico) produziram plantas com maiores teores foliares de macro e micronutrientes, com exceção do fósforo, cuja concentração reduzida nos tecidos das plantas que receberam esgotos tratados. Assim, ao se utilizar esses efluentes para a irrigação do algodoeiro, é recomendável fornecer suplementação mineral de fósforo na ocasião do plantio e realizar o monitoramento do estado nutricional da cultura na fase de maior demanda.

### **3.4. CONCLUSÕES**

A nutrição das plantas de algodoeiro foi beneficiada pela aplicação dos efluentes de esgotos tratados, com exceção do fósforo, que apresentou teores foliares mais elevados quando a irrigação foi realizada com água potável.

Plantas de algodoeiro irrigadas com efluentes de esgotos tratados acumulam mais matéria seca que as cultivadas sob manejo convencional composto por irrigação com água potável e adubação com 90 kg ha<sup>-1</sup> de N.

A aplicação de efluente de esgoto doméstico tratado proporciona fornecimento adequado de nitrogênio a plantas de algodoeiro permitindo a substituição da água de irrigação e da adubação nitrogenada mineral.

### 3.5. REFERÊNCIAS

- APHA/AWWA/WEF. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. (eds). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>st</sup>. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1082 p.
- BAME, I. B.; HUGHES, J. C.; TITSHALL, L.W.; BUCLEY, C. A. The effect of irrigation with anaerobic baffled reactor effluent on nutrient availability, soil properties and maize growth. **Agricultural Water Management**, v.134, n.1, p.50-59, 2014.
- BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1995. 414p.
- BARROS, K. K.; NASCIMENTO, C. W. A.; FLORENCIO, L. Nematode suppression and growth stimulation in corn plants (*Zea mays* L.) irrigated with domestic effluent. **Water Science and Technology**, London, v.66, n.3, p. 681-688, 2012.
- BEZERRA, B. G.; FIDELES FILHO, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. **Revista Ciência Agrônômica**, v.40, n.3, p.339-345, 2009.
- BLANCHAR, R. W.; REHM, G.; CALDWELL, A. C. Sulfur in plant material by digestion with nitric and perchloric acid. **Proceedings of the Soil Science Society of America**, v. 29, p.71-72, 1963.
- BOLAN, N.; ADRIANO, D.; MANI, S.; KHAN, A. Adsorption, complexation, and phytoavailability of copper as influenced by organic manure. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.22, n.2, p.450-456, 2003.
- CAO, W.; TIBBITTS, T. W. Growth, carbon dioxide exchange and mineral accumulation in potatoes grown at different magnesium concentrations. **Journal of Plant Nutrition**, v.15, n.9, p.1359-1371, 1992.
- CARVAJAL, M.; MARTÍNEZ, V.; CERDÁ, A. Influence of magnesium and salinity on tomato plants grown in hydroponic culture. **Journal of Plant Nutrition**. v.22, n.1, p.177-190, 1999.
- CARVALHO, M. V. S.; FERREIRA, G. B.; CARVALHO, O. S.; SILVA, O. R. R. F.; MEDEIROS, J. C. Nutrição, calagem e adubação. In: BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P. (eds.) **O agronegócio do algodão no Brasil**. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p.677-789.
- CASTRO, E.; MAÑAS, M. P.; DE LAS HERAS, J. Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth. **Water Science and Technology**, London, v.63, n.8, p.1678-1688, 2011.

- CHÁVEZ, A.; RODAS, K.; PRADO, B.; THOMPSON, R.; JIMÉNEZ, B. An evaluation of the effects of changing wastewater irrigation regime for the production of alfalfa. **Agricultural Water Management**, v.113, p.76-84, 2012.
- CHIOU, R. J. Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.142, n.1-3, p.255-262, 2008.
- CHOUDHURY, T. M. A.; KHANIF, Y. M. Evaluation of effects of nitrogen and magnesium fertilization on rice yield and fertilizer nitrogen efficiency using <sup>15</sup>N tracer technique. **Journal of Plant Nutrition**, v.24, n.6, p.855-871, 2001.
- COSTA, M. S.; COSTA, Z. V. B.; ALVES, S. M. C.; FERREIRA NETO, M. F.; MARINHO, M. J. C. Avaliação nutricional do milho cultivado com diferentes doses de efluente doméstico tratado. **Irriga**, v.1, n.01 (ed.esp.), p.12-26, 2012.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p.327-354.
- DEVKOTA, M.; MARTIUS, C.; LAMERS, J. P. A.; SAYRE, K. D.; DEVKOTA, K. P.; VLEK, P. L. G. Tillage and nitrogen fertilization effects on yield and nitrogen use efficiency of irrigated cotton. **Soil and Tillage Research**, v.134, p.72-82, 2013.
- DONG, C.X.; ZHOU, J. M.; FAN, X. H.; WANG, H. Y.; DUAN, Z. Q.; TANG, C. Application methods of calcium supplements affect nutrient levels and calcium forms in mature tomato fruits. **Journal of Plant Nutrition**, v.27, n.8, p.1443-1455, 2005.
- ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A.; SANTOS, F. C. Potássio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 552-594.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- GALRÃO, E. Z. Micronutrientes. In: SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. eds. **Cerrado - Correção do solo e adubação**. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. p.185-226.
- HAMILTON, A. J., STAGNITTI, F., XIONG, X., KREIDL, S. L., BENKE, K. K., MAHER, P. Wastewater irrigation: the state of play. **Vadose Zone Journal**, v.6, n.4, p.823-840, 2007.
- HANEKLAUS, S.; BLOEM, E.; SCHNUG, E.; de KOK, L. J.; STULEN, I. Sulfur. In: BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. **Handbook of Plant Nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p.183-238.
- HAVLIN, J. L.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil Fertility and Fertilizers**. 8ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2013. 528p.
- HAWKESFORD, M.; HORST, W.; KICHEY, T.; LAMBERS, H.; SCHJOERRING, J.; MØLLER, I. S.; WHITE, P. Functions of Macronutrients. In: MARSCHNER, P. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. London: Academic Press, 2012. p.135-189.
- HODGES, S. C.; CONSTABLE, G. Plant responses to mineral deficiencies and toxicities. In: STEWART, J. M.; OOSTERHUIS, D.; HEITHOLT, J. J.; MAUNEY, J. (eds.). **Physiology of Cotton**. Springer, 2010. p.142-161.

- JACKSON, M. L. **Soil Chemical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1965. 498p.
- JUSTIN, M. Z.; PAJK, N.; ZUPANC, V.; ZUPANČIČ, M. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: Biomass and growth response. **Waste Management**, Elmsford, v.30, n.6, p.1032-1042, 2010.
- KALAVROUZOTIS, I. K.; KOUKOULAKIS, P.; SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI, M.; PAPANIKOLAOU, C. Effects of treated municipal wastewater on the essential nutrient interactions in the plant of *Brassica oleracea* var. Italica. **Desalination**, v.242, n.1-3, p.297-312, 2009.
- KHAN, MOAZZAM A.; SHAUKAT, S. S.; KHAN, M. A. Growth, yield and nutrient content of sunflower (*Helianthus annuus* L.) using treated wastewater from waste stabilization ponds. **Pakistan Journal of Botany**, v.41, n.3, p.1391-1399, 2009.
- KOPSELL, D. E.; KOPSELL, D. A. Copper. In: BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. **Handbook of Plant Nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p.293-328.
- KOPSELL, D. E.; KOPSELL, D. A.; SAMS, C. E.; BARICKMAN, C. T. Ratio of calcium to magnesium influences biomass, elemental accumulations, and pigment concentrations in kale. **Journal of Plant Nutrition**, v.36, n.4, p.2154-2165, 2013.
- KUNHIKRISHNAN, A.; BOLAN, N. S.; NAIDU, R. Phytoavailability of copper in the presence of recycled water sources. **Plant and Soil**, v.348, n.1-2, p.425-438, 2011.
- LASA, B.; FRECHILLA, S.; ALEU, M.; GONZÁLEZ-MORO, B.; LAMSFUS, C.; APARICIO-TEJO, P. M. Effects of low and high levels of magnesium on the response of sunflower plants grown with ammonium and nitrate. **Plant and Soil**, v.225, n.1-2, p.167-174, 2000.
- LEVY, G. J.; FEIGENBAUM, S. The distribution of potassium and sodium between the solution and the solid phase in a ternary (K–Na–Ca) system. **Australian Journal of Soil Research**, v.34, n.5, p.749-754, 1996.
- LINDSAY, W. L. Inorganic Equilibria Affecting Micronutrients in Soils. In: MORTVEDT, J. J.; COX, F. R.; SHUMAN, L. M.; WELCH, R. M. (eds). **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1991. p.89-112.
- MALAVOLTA, E. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 315p.
- MAÑAS, P.; CASTRO, E.; DE LAS HERAS, J. Irrigation with treated wastewater: Effects on soil, lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop and dynamics of microorganisms. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v.44, n.12, p.1261-1273, 2009.
- MARTENS, D. C.; WESTERMANN, D. T. Fertilizer applications for correcting micronutrient deficiencies. In: MORTVEDT, J. J.; COX, F. R.; SHUMAN, L. M.; WELCH, R. M. (eds) **Micronutrients in agriculture**. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1991. p.549-592.
- MERHAUT, D. J. Magnesium. In: BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. **Handbook of Plant Nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p.145-181.
- MIYAZAWA, M.; GIMINEZ, S. M. N.; YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. L.; KAMOGAWA, M. Y. Absorption and toxicity of copper and zinc in bean plants cultivated in soil treated with chicken manure. **Water, Air and Soil Pollution**, v.138, n.1-4, p.211-222, 2002.
- MOHAMMAD, M. J.; AYADI, M. Forage yield and nutrient up take as influenced by secondary treated wastewater. **Journal of Plant Nutrition**, v.27, p.351-364, 2004.

- MOJID, M. A.; WYSEURE, G. C. L.; BISWAS, S. K. Requirement of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers for wheat cultivation under irrigation by municipal wastewater. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v.12, n.4, p.655-665, 2012.
- NOGUEIRA, S. F.; PEREIRA, B. F. F.; PAULA, A. M.; SANTOS, J. A., MONTES, C. R. Treated sewage effluent: Agronomical and economical aspects on bermudagrass production. **Agricultural Water Management**, v.116, n.1, p.151-159, 2013.
- OLIVEIRA, S. A. Análise Foliar. In: SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. (eds). **Cerrado - Correção do solo e adubação**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p.245-256.
- OOSTERHUIS, D. M.; OKUBA, M. A.; MOZAFFARI, M. Effect of soil-applied nitrogen fertilizer on the nitrogen content of cotton flowers. In: N.A. Slaton (ed.) **Arkansas Soil Fertility Studies 2007**. Arkansas Experiment Station, Research Series 558. Fayetteville: University of Arkansas, 2008. p.43-44.
- OSEMWOTA, I. O.; OMUETI, J. A. I.; OGBOGHODO, A. I. Effect of calcium/magnesium ratio in soil on magnesium availability, yield, and yield components of maize. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.38, n.19-20, p.2849-2860, 2007.
- PEÑALOSA, J. M.; CÁCERES, M. D.; SARRO, M. J. Nutrition of bean plants in sand culture: influence of calcium/potassium ratio in the nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, v.18, n.12, p.2023-2032, 1995.
- PEREIRA, B. F. F.; HE, Z. L.; SILVA, M. S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S. F.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Reclaimed wastewater: Impact on soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v.192, n.1, p.54-61, 2011.
- PLEVICH, J. O.; DELGADO, A. R. S.; SAROFF, C.; TARICO, J. C.; CRESPI, R. J.; BAROTTO, O. M. El cultivo de alfalfa utilizando agua de perforación, agua residual urbana y precipitaciones. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.12, p.1353-1358, 2012.
- QADIR, M., WICHNELS, D., RASCHID-SALLY, L., SINGH MINHAS, P., DRECHSEL, P., BAHRI, A., MCCORNICK, P. Agricultural use of marginal-quality water - opportunities and challenges. In: MOLDEN, D. (Ed.) **Water for Food; Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture**. London: Routledge, 2007. p.425-457.
- REDDY, K. R.; ZHAO, D. Interactive effects of elevated CO<sub>2</sub> and potassium deficiency on photosynthesis, growth, and biomass partitioning of cotton. **Field Crops Research**, v.94, n.2, p.201-213, 2005.
- ROCHESTER, I. J. Nutrient uptake and export from an Australian cotton field. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.77, n.3, p.213-223, 2007.
- ROCHESTER, I. J.; CONSTABLE, G. A.; OOSTERHUIS, D. M.; ERRINGTON, M. Nutritional requirements of cotton during flowering and fruiting. In: OOSTERHUIS, D. M.; COTHREN, J. T. (Eds.) **Flowering and fruiting in cotton**. The cotton foundation reference book series - Number Eight. Cordova: The Cotton Foundation, 2012. p.35-50.
- RÖMHELD, V.; NIKOLIC, M. Iron. In: BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. **Handbook of Plant Nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p.329-350.
- SAFFARI, V. R.; SAFFARI, M. Effect of treated municipal wastewater on bean growth, soil chemical properties, and chemical fractions of zinc and copper. **Arabian Journal of Geosciences**, v.6, n.11, p.4475-4485, 2013.

SOUSA NETO, O. N.; ANDRADE FILHO, J.; DIAS, N. S.; REBOUÇAS, J. R. L.; OLIVEIRA, F. R. A.; DINIZ, A. A. Fertirrigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.2, p.200-208, 2012.

THAPLIYAL, A.; VASUDEVAN, P.; DASTIDAR, M. G. Effects of irrigation with domestic wastewater on productivity of green chili and soil status. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.44, n.15, p.2327-2343, 2013.

ZHARARE, G. E.; ASHER, C. J.; BLAMEY, F. P. C. Magnesium antagonizes pod-zone calcium and zinc uptake by developing peanut pods. **Journal of Plant Nutrition**, v.34, n.1, p.1-11, 2010.



**CAPÍTULO 4**

---

**ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM LUVISSOLO CULTIVADO COM ALGODOEIRO  
E IRRIGADO COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

## CAPÍTULO 4

### **Atributos químicos de um Luvissole cultivado com algodoeiro e irrigado com águas residuárias**

**RESUMO:** Objetivou-se, neste estudo, avaliar os efeitos da adubação nitrogenada e da irrigação com efluentes de esgotos tratados por diferentes métodos nas características químicas de um Luvissole Crômico após o cultivo de um ciclo de algodão herbáceo. Instalou-se experimento em ambiente coberto, disposto em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5 x 4. Foram testadas cinco doses de nitrogênio no substrato aplicadas via adubação mineral (0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) e quatro fontes de água de irrigação (água potável, efluente de esgoto tratado em reator UASB, efluente tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes em série e efluente tratado em tanque séptico e pós-tratado em um filtro de areia intermitente) com quatro repetições. A irrigação foi realizada diariamente, de acordo com a demanda hídrica do algodoeiro, resultando em um total de 620 mm ou 94 l de água ou efluentes aplicados durante o cultivo. Constatou-se que a aplicação dos efluentes não foi eficiente em repor os nutrientes exportados do solo em função do cultivo do algodoeiro. Em relação ao manejo convencional com água potável, a irrigação com esgotos tratados proporciona maior aporte e acúmulo de micronutrientes, K e Na no solo, elevando os riscos de sodificação das áreas irrigadas.

**Palavras-chave:** Águas residuárias. Fertilidade do solo. Irrigação.

## **Chemical properties of a haplustalfs soil cultivated with cotton under irrigation with treated wastewater**

**ABSTRACT:** This study aimed to investigate the effects of nitrogen fertilization and irrigation with domestic wastewater treated by different methods on the chemical characteristics of a haplustalfs soil after cultivation with cotton. A pot experiment was conducted in a covered area, and arranged in a factorial (5 x 4) completely randomized design, with four replications. Five doses of nitrogen fertilization (0, 45, 90, 135 and 180 kg ha<sup>-1</sup>) and four sources of irrigation water (freshwater, wastewater treated by an UASB reactor, wastewater treated by an UASB reactor and post treated by 2 intermittent sand filter in series, wastewater treated in a septic tank and post treated by an intermittent sand filter) were tested. Irrigation was performed daily according to the cotton water demand, which resulted in an amount of 620 mm or 94 l of irrigation water or effluent applied during the crop cycle. It was found that wastewater irrigation was not effective in restoring nutrients exported by cotton crop. When compared to the conventional management with freshwater irrigation, treated wastewater provides greater input and accumulation of micronutrient, K and Na in soil, increasing the risk of sodification in irrigated areas.

**Key words:** Wastewater. Soil fertility. Irrigation.

## 4.1. INTRODUÇÃO

Regiões áridas e semiáridas são caracterizadas por seus elevados índices de evapotranspiração que excedem a precipitação na maior parte do ano. Nessas regiões o sucesso da agricultura se baseia na irrigação, utilizada para reduzir o déficit hídrico para as culturas e viabilizar a obtenção de produtividades agrícolas satisfatórias. Por outro lado, um dos principais problemas sociais e ambientais em áreas semiáridas é a escassez de água doce que, provavelmente, se intensificará ao longo dos próximos anos devido não apenas às elevadas taxas de crescimento populacional mas também ao aumento da demanda de água para o setor agrícola (BEDBABIS et al., 2014).

A aplicação de esgotos domésticos tratados no sistema solo-planta é, portanto, uma alternativa atrativa, que permite aumentar a oferta de água disponível e alavancar o desenvolvimento agrícola de áreas atingidas pela seca. Esta prática é benéfica também sob a perspectiva ambiental visto que, ao utilizar o solo como filtro natural, reduz os impactos negativos da descarga excessiva de nutrientes e contaminantes promovida pela disposição desses efluentes nas águas superficiais (BAME et al., 2014).

Pesquisas em todo o mundo têm atestado a eficiência dos efluentes de esgotos municipais na substituição da água de irrigação para diferentes cultivos agrícolas (MARTÍNEZ et al., 2013). Grande ênfase tem sido dada ao reaproveitamento dos nutrientes orgânicos e inorgânicos presentes em águas residuais para a fertilização de lavouras, o que tem permitido substituir parcialmente, ou mesmo eliminar, a necessidade de adubação convencional. Diversos relatos na literatura associam a prática do reúso agrícola à obtenção de incrementos na produtividade agrícola (LEAL et al., 2009a; MAÑAS et al., 2009), nutrição adequada de plantas (BEDBABIS et al., 2010) e alterações benéficas nas características físico-químicas do solo tais como: elevação na fertilidade (GWENZI; MUNONDO, 2008; BAME et al., 2014), redução da acidez (JAHANTIGH, 2008; LEAL et al., 2009b; TARCHOUNA et al., 2010), acréscimo nos teores de matéria orgânica (RUSAN et al., 2007; XU et al., 2010; CASTRO et al., 2011; SAFARI; SAFFARI, 2013) e melhoria da agregação das partículas.

No entanto, o uso de águas residuárias também pode resultar em efeitos negativos, como o incremento da salinidade do solo, alterações do pH para valores indesejáveis, criação de condições anaeróbias na zona radicular e acúmulo ou lixiviação excessiva de nutrientes e metais pesados (ARIENZO et al., 2009).

A aplicação contínua de efluentes de esgotos na irrigação pode, ainda, aumentar os teores de sódio trocável no complexo de troca em detrimento de cálcio, magnésio e potássio trocáveis, originando problemas de salinidade e sodicidade, com impactos negativos na estrutura e na capacidade de absorção de água do solo (MANDAL et al., 2008; LADO; BENHUR, 2009; MUYEN et al., 2010). Além disso, alguns micronutrientes potencialmente prejudiciais ao desenvolvimento de espécies vegetais sensíveis, tais como o boro e os metais pesados, podem ser encontrados em efluentes de esgotos municipais (CASTRO et al., 2011) e seu progressivo acúmulo no solo pode inviabilizar a exploração agrícola. Portanto, antes de se planejar a irrigação de águas residuais em longo prazo, é de primordial importância a avaliação dos possíveis efeitos da irrigação com águas residuais na degradação do solo.

Os efeitos das águas residuais no solo dependem, todavia, de uma série de fatores, tais como a fonte e a qualidade dos esgotos, as culturas a serem irrigadas e as características do solo. Impactos positivos e negativos da irrigação com efluentes de esgoto devem ser avaliados caso a caso, sempre associados ao tipo de solo irrigado e ao manejo previsto para a área (MOJID; WYSEURE, 2013).

Objetivou-se, com este trabalho, avaliar os impactos do reúso de esgotos domésticos tratados e da adubação nitrogenada nas propriedades químicas de um solo típico de regiões semiáridas.

## **4.2. MATERIAL E MÉTODOS**

Conforme descrito no Capítulo 1, o experimento foi conduzido em vasos de 40 l preenchidos com Luvisolo crômico (EMBRAPA, 1999). Os tratamentos foram arranjos em esquema fatorial (5 x 4) cujos fatores constavam de 5 níveis de adubo nitrogenado: 0, 45, 90, 135 e 180 kg ha<sup>-1</sup> e 4 qualidades de água de irrigação: água potável (AP); efluente de esgoto tratado em reator UASB (UASB); efluente de esgoto tratado em reator UASB e pós-tratado em dois filtros de areia intermitentes de 0,5 m de profundidade em série (UASB+ISF); efluente de esgoto tratado em fossa séptica e pós-tratado em um filtro de areia intermitente de 1 m de profundidade (TS+ISF). O período de cultivo irrigado foi de 123 dias, com lâmina total aplicada de aproximadamente 620 mm, o que equivale a um volume de 95 l de água ou efluentes, em cada vaso.

O solo utilizado para preenchimento dos vasos foi submetido a análises a fim de que se determinassem as características químicas, físicas e mineralógicas do solo pré-cultivo. Após o término do ciclo do algodoeiro, amostras de solo de cada um dos vasos foram

coletadas e encaminhadas para caracterização química em laboratório. Determinaram-se: a matéria orgânica pelo método titrimétrico de Walkley Black; o pH do solo (acidez ativa) pelo método potenciométrico em solução aquosa; a acidez potencial por meio da extração de  $H^+$  +  $Al^{3+}$  por acetato de cálcio a pH 7; as concentrações trocáveis dos macronutrientes cálcio e magnésio, pelo método volumétrico com EDTA; potássio e sódio por fotometria de chama; e fósforo disponível extraído por solução Mehlich-1 (EMBRAPA, 1997) e os teores de cobre, ferro, manganês e zinco extraídos com ácido dietilenotriaminopentaacético (DTPA) e boro, pelo método da água quente (RAIJ et al., 2001).

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e à análise de variância utilizando-se o software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). Os efeitos das diferentes qualidades de água de irrigação foram comparados pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade enquanto os efeitos das doses de nitrogênio foram avaliados mediante análises de regressão.

### 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 4.3.1. Caracterização inicial do solo e das águas de irrigação

Os resultados das análises químicas, granulométricas e mineralógicas do solo antes do cultivo do algodoeiro são apresentados na Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** - Caracterização inicial do Luvissole crômico utilizado no experimento em vasos

Atributos químicos		Atributos físicos e mineralógicos	
pH em água	7,2		
CE ( $dS\ m^{-1}$ )	0,34	Distribuição das partículas	
Matéria orgânica ( $g\ kg^{-1}$ )	23,4		
P disponível ( $mg\ dm^{-3}$ )	52,8	Argila ( $g\ kg^{-1}$ )	20
$Ca^{2+}$ ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	178,5	Silte ( $g\ kg^{-1}$ )	16
$Mg^{2+}$ ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	127,3	Areia fina ( $g\ kg^{-1}$ )	25
$K^+$ ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	3,8	Areia grossa ( $g\ kg^{-1}$ )	39
$Na^+$ ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	6,7		
SB ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	316,3	Relação Silte/Argila	0,80
$H+Al^{3+}$ ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	0		
CTC ( $mmol_c\ dm^{-3}$ )	316,3	Classificação textural	Franco-Arenosa
B ( $mg\ dm^{-3}$ )	0,69		
Cu-DTPA ( $mg\ dm^{-3}$ )	1,9	Grupamento textural	Moderada
Fe-DTPA ( $mg\ dm^{-3}$ )	22		
Mn-DTPA ( $mg\ dm^{-3}$ )	20,2		
Zn-DTPA ( $mg\ dm^{-3}$ )	2,3		

Cu-DTPA, Fe-DTPA, Mn-DTPA, Zn-DTPA: concentrações de cobre, ferro, manganês e zinco extraídas por DTPA

O solo apresenta elevada fertilidade natural caracterizada por seus altos teores de fósforo disponível (P-disponível) e dos cátions trocáveis potássio ( $K^+$ ), cálcio ( $Ca^{2+}$ ), e magnésio ( $Mg^{2+}$ ) os quais, de acordo com classificação proposta por Alvarez V. et al. (1999), se apresentam em valores muito bons para a agricultura. Os níveis dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) são altos, de acordo com Raji et al. (1996). O teor de matéria orgânica se enquadra na faixa entre 11,7 e 23,2 g  $kg^{-1}$ , considerada média por Alvarez V. et al. (1999).

Trata-se de um solo de reação alcalina, com pH muito alto e níveis de acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ) e trocável ( $Al^{3+}$ ) muito baixos. O solo é normal quanto ao nível de sais (BOHN et al, 1985) e não sódico em relação ao percentual de saturação por sódio (PST = 2%) (PIZARRO, 1978). A principal limitação ao uso agrícola dos Luvisolos decorre da falta de água que, geralmente, é intensa nas áreas onde ocorrem (LEITE; OLIVEIRA, 1996).

No que diz respeito às águas de irrigação, sua caracterização química pode ser observada na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** - Caracterização química da água potável e dos efluentes utilizados para irrigação. Salvo indicação contrária, os atributos estão expressos em  $mg L^{-1}$ .

	AP	UASB	UASB+ISF	TS+ISF	FAO <sup>a</sup>
pH	7,13 ± 0,61	7,55 ± 0,53	7,00 ± 0,41	6,74 ± 0,78	6,5-8,4
DQO	na	169 ± 21	36 ± 12	51 ± 7,9	-
N-Total	na	89	69	46	-
N-NH <sub>4</sub>	na	82 ± 4	14 ± 2	5 ± 2	-
N-NO <sub>3</sub>	na	0,31 ± 0,38	34 ± 2	36 ± 7	< 30
P-Total	na	4,3 ± 0,06	0,8 ± 0,1	3 ± 0,5	< 2
CE ( $dS m^{-1}$ )	0,78 ± 0,17	1,66 ± 0,24	1,22 ± 0,63	1,41 ± 0,07	0-3
Cálcio	33,16 ± 6,33	34,52 ± 6,87	43,52 ± 8,65	40,95 ± 7,39	< 400
Magnésio	26,58 ± 3,96	44,54 ± 9,07	34,05 ± 4,34	38,06 ± 1,53	< 61
Sódio	76,25 ± 3,61	157,21 ± 11,21	163,01 ± 9,98	148,43 ± 7,39	0-69
Potássio	5,32 ± 1,02	21,66 ± 0,65	20,25 ± 2,63	21,11 ± 0,55	< 2
RAS* ( $mmolL^{-1}$ ) <sup>0,5</sup>	2,39 ± 0,18	4,16 ± 0,30	4,49 ± 0,23	4,01 ± 0,31	< 9
Sulfatos	ausente	presente	Presente	presente	< 960
Bicarbonatos	116,39 ± 21,65	436,76 ± 97,96	107,85 ± 43,39	111,17 ± 50,70	< 610
Cloretos	176,28 ± 2,53	286,36 ± 11,21	265,52 ± 5,41	262,42 ± 8,98	< 350
Boro	0,24 ± 0,01	0,26 ± 0,10	0,35 ± 0,07	0,17 ± 0,03	< 0,70
Cobre	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,20
Ferro	< 0,05	0,46 ± 0,06	< 0,05	0,09 ± 0,01	5
Manganês	< 0,03	0,05 ± 0,01	< 0,03	< 0,03	0,20
Zinco	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	2

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

na: não avaliado; DQO: Demanda química de oxigênio; N-Total: Nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub>: Nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>3</sub>: Nitrito; P-Total: Fósforo total. \*RAS: Razão de adsorção de sódio:  $[Na/(Ca+Mg)/2]^{0,5}$

<sup>a</sup>Food and Agricultural Organisation (AYERS; WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992)

Na Tabela 4.2 estão dispostas também as diretrizes para interpretação da qualidade da água de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992). A presença de parâmetros acima dos limites caracteriza água com severa restrição de uso na agricultura.

Em relação aos riscos de salinidade e sodicidade, a água potável se enquadra na classe C2S1, que representa água de salinidade média, destinada ao cultivo de espécies tolerantes, e baixo risco de sodicidade, podendo ser utilizada para irrigação na maior parte dos solos.

Os efluentes tratados, por sua vez, pertencem à classe C3S1, que os caracteriza como de alta salinidade e baixa sodicidade, não devendo ser usados em solos com drenagem deficiente.

A água potável e as águas residuais contêm quantidades consideráveis de nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas e concentrações de micronutrientes e metais pesados abaixo do nível máximo estipulado pelas diretrizes da FAO para a irrigação de cultivos agrícolas. Sódio e potássio estão presentes em níveis elevados, especialmente nas águas residuárias. As elevadas concentrações de nitrato presente nos efluentes tratados UASB e TS+ISF podem desencadear problemas nutricionais em plantas cultivadas (Ayers; Westcot, 1985).

#### **4.3.2. Acidez e matéria orgânica**

Segundo Alvarez V. et al. (1999) para avaliar as características de acidez do solo são considerados: os tipos de acidez – ativa (pH) e trocável ( $Al^{3+}$ ); a saturação por alumínio e por bases; a capacidade tampão, estimada por meio da acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ) e o teor de matéria orgânica.

Após aproximadamente 4 meses de cultivo irrigado os valores médios de pH dos solos que receberam água potável (AP) e efluentes tratados (UASB, UASB+ISF e TS+ISF) foram similares, variando de 7,54 a 7,72 (Tabela 4.3). Este comportamento se deveu, possivelmente, à semelhança no pH das fontes de água utilizadas para irrigação e concorda com o observado por demais autores que compararam os efeitos da irrigação com água de boa qualidade e com esgotos tratados em solos agrícolas (TRAVIS et al., 2010; CASTRO et al., 2011; ZEMA et al., 2012; MARTINEZ et al., 2013; BEDBABIS et al., 2014).

Em comparação ao estado inicial do solo, constatou-se elevação pouco expressiva no pH, abaixo de 1 unidade, assemelhando-se ao descrito por Leal et al. (2009a) e Tarchouna et al. (2010) após a prática de reúso agrícola por 16 e 23 meses, respectivamente. Xu et al.



(2010) encontraram, no entanto, resultado divergente dos citados, tendo observado redução de 1,08 unidade no pH de um solo argilo-arenoso submetido a irrigação com efluentes durante 20 anos.

**Tabela 4.3** - Valores médios de pH, acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ) e matéria orgânica do solo (MOS) pós-cultivo em função da qualidade da água de irrigação

Fonte de água	pH (-log [H <sup>+</sup> ])	H <sup>+</sup> + Al <sup>3+</sup> (g dm <sup>-3</sup> )	MOS (g dm <sup>-3</sup> )
AP	7,60 a	0,00 a	11,77 b
UASB	7,54 a	0,54 a	14,05 a
UASB + ISF	7,60 a	0,79 a	12,55 ab
TS + ISF	7,72 a	0,00 a	11,94 b

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

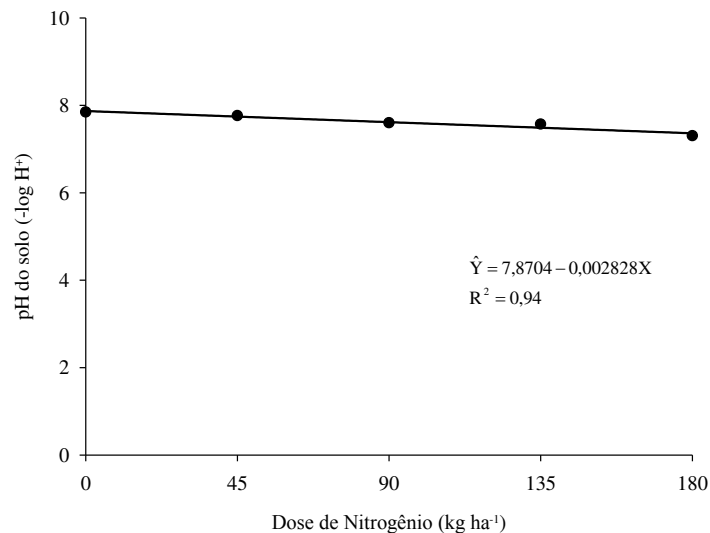
Essas pequenas alterações no pH do solo em função da aplicação de águas residuárias podem estar relacionadas à adição de elevadas doses de sulfatos (USMAN; GHALLAB, 2006), liberação de cátions trocáveis durante a mineralização da matéria orgânica (KIZILOGLU et al., 2008), oxidação de compostos orgânicos e nitrificação da amônia (MOHAMMAD; MAZAREH, 2003) ou à lixiviação excessiva de cátions básicos (XU et al., 2010). Segundo Laurenson et al. (2012) o nível das modificações na acidez ativa está condicionado ao pH inicial e à capacidade tampão, que é a habilidade do solo de resistir a flutuações em seu pH.

As doses crescentes de adubo nitrogenado, aplicadas por ocasião do plantio do algodoeiro, resultaram em leve acidificação do solo após um ciclo da cultura. Cada incremento de 100 kg ha<sup>-1</sup> na dose de N aplicada via ureia, correspondeu à redução de aproximadamente 0,3 unidades de pH do solo (Figura 4.1). Apesar de sua pequena magnitude o efeito acidificante do fertilizante nitrogenado foi consistente, ocorrendo independentemente da qualidade de água aplicada para irrigação.

A acidificação de solos como consequência da adubação nitrogenada é um fenômeno extensivamente narrado na literatura mesmo em condições de irrigação com efluentes de elevado pH. A ureia [CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>], quando adicionada ao solo, sofre hidrólise enzimática que transforma o nitrogênio presente na forma amídica em íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (TASCA et al., 2011). Em situações de solos alcalinos, como o do presente estudo, este composto passa rapidamente à forma de amônia (NH<sub>3</sub>) que, sob a ação das bactérias nitrificantes, é convertida a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e posteriormente a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) o qual é prontamente assimilado pelas

plantas. A reação de nitrificação do  $\text{NH}_3$  tem efeito acidificante uma vez que, para cada mol de  $\text{NO}_2^-$  formado, são liberados três prótons ( $\text{H}^+$ ).

**Figura 4.1** - pH do solo ao final do período de cultivo irrigado em função das doses de N aplicadas via adubação



É possível verificar, na Figura 4.1 que, apesar das alterações sofridas, o pH do solo se manteve acima de 7,0, faixa considerada por Alvarez V. et al. (1999) muito alta para a agricultura. Contudo, em situações de uso contínuo, os fertilizantes podem provocar redução progressiva e duradoura do pH, o que interfere na dinâmica de solubilização dos íons do solo, afetando diretamente sua absorção pelas plantas cultivadas.

Não se constatou, no solo, a presença de níveis significativos de acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) antes ou após o cultivo, o que era esperado, uma vez que, conforme Sousa et al. (2007), em solos com valores de pH superiores a 5,5 o Al se encontra hidrolisado sendo precipitado na forma de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Solos com pH acima de 7,0 também não apresentam quantidades consideráveis de prótons ( $\text{H}^+$ ), o que explica a baixa ocorrência de acidez potencial ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ) no presente estudo (Tabela 4.3).

O cultivo do algodoeiro herbáceo provocou severa redução no teor original de matéria orgânica do solo (MOS) que passou de  $23,4 \text{ g kg}^{-1}$  para valores de, em média,  $12,6 \text{ g kg}^{-1}$ . Este comportamento foi observado inclusive entre os tratamentos irrigados com esgotos domésticos tratados, cuja constituição é caracterizada pelas elevadas concentrações de matéria orgânica solúvel. Outros autores que constataram efeito semelhante o atribuíram às elevadas concentrações de carbono e nitrogênio orgânico presentes nos efluentes domésticos, que

podem favorecer o aumento da atividade enzimática e microbiana do solo com consequente elevação nas taxas de mineralização da MOS (BRZEZINSKA et al., 2006; JUESCHKE et al., 2008; TRUU et al., 2009 TARCHOUNA et al., 2010; SKLARZ et al., 2013). Além disto, alterações na vegetação de uma área para adoção de um sistema agrícola afetam as taxas de adição e decomposição da matéria orgânica do solo e implicam no rompimento dos macroagregados, o que pode resultar em rápida redução da fração prontamente mineralizável (lábil) da MOS (ROSCOE; BUURMAN, 2003; ZINN et al., 2005). De acordo com Rangel; Silva (2007), perdas na MOS causadas por revolvimento do solo podem ser da ordem de 50% nos primeiros 20 cm do perfil e de até 20% até um metro de profundidade do solo. Entretanto, mesmo após o cultivo do algodoeiro o solo em estudo manteve teores de matéria orgânica considerados muito altos por Alvarez V. et al. (1999).

Segundo Baldock; Broos (2012), apesar de sua pequena colaboração para a massa total do solo, a matéria orgânica exerce profunda influência nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. O efeito benéfico da MOS na produtividade das culturas está relacionado ao seu papel na agregação das partículas conferindo, ao solo, condições favoráveis de aeração, melhor tamponamento e maior capacidade de retenção de água e nutrientes (MOJID; WYSEURE, 2013).

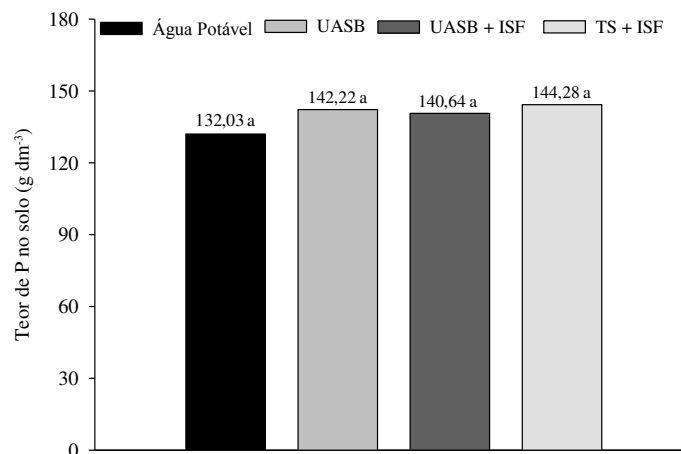
No tocante às diferentes fontes de água de irrigação, o maior teor médio de matéria orgânica foi observado quando o solo foi irrigado com efluente tratado em reator UASB, em concordância com os teores mais elevados de compostos orgânicos, expressos na forma de demanda química de oxigênio (DQO), observados nesses efluentes (Tabela 4.2). Solos que receberam efluentes pós-tratados em filtros de areia intermitentes apresentaram níveis de MOS estatisticamente semelhantes aos observados mediante irrigação com água potável.

Tonetti et al. (2010) afirmam que o pós-tratamento de efluentes anaeróbios em filtros de areia intermitentes é uma estratégia bastante eficiente na degradação da matéria orgânica, atingindo percentuais de remoção da DQO próximos de 99%. Este é um fator de grande relevância para o sucesso do reúso agrícola de esgotos domésticos uma vez que, apesar de ser benéfica ao solo, a matéria orgânica adicionada ao meio pode formar quelatos com os nutrientes metálicos reduzindo sua biodisponibilidade para as plantas cultivadas (QISHLAQI et al., 2008). Quando aplicados em níveis excessivos, efluentes com elevada carga orgânica podem, ainda, sobrecarregar os sítios de adsorção dos solos e ser lixiviados para camadas mais profundas do perfil onde poderão ocasionar a contaminação das águas subterrâneas por formas solúveis de fósforo e nitrogênio (TANG et al., 2004; ANDERSON; MAGDOFF, 2005).

### 4.3.3. Fósforo

Os solos irrigados com efluentes de esgoto apresentaram teores de P ligeiramente mais elevados que o observado quando se aplicou água potável; apesar disso, tal alteração não foi estatisticamente significativa (Figura 4.2). Infere-se que os teores de P nos efluentes tratados não foram altos o bastante para provocar acúmulo considerável do nutriente neste tipo de solo em curto prazo.

**Figura 4.2** - Teores médios de fósforo assimilável no solo ao final do período de cultivo irrigado em função da qualidade da água de irrigação



Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Este resultado concorda com o relatado por Zema et al. (2012) que verificaram que solos de textura franco-arenosa cultivados com espécies bioenergéticas e irrigados com águas residuárias (teor de P igual a 3,47 mg L<sup>-1</sup>) apresentaram, ao final de 2 anos, teor médio de P igual ao observado em solos que receberam água convencional.

Estudos conduzidos por maiores períodos e/ou com efluentes contendo níveis mais elevados de P têm relatado, no entanto, acúmulos consideráveis do nutriente no solo, notadamente nas camadas subsuperficiais de solos de textura arenosa (RUSAN et al., 2007; LADO et al., 2012; SAFFARI; SAFFARI, 2013; BAME et al., 2014). Bedbabis et al. (2014), estudando os impactos da utilização de efluentes domésticos na irrigação de um cultivo de oliveiras em solos arenosos da Tunísia, constataram que em comparação com a irrigação com água de poço, solos que receberam efluentes domésticos tratados ao longo de 4 anos

apresentavam teores de P até 110% maiores, em especial nas camadas mais profundas do solo. Segundo os autores, o acréscimo de P observado ao final do experimento sugere que os efluentes de esgoto possuem certa ação fertilizante, possivelmente como consequência de seus elevados níveis de P solúvel e do efeito de adsorção pela matéria orgânica.

O fósforo adicionado aos solos pelos efluentes de esgotos domésticos se encontra essencialmente sob as formas de ortofosfatos (P-inorgânico) e fosfatos orgânicos (P-orgânico), sendo esta disponível às plantas somente após sua conversão a formas assimiláveis inorgânicas (PALÁCIOS-DÍAZ et al., 2009; HAVLIN et al., 2013). Esse processo, porém, ocorre de forma lenta, o que implica em maiores tempos de residência no solo (ANDERSON; MAGDOFF, 2005). Visto que o P possui elevada tendência a formar complexos de média e alta energia de ligação com a fase sólida do solo dando origem a compostos de baixa solubilidade, períodos mais longos de contato podem resultar em prejuízos à mobilidade e disponibilidade do nutriente às plantas refletindo em maiores níveis de acúmulo no solo.

Em relação à condição inicial do solo (Tabela 4.1) verificou-se um acréscimo de cerca de 250% no teor de P disponível mantendo os teores em níveis considerados muito bons para a agricultura por Alvarez V. et al. (1999). O incremento pode ser atribuído essencialmente à adubação fosfatada de base uma vez que, mesmo solos mantidos sob irrigação com água potável, apresentaram este comportamento, ainda que em menor proporção.

#### 4.3.4. Cátions trocáveis

Os teores dos cátions trocáveis no solo após o cultivo do algodoeiro se encontram na Tabela 4.4.

**Tabela 4.4** - Teores médios de potássio ( $K^+$ ), cálcio ( $Ca^{2+}$ ), magnésio ( $Mg^{2+}$ ) e sódio ( $Na^+$ ) trocáveis determinados no solo ao final do período de cultivo irrigado

	$K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^+$
	----- $mmol_c dm^{-3}$ -----			
<b>Fonte de água</b>				
AP	1,69 b	122,63 a	106,36 a	25,10 b
UASB	2,18 a	122,56 a	105,21 a	46,77 a
UASB + ISF	2,16 a	120,68 a	106,44 a	47,05 a
TS + ISF	2,06 a	122,72 a	105,53 a	43,75 a

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Em relação à condição inicial do solo, houve redução de cerca de 20, 30 e 50% nos teores de Mg, Ca e K, respectivamente devido, provavelmente, à absorção desses nutrientes pelas plantas cultivadas. Isto evidencia que, apesar das quantidades consideráveis de cátions, em especial K, presentes nas águas residuárias utilizadas (Tabela 4.2), a irrigação com esses efluentes não foi capaz de repor os nutrientes exportados do solo pela cultura.

Não foram constatadas diferenças significativas nos teores de Ca e Mg de solos irrigados com diferentes qualidades de água (Tabela 4.4) o que pode ser atribuído à semelhança na concentração desses nutrientes nos efluentes/água utilizados (Tabela 4.2). Tais resultados concordam com os relatados por Varallo et al. (2012) que, após cultivarem alface crespa irrigada com diferentes fontes de água em solo argiloso por dois ciclos, constataram não haver diferenças nos teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  de solos que receberam água do sistema de abastecimento público e aqueles tratados com água de reúso.

Sklarz et al. (2013) mantiveram barris preenchidos com solo argilo-arenoso sob irrigação com esgoto tratado e não tratado, água potável e água potável adicionada de fertilizante mineral (NPK) e observaram que, ao final de 36 meses, os incrementos de Ca e Mg trocáveis no solo em função da aplicação dos efluentes de esgotos foram de pequena magnitude. Por sua vez, Gwenzi; Munondo (2008) estudando o efeito da irrigação com água residuária em pastagens ao longo de 26 anos, relataram elevação significativa nos teores de Ca e Mg, em comparação aos solos em que se aplicou água de abastecimento.

Os referidos resultados sustentam que para que ocorram mudanças nas características químicas do solo são necessários vários anos de irrigação com efluente, visto que a dinâmica dos nutrientes no complexo de troca do solo ocorre de forma muito lenta (KOURAA et al.; 2002). Leal et al. (2009a) ressaltam que a resposta dos solos à aplicação de cátions pelas águas residuárias está possivelmente relacionada a variações na fertilidade natural do solo, concentrações dos nutrientes nos efluentes e às características locais dos sistemas de produção, com sistemas mais intensivos acarretando decréscimos e sistemas menos intensivos ocasionando acúmulo de cátions trocáveis no solo.

Com relação ao potássio, os teores mais elevados do nutriente no solo pós-cultivo estiveram relacionados à aplicação de águas residuárias tratadas (Tabela 4.4), possivelmente como reflexo das concentrações até 4 vezes mais altas de K verificadas nos efluentes tratados em relação à água potável (Tabela 4.2). Solos irrigados com efluentes domésticos apresentaram teores médios de K disponível dentro da faixa entre 1,82 e 3,07  $\text{mmolc dm}^{-3}$ , considerada por Alvarez V. et al. (1999) boa para o cultivo agrícola, por outro lado, a

concentração observada para os tratamentos que receberam água potável se enquadra na classificação denominada “média” por esses autores (1,05 a 1,79 mmolc dm<sup>-3</sup>).

Saffari; Saffari (2013), ao analisar solos que receberam mediante irrigação água residuária com concentração de potássio semelhante à dos efluentes utilizados neste estudo, observaram maior teor de K<sup>+</sup> nesses solos do que nos demais, submetidos a irrigação com água de boa qualidade. Resultados semelhantes foram obtidos por Mañas et al. (2009), Travis et al. (2010), Varallo et al., (2012) e Bedbabis et al. (2014) corroborando com o constatado no presente estudo. Segundo Arienzo et al. (2009) o K<sup>+</sup> adicionado ao solo mediante a disposição de águas residuárias possui baixos índices de lixiviação, o que faz com que a parte não absorvida pelas plantas se acumule no solo por longos períodos. Estudos também têm demonstrado que, devido à baixa mobilidade dos íons de potássio no solo, maiores quantidades do elemento se concentram nas camadas mais superficiais do perfil (CASTRO et al., 2011; LADO et al., 2012; BEDBABIS et al., 2014).

Estudos acerca da dinâmica do potássio em solos irrigados com esgotos domésticos têm obtido resultados divergentes em função das intrincadas relações deste nutriente com o sistema efluente-solo-planta e com os demais elementos do complexo sortivo do solo, em especial Na e Ca (LEVY; FEIGENBAUM, 1996). Pesquisa conduzida por Tarchouna et al. (2010) demonstrou que solos de um pomar de pêssegos submetidos apenas à precipitação pluviométrica, apresentavam teor de K<sup>+</sup> mais elevado que o verificado sob irrigação ao longo de 12 meses com efluente de esgoto tratado. Os autores ponderam que as elevadas concentrações de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> da água residuária possam ter elevado as taxas de absorção pelas frutíferas ou favorecido a lixiviação do K<sup>+</sup> mediante a competição pelas superfícies de adsorção do solo. Comportamento similar é relatado por Pereira et al. (2011) que atribuíram a redução nos teores de K<sup>+</sup> do solo ao acréscimo de sódio adicionado pelas águas residuárias, que pode ter substituído parcialmente o K<sup>+</sup> nos coloides do solo. Em contrapartida, Duarte et al. (2008), Zema et al. (2012) e Sklarz et al. (2013) não verificaram diferença nos teores desse nutriente quando o solo foi irrigado com as diferentes fontes de água.

A irrigação do algodoeiro por um ciclo também elevou os níveis de sódio trocável no solo, em especial quando se utilizaram efluentes tratados. Solos que receberam esgotos domésticos apresentaram teores médios de Na<sup>+</sup> até 86% mais elevados do que os irrigados com água potável e 600% maiores do que o aferido antes do plantio (Tabela 4.4). Relatos desta natureza são bastante comuns em solos irrigados com efluentes de esgotos (QIAN; MECHAM, 2005; LEAL et al., 2009b; MOJID; WYSEURE, 2013; BEDBABIS et al., 2014),

fazendo do acúmulo de sódio uma das maiores preocupações em áreas de reúso agrícola (MUYEN et al., 2011).

Altos teores de Na<sup>+</sup> nos sítios de troca dos minerais de argila podem ser nocivos ao solo uma vez que, ao reduzir a força de atração entre as partículas, ocasionam expansão e dispersão das argilas, o que pode comprometer a estrutura, alterar a porosidade e reduzir a condutividade hidráulica do solo (HEIDARPOUR et al., 2007; MANDAL et al., 2008; LADO; BEN-HUR, 2009; PEREIRA et al., 2011). Leal et al. (2009b) observaram a ocorrência de dispersão de argilas em solos irrigados com água residuária contendo até 120 mg L<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>. Visto que a concentração de Na<sup>+</sup> dos efluentes utilizados no presente estudo foi, em média, acima de 150 mg L<sup>-1</sup>, o monitoramento, tal como a remediação do solo após a irrigação com esses efluentes, é de crucial importância para manter a sanidade e o potencial para uso agrícola da área irrigada.

#### 4.3.5. Microelementos

Referente à irrigação com água potável, a aplicação de efluentes de esgoto tratados elevou os teores de boro, cobre, ferro, manganês e zinco no solo em até 33%, 31%, 17%, 20% e 44%, respectivamente (Tabela 4.5) mantendo as concentrações desses nutrientes em níveis considerados por Raji et al. (1996) altos para a agricultura.

**Tabela 4.5** - Teores médios dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) determinados no solo ao final do período de cultivo

	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm <sup>-3</sup>				
<b>Fonte de água</b>					
AP	0,51 b	0,88 b	16,27 b	13,54 b	1,03 b
UASB	0,68 a	1,15 a	19,12 a	16,29 a	1,48 a
UASB + ISF	0,55 b	1,00 ab	17,27 ab	16,18 a	1,16 ab
TS + ISF	0,59 ab	1,06 a	17,87 ab	16,53 a	1,23 ab

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Contudo, após o cultivo do algodoeiro, as concentrações de todos os microelementos avaliados eram menores do que o observado no solo original (Tabela 4.1), indicando que a irrigação com efluentes de esgotos tratados não foi eficiente em repor os micronutrientes exportados pela cultura. Esse fato leva a se ponderar que, em cultivos fertirrigados com água de reúso, é de grande importância avaliar os níveis de micronutrientes no solo e no efluente, procedendo à complementação via adubação, caso necessário.



Pesquisas recentes acerca da dinâmica de micronutrientes em solos irrigados com águas residuárias domésticas têm obtido resultados inconsistentes. Isto pode ser atribuído à elevada flutuação na mobilidade desses elementos como resposta a modificações nas características do solo, aos variados níveis de absorção pelas plantas e ainda aos diferentes níveis de extração obtidos por métodos de detecção distintos (GWENZI; MUNONDO, 2008).

O acúmulo de micronutrientes e metais pesados em decorrência da aplicação de águas residuárias pode ser causado diretamente em função da composição dos efluentes aplicados, ou indiretamente, por meio do aumento da solubilidade dos metais presentes em formas insolúveis no solo nativo como resultado da quelação ou ação acidificante dos rejeitos utilizados (RUSAN et al., 2007).

Ao analisar os efeitos da irrigação com efluentes tratados ao longo de 2 anos em um solo arenoso da Tunísia cultivado com oliveiras, Bedbabis et al. (2010) constataram que a aplicação de águas residuárias promoveu maior acúmulo de Mn e Zn no solo do que o constatado sob manejo com água de boa qualidade. Lado et al. (2012) relatam, no entanto, que solos de textura semelhante irrigados com efluentes secundários por 7 anos apresentavam teores de Fe mais baixos e de Cu e Zn semelhantes ao verificado mediante a aplicação de água potável.

Estudos destinados a analisar o comportamento de micronutrientes em solos ao longo de diversos anos também têm encontrado resultados pouco coerentes. Xu et al. (2010) avaliaram os efeitos da irrigação com águas residuárias, por 3, 8 e 10 anos, sobre as características químicas de solos arenosos de uma mesma área situada no sudeste do estado da Califórnia, nos Estados Unidos. Os autores constataram que solos irrigados com efluentes durante 3 anos apresentavam teores de cromo, cobre, níquel e zinco semelhantes ao observado no tratamento controle (solo não irrigado) enquanto a irrigação ao longo de 8 anos promoveu incrementos significativos nos teores desses nutrientes. Após 20 anos de irrigação, no entanto, houve decréscimo na concentração dos elementos citados o que, segundo os autores, pode ter sido causado pela absorção radicular pelas plantas e pela lixiviação para camadas mais profundas do solo.

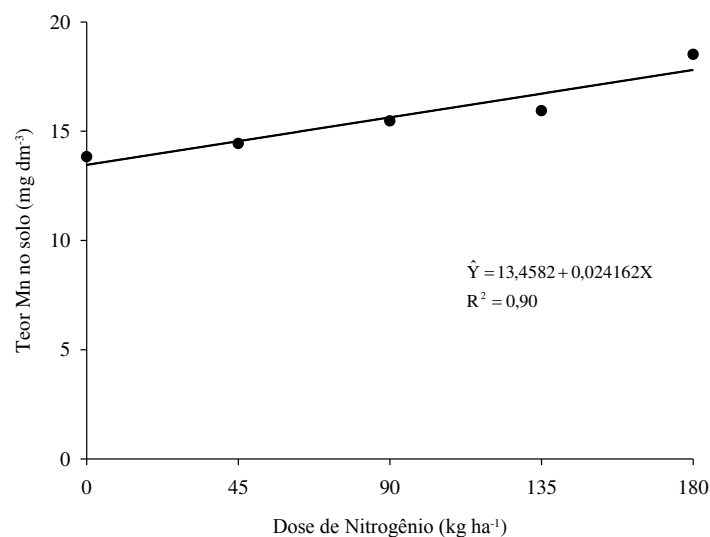
Quanto ao boro, grande parte das pesquisas que mencionam a dinâmica do nutriente em áreas de reúso tem relatado a elevação de seus teores no solo como resultado da aplicação de efluentes de esgotos (JAHANTIGH, 2008; LADO et al., 2012; MARTÍNEZ et al., 2013; SKLARZ et al., 2013). De acordo com Ben-Hur (2004) as fontes de B em esgotos domiciliares incluem excretas humanas, detergentes de uso doméstico e sabão em pó. Os autores afirmam, ainda, que as taxas de remoção de B pelos métodos de tratamento

biológicos, como reatores UASB e tanques sépticos, são muito baixas. Esta pode ser a justificativa para os maiores teores de B aferidos nos solos irrigados com esgoto tratado apenas em reator UASB em relação àqueles que receberam efluentes submetidos a uma etapa de pós-tratamento em filtros de areia (Tabela 4.5). Este é um aspecto positivo na produção de efluentes visando ao reúso na agricultura uma vez que o elevado acúmulo de B nas camadas superficiais de solos irrigados com efluentes tratados pode ser tóxico a algumas culturas sensíveis (GOLDBERG et al. 2003; EDELSTEIN et al., 2007; YERMIYAHU et al., 2011).

Conforme assinalam Rusan et al. (2007) a má gestão da irrigação com águas residuais, especialmente sob aplicações de longo prazo, pode levar a problemas de toxicidade por metais pesados e altos níveis de acúmulo de nutrientes, com deterioração das características do solo e da qualidade dos produtos cultivados.

No que diz respeito à adubação nitrogenada mineral observa-se, na Figura 4.3, que cada elevação  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  na dose de N aplicado ao solo ocasionou acréscimo de  $2,42 \text{ mg cm}^{-3}$  no teor médio de Mn dos solos irrigados com diferentes qualidades de água. Este resultado está, provavelmente, relacionado à redução do pH do solo verificada como consequência da adubação nitrogenada.

**Figura 4.3** - Teor de manganês no solo ao final do período de cultivo irrigado em função das doses de N aplicadas via adubação



Conforme afirmam Havlin et al. (2013) cada elevação de 1 unidade no pH do solo reduz em 100 vezes a concentração da principal forma de manganês em solução ( $\text{Mn}^{2+}$ ). Os autores afirmam que a baixa disponibilidade de manganês, geralmente notada em solos

calcários ou com alto pH, pode ser completamente superada pela acidificação do meio, que promove a solubilização de complexos orgânicos e outras formas pouco disponíveis de Mn.

#### 4.4. CONCLUSÕES

A irrigação com efluentes tratados não foi eficiente em repor os teores de cálcio, magnésio, potássio, boro, cobre, ferro, manganês e zinco exportados do solo após o cultivo do algodoeiro; no entanto, esses nutrientes se mantiveram em níveis adequados para a agricultura.

A aplicação de efluentes tratados proporciona maior acúmulo de micronutrientes e potássio no solo do que o manejo convencional com água potável.

A alta concentração de sais presentes nos efluentes de esgotos tratados elevou, de forma significativa, os teores de Na trocável no solo, aumentando o risco de danos à estrutura do solo causados por sodificação.

As doses crescentes de fertilizante nitrogenado reduziram o pH e resultaram em maiores níveis de Mn no solo pós-cultivo.

#### 4.5. REFERÊNCIAS

- ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. 1999. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5º Aproximação**. Editora UFV, 1999. p.25-32.
- ANDERSON, B. H.; MAGDOFF, F. R. Relative movement and soil fixation of soluble organic and inorganic phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v.34, n.6, p.2228-2233, 2005.
- ARIENZO, M.; CHRISTEN, E. W.; QUAYLE, W.; KUMAR, A. A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. **Journal of Hazardous Materials** v.164, n.2/3, p.415-422. 2009.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. In: **FAO Irrigation and Drainage Paper Nº 29**. Rome: FAO, 1985. 174p.
- BALDOCK, J. A.; BROOS, K. Soil Organic Matter. In: HUANG, P. M.; LI, Y.; SUMNER, M. E. **Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 2012. p.11.1-11.52.
- BAME, I. B.; HUGHES, J. C.; TITSHALL, L. W.; BUCKLEY, C. A. The effect of irrigation with anaerobic baffled reactor effluent on nutrient availability, soil properties and maize growth. **Agricultural Water Management**, v.134, p.50-59, 2014.

- BEDBABIS, S.; FERRARA, G.; ROUINA, B. B.; BOUKHRIS, M. Effects of irrigation with treated wastewater on olive tree growth, yield and leaf mineral elements at short term. **Scientia Horticulturae**, v.126, n.3, p.345-350, 2010.
- BEDBABIS, S.; ROUINA, B. B.; BOUKHRIS, M.; FERRARA, G. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. **Journal of Environmental Management**, v.133, p.45-50, 2014.
- BEN-HUR, M. Sewage water treatments and reuse in Israel. In: Zereini, F.; Jaeschke, W. (eds) **Water in the Middle East and in North Africa**. Heidelberg: Springer-Verlag, 2004. p.167–180.
- BRZEZINSKA, M.; TIWARI, S. C.; STEPNIIEWSKA, Z.; NOSALEWICZ, M.; BENNICELLI, R. P.; SAMBORSKA, A. Variation of enzyme activities, CO<sub>2</sub> evolution and redox potential in an Eutric Histosol irrigated with wastewater and tap water. **Biology and Fertility of Soils**, v.43, n.1, p.131-135, 2006.
- CASTRO, E.; MAÑAS, M. P.; DE LAS HERAS, J. Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth. **Water Science and Technology**, London, v.63, n.8, p.1678-1688, 2011.
- DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. 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, p. 302–310, 2008.
- EDELSTEIN, M.; BEN-HUR, M.; PLAUT, Z. Grafted melons irrigated with fresh or effluent water tolerate excess boron. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v.132, n.4, p.484-491, 2007.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise do solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. p. 247 – 247, 1997.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Brasília: Produção de Informação - SPI, 1999. 412p.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- GOLDBERG, SABINE; SHOUSE, P. J.; LESCH, S. M.; GRIEVE, C. M.; POSS, J. A.; FORSTER, H. S.; SUAREZ, D. L. Effect of high boron application on boron content and growth of melons. **Plant and Soil**, v.256, n.2, p.403-411, 2003.
- GWENZI, W.; MUNONDO, R. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on nutrient status of a sandy soil in Zimbabwe. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.82, p.197-207, 2008.
- HAVLIN, J. L.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil Fertility and Fertilizers**. 8ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2013. 528p.
- HEIDARPOUR, M.; MOSTAFAZADEH-FARD, B.; ABEDI KROUPAI, J.; MALEKIAN, R. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. **Agricultural Water Management**, v.90, n.1/2, p. 87-94, 2007.
- JAHANTIGH, M. Impact of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties in an arid region. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v.11, n.18, p.2264-2268, 2008.

- JUESCHKE, E.; MARSCHNER, B.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Effects of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils. **Water Science and Technology**, London, v.57, n.5, p.727-733, 2008.
- KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**, v.95, n.6, p.716-724, 2008.
- KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANI N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). **Urban Water**, Amsterdam, v.4, p.373-378, 2002.
- LADO, M.; BAR-TAL, A.; AZENKOT, A.; ASSOULINE, S.; RAVINA, I.; ERNER, Y.; FINE, P.; DASBERG, S.; BEN-HUR, M. Changes in Chemical Properties of Semiarid Soils under Long-Term Secondary Treated Wastewater Irrigation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.76, n.4, p. 1358-1369, 2012.
- LADO, M.; BEN-HUR, M. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: A review. **Soil and Tillage Research**, v.106, n.1, p.152-163, 2009.
- LAURENSEN, S.; BOLAN, N. S.; SMITH, E.; MCCARTHY, M. Review: Use of recycled wastewater for irrigating grapevines. **Australian Journal of Grape and Wine Research**, v.18, n.1, p.1-10, 2012.
- LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J.; PIEDADE, S. M. S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, v.66, n.2, p. 242-249, 2009a.
- LEAL, R. M. P.; HERPIN, U.; FONSECA, A. F.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v.96, n.2, p.307-316, 2009b.
- LEITE, F. R. B.; OLIVEIRA, S. B. P. Aptidão agrícola das terras da folha SB.24-Y-A-III-2-Parambu utilizando sistemas de informações geográficas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1996. **Anais...** Salvador: INPE, 1996. p.27-32.
- LEVY, G. J.; FEIGENBAUM, S. The distribution of potassium and sodium between the solution and the solid phase in a ternary (K–Na–Ca) system. **Australian Journal of Soil Research**, v.34, n.5, p.749-754, 1996.
- MAÑAS, P.; CASTRO, E.; DE LAS HERAS, J. Irrigation with treated wastewater: Effects on soil, lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop and dynamics of microorganisms. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v.44, n.12, p.1261-1273, 2009.
- MANDAL, U. K.; BHARDWAJ, A. K.; WARRINGTON, D. N.; GOLDSTEIN, D.; BAR TAL, A.; LEVY, G. L. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline–sodic water. **Geoderma**, v.144, n.3-4, p.509-516, 2008.
- MARTÍNEZ, S.; SUAI, R.; MORENO, J. Reuse of tertiary municipal wastewater effluente for irrigation of *Cucumis melo* L. **Irrigation Science**, v.31, n.4, p.661-672, 2013.
- MOHAMMAD, M. J.; MAZAHREH, N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. **Communications in soil science and plant analysis**, v.34, n.9/10, p.1281-1294, 2003.

- MOJID, M. A.; WYSEURE, G. C. L. Implications of municipal wastewater irrigation on soil health from a study in Bangladesh. **Soil Use and Management**, v.29, n.3, p.384-396, 2013.
- MUYEN, Z.; MOORE, G. A.; WRIGLEY, R. J. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. **Agricultural Water Management**, v.99, n.1, p.33-41, 2011.
- PALÁCIOS-DÍAZ, M. P.; MENDOZA-GRIMÓN, V.; FERNÁNDEZ-VERA, J. R.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, F.; TEJEDOR-JUNCO, M. T.; HERNÁNDEZ-MORENO, J. M. Subsurface drip irrigation and reclaimed water quality effects on phosphorus and salinity distribution and forage production. **Agricultural Water Management**, v.96, n.11, p.1659-1666, 2009.
- PEREIRA, B. F. F.; HE, Z. L.; SILVA, M. S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S. F.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Reclaimed wastewater: Impact on soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v.192, n.1, p.54-61, 2011.
- PESCOD, M. B. Wastewater treatment and use in agriculture. In: **Irrigation and Drainage Paper N° 47**. Rome: Food and Agriculture Organization, 1992. 125p.
- QIAN, Y. L.; MECHAM, B. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. **Agronomy Journal**, Madison, v.97, n.3, 717-721, 2005.
- QISHLAQI, A.; MOORE, F.; FORGHANI, G. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.141, n.1-3, p.257-273, 2008.
- RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 284p.
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: IAC, 1996. 285p. (Boletim técnico, 100)
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, n.6, p.1609-1623, 2007.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v.70, n.2, p.107-119, 2003.
- RUSAN, M. J. M.; HINNAWI, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. **Desalination**, v.215, n.1-3, p.143-152, 2007.
- SAFFARI, V. R.; SAFFARI, S. Effect of treated municipal wastewater on bean growth, soil chemical properties, and chemical fractions of zinc and copper. **Arabian Journal of Geosciences**, v.6, n.11, p.4475-4485, 2013.
- SKLARZ, M. Y.; ZHOU, M.; CHAVEZ, D. L. F.; YAKIREVICH, A.; GILLOR, O.; GROSS, A.; SOARES, M. I. M. Effect of treated domestic wastewater on soil physicochemical and microbiological properties. **Journal of Environmental Quality**, v.42, n.4, p.1226-1235, 2013.
- SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI,

- R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 206-274.
- TANG, C.; CHEN, J.; SHINDO, S.; SAKURA, Y.; ZHANG, W.; SHEN, Y. Assessment of groundwater contamination by nitrates associated with wastewater irrigation: a case study in Shijiazhuang region, China. **Hydrological Processes**, v.18, n.12, p.2303-2312, 2004.
- TARCHOUNA, L. G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H-R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: Evolution of soil physico-chemical properties. **Applied Geochemistry**, v.25, n.11, p. 1703-1710, 2010.
- TASCA, F. A.; ERNANI, P. R.; ROGERI, D. A.; GATIBONI, L. C.; CASSOL, P. C. Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.2, 2011.
- TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; OLIVEIRA, R. A.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.2, p. 227-234, 2010.
- TRAVIS, M. J.; WIEL-SHAFRAN, A.; WEISBROD, N.; ADAR, E.; GROSS, A. Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. **Science of the Total Environment**, v.408, n.12, p.2501-2508, 2010.
- TRUU, M.; TRUU, J.; HEINSOO, K. Changes in soil microbial community under willow coppice: the effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v.35, n.6, p.1011-1020, 2009.
- USMAN A. R. A; GHALLAB A. Heavy-metal fractionation and distribution in soil profiles short-term-irrigated with sewage wastewater. **Chemistry and Ecology**, v.22, n.4, p.267-278, 2006.
- VARALLO, A. C. T.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. L. Mudanças nas características físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reúso na cultura da alface-crespa (*Lactuca sativa*, L.). **Engenharia Agrícola**, v.32, n.2, p.271-279, 2012.
- XU, J.; WU, L.; CHANG, A. C.; ZHANG, Y. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v.183, n.1-3, p.780-786, 2010.
- YERMIYAHU, U.; BEN-GAL, A.; KEREN, R. Toxic Elements. In: LEVY, G. J.; FINE, P.; BAR-TAL, A. (eds.). **Use of treated waste water in agriculture: Impacts on the soil environment and crops**. Oxford: Blackwell-Wiley Publishing, 2011. p.216-233.
- ZEMA, D. A.; BOMBINO, G.; ANDILORO S.; ZIMBONE, S. M. Irrigations of energy crops with urban wastewater: Effects on biomass yields, soils and heating values. **Agricultural Water Management**, v.115, p.55-65, 2012.
- ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.84, n.1, p.28-40, 2005.

**CAPÍTULO 5**

---

**CONSIDERAÇÕES FINAIS**



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no presente estudo indicam que a irrigação com esgotos domésticos tratados é uma alternativa tecnicamente viável para o cultivo do algodoeiro nas condições do semiárido paraibano. As plantas que receberam efluentes tratados apresentaram crescimento e nutrição adequados com impactos positivos no rendimento da cultura. Ao se comparar a produção de plantas submetidas à irrigação com águas residuárias com as cultivadas sob o manejo convencional constatou-se que o reúso de efluentes permite substituir a adubação nitrogenada para o algodoeiro até a dose de 125 kg ha<sup>-1</sup>. Considerando os valores atuais isso poderia representar uma economia de aproximadamente R\$360,00 por hectare para o produtor rural.

A utilização de efluentes secundários pós-tratados em filtros de areia intermitentes, além de obter as vantagens agronômicas mencionadas, proporciona ao produtor rural maior segurança sanitária visto que o efluente apresenta menores níveis de contaminação fecal. Estudos prévios demonstraram que os efluentes de filtros de areia apresentam concentração abaixo de 10<sup>4</sup> coliformes por 100 ml e são isentos de ovos de helmintos, o que os enquadra nos parâmetros estipulados pela OMS para a irrigação de espécies agrícolas não alimentares sem riscos para a saúde humana (WHO, 2005<sup>1</sup>). Vale ainda ressaltar que o sistema de tratamento ‘fossa séptica - filtro intermitente’ é compacto, de baixo custo e fácil manutenção, sendo adequado para zonas rurais.

Com relação aos efeitos da irrigação com efluentes no solo observou-se que as águas residuárias foram mais eficientes do que o manejo com água potável + N mineral na restituição dos nutrientes exportados pela cultura. Contudo, constatou-se que a irrigação com efluentes por um curto período de tempo (123 dias) resultou em considerável incremento nos teores de sódio no solo, aumentando os riscos de sodificação. A adoção de medidas de acompanhamento e prevenção da salinização e da sodificação do solo é, portanto, essencial à prática sustentável do reúso agrícola.

Sugere-se que pesquisas futuras abordem a dinâmica de acúmulo e lixiviação de sais em solos irrigados com efluentes de esgotos e abordem a eficiência de estratégias de drenagem em áreas sob esse tipo de manejo.

---

<sup>1</sup> WHO - World Health Organization. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report. Geneva: World Health Organization, 2005.

---

**APÉNDICES**

Apêndice A - Análise de variância e valores médios das variáveis de crescimento, produção, acúmulo de nitrogênio foliar e qualidade das fibras do algodoeiro herbáceo.

Tabela 1. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de altura da planta de algodoeiro aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 dias após a emergência (DAE). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios					
		30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Qualidade de água (A)	3	26,3164 <sup>ns</sup>	211,6929 <sup>ns</sup>	113,5615 <sup>ns</sup>	84,6500 <sup>ns</sup>	95,3955 <sup>ns</sup>	194,3805 <sup>ns</sup>
Dose de nitrogênio (N)	4	46,1870 <sup>ns</sup>	101,6112 <sup>ns</sup>	14,8484 <sup>ns</sup>	30,8591 <sup>ns</sup>	22,3253 <sup>ns</sup>	26,1492 <sup>ns</sup>
A x N	12	24,8321 <sup>ns</sup>	99,1072 <sup>ns</sup>	80,3193 <sup>ns</sup>	102,8800 <sup>ns</sup>	119,0462 <sup>ns</sup>	133,0558 <sup>ns</sup>
Erro	60	23,3865	81,9128	58,6115	89,3401	101,5764	111,9340
CV (%)		15,62	14,60	9,30	10,04	9,63	9,91
<b>Valores médios de altura de plantas (cm) para as doses de nitrogênio</b>							
0 ton ha <sup>-1</sup>		32,85	65,19	83,59	95,72	104,44	105,74
45 ton ha <sup>-1</sup>		32,08	63,95	83,03	94,33	104,60	106,55
90 ton ha <sup>-1</sup>		29,77	60,97	82,13	92,94	104,38	106,27
135 ton ha <sup>-1</sup>		31,41	60,82	81,88	95,26	106,52	109,00
180 ton ha <sup>-1</sup>		28,70	59,00	81,16	92,56	103,25	106,33
<b>Valores médios de altura de plantas (cm) para as qualidades de água de irrigação</b>							
Água potável		31,84 a	64,78 a	81,80 a	92,00 a	101,45 a	102,20 a
UASB		31,90 a	64,65 a	85,83 a	96,85 a	106,30 a	108,60 a
UASB + ISF		30,64 a	60,26 a	81,38 a	94,47 a	105,73 a	107,43 a
TS + ISF		29,48 a	58,26 a	80,43 a	93,33 a	105,07 a	108,89 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 2. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de número de folhas do algodoeiro aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 dias após a emergência (DAE). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios					
		30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Qualidade de água (A)	3	10,4833 <sup>ns</sup>	57,5075 <sup>ns</sup>	75,4323 <sup>ns</sup>	163,1148*	623,6830*	952,8389*
Dose de nitrogênio (N)	4	8,8875 <sup>ns</sup>	64,7775 <sup>ns</sup>	27,7237 <sup>ns</sup>	88,7691 <sup>ns</sup>	174,0121 <sup>ns</sup>	54,5623 <sup>ns</sup>
A x N	12	9,6708 <sup>ns</sup>	68,5381 <sup>ns</sup>	25,1944 <sup>ns</sup>	43,8896 <sup>ns</sup>	164,1947 <sup>ns</sup>	281,8144*
Erro	60	9,6083	60,4625	24,4305	40,5056	95,9152	99,1208
CV (%)		33,78	23,44	9,90	10,34	12,96	11,63
<b>Valores médios de número de folhas para as doses de nitrogênio</b>							
0 ton ha <sup>-1</sup>		9,94	35,94	48,63	60,31	70,81	82,69
45 ton ha <sup>-1</sup>		9,19	34,29	51,63	63,77	78,81	87,67
90 ton ha <sup>-1</sup>		8,81	33,00	51,06	63,75	78,38	86,38
135 ton ha <sup>-1</sup>		9,81	31,83	49,40	61,58	75,73	86,02
180 ton ha <sup>-1</sup>		8,13	30,83	49,04	58,25	74,00	85,27
<b>Valores médios de número de folhas para as qualidades de água de irrigação</b>							
Água potável		10,15 a	35,15 a	47,80 a	57,85 b	67,40 b	75,60 b
UASB		9,30 a	33,72 a	51,68 a	63,55 a	77,40 a	86,52 a
UASB + ISF		8,60 a	32,73 a	51,50 a	64,02 a	80,10 a	90,73 a
TS + ISF		8,65 a	31,12 a	48,82 a	60,72 ab	77,28 a	89,57 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 3. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de área foliar do algodoeiro aos 30, 45, 60, 75, 90 e 105 dias após a emergência (DAE). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios					
		30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Qualidade de água (A)	3	121898,980 <sup>ns</sup>	773292,630 <sup>ns</sup>	947608,814 <sup>ns</sup>	3386603,528*	6063732,930*	9371101,927*
Dose de nitrogênio (N)	4	147978,197 <sup>ns</sup>	898185,099 <sup>ns</sup>	265183,661 <sup>ns</sup>	940642,673 <sup>ns</sup>	951571,107 <sup>ns</sup>	1036153,287 <sup>ns</sup>
A x N	12	101521,824 <sup>ns</sup>	1136492,158 <sup>ns</sup>	674895,355 <sup>ns</sup>	1275708,538 <sup>ns</sup>	1492583,695 <sup>ns</sup>	2149456,513*
Erro	60	106775,653	970804,360	399795,077	732565,981	828029,211	946095,943
CV (%)		44,97	30,04	13,23	14,09	14,08	13,97
<b>Valores médios de área foliar (cm<sup>2</sup>) para as doses de nitrogênio</b>							
0 ton ha <sup>-1</sup>		9,94	35,94	48,63	60,31	70,81	82,69
45 ton ha <sup>-1</sup>		9,19	34,29	51,63	63,77	78,81	87,67
90 ton ha <sup>-1</sup>		8,81	33,00	51,06	63,75	78,38	86,38
135 ton ha <sup>-1</sup>		9,81	31,83	49,40	61,58	75,73	86,02
180 ton ha <sup>-1</sup>		8,13	30,83	49,04	58,25	74,00	85,27
<b>Valores médios de área foliar (cm<sup>2</sup>) para as qualidades de água de irrigação</b>							
Água potável		808,12 a	3480,71 a	4543,09 a	5553,27 b	5682,67 b	5968,41 b
UASB		774,47 a	3414,58 a	5040,77 a	6500,68 a	6889,85 a	7284,98 a
UASB + ISF		639,77 a	3082,13 a	4670,83 a	5966,57 ab	6473,91 a	7081,77 a
TS + ISF		684,10 a	3144,19 a	4858,16 a	6281,95 a	6806,97 a	7509,53 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 4. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de N-SPAD do algodoeiro aos 45, 60, 75, 90 e 105 dias após a emergência (DAE). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios				
		45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Qualidade de água (A)	3	13,4663 <sup>ns</sup>	49,4448 <sup>ns</sup>	95,8819*	155,2133*	251,4282*
Dose de nitrogênio (N)	4	32,0352 <sup>ns</sup>	17,9413 <sup>ns</sup>	106,4512*	103,1977*	89,7546*
A x N	12	32,9544 <sup>ns</sup>	53,8798*	101,0645*	67,3708*	74,4427*
Erro	60	19,0992	25,8774	28,2949	9,0789	8,6208
CV (%)		6,61	6,51	7,16	6,18	8,32
<b>Valores médios de N-SPAD (g kg<sup>-1</sup>) para as doses de nitrogênio</b>						
0 ton ha <sup>-1</sup>		63,60	76,49	70,69	44,53	31,87
45 ton ha <sup>-1</sup>		66,27	78,48	73,95	48,44	34,43
90 ton ha <sup>-1</sup>		66,70	77,99	73,23	49,65	35,79
135 ton ha <sup>-1</sup>		67,03	79,30	76,36	49,82	36,02
180 ton ha <sup>-1</sup>		66,81	78,68	77,15	51,18	38,32
<b>Valores médios de N-SPAD (g kg<sup>-1</sup>) para as qualidades de água de irrigação</b>						
Água potável		66,90 a	77,08 a	71,13 b	44,55 b	30,01 b
UASB		65,11 a	79,89 a	75,22 ab	49,89 a	37,43 a
UASB + ISF		66,61 a	76,65 a	74,63 ab	50,12 a	37,27 a
TS + ISF		65,72 a	79,15 a	76,13 a	50,34 a	36,44 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 5. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados das seguintes componentes de produção do algodoeiro: peso de 100 sementes (g); peso de algodão em caroço por planta (g planta<sup>-1</sup>); peso médio de um capulho (g); peso de algodão em pluma (g); percentual de fibras (%) e percentual de óleo das sementes (%). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios					
		Peso 100 sementes	Algodão em caroço por planta	Peso médio 1 capulho	Peso de algodão em pluma	% Fibras	% Óleo
Qualidade de água (A)	3	5,592615*	2080,8367*	0,547905*	253,6248*	18,8085*	45,7558*
Dose de nitrogênio (N)	4	1,039946*	191,0652 <sup>ns</sup>	0,454384*	23,0155 <sup>ns</sup>	6,5722*	2,3907*
A x N	12	1,010274*	460,8117*	0,360162*	96,4392*	5,1077*	3,6874*
Erro	60	0,343740	120,0087	0,172843	25,8016	2,1913	0,9321
CV (%)		6,02	11,03	6,96	12,40	3,58	4,02
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>							
0 ton ha <sup>-1</sup>		9,32	5,79	93,71	39,18	42,08	24,64
45 ton ha <sup>-1</sup>		9,76	6,05	98,34	40,56	41,20	24,14
90 ton ha <sup>-1</sup>		9,94	6,14	101,34	42,40	41,84	23,80
135 ton ha <sup>-1</sup>		9,93	5,91	101,64	41,27	40,60	23,72
180 ton ha <sup>-1</sup>		9,74	6,04	101,75	41,45	40,81	23,78
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>							
Água potável		8,99 b	5,86 b	84,88 b	36,13 b	42,75 a	26,27 a
UASB		10,22 a	6,22 a	102,40 a	41,72 a	40,77 b	23,01 b
UASB + ISF		9,82 a	5,89 ab	101,34 a	41,32 a	40,69 b	23,41 b
TS + ISF		9,92 a	5,94 ab	108,81 a	44,71 a	41,03 b	23,38 b

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 6. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados das seguintes características de qualidade das fibras do algodoeiro: comprimento da fibra em milímetros (Len); resistência em gf tex<sup>-1</sup> (Str); percentual de alongamento à ruptura (Elg) e índice micronaire (Mic). Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios			
		Len	Str	Elg	Mic
Qualidade de água (A)	3	0,210308 <sup>ns</sup>	2,559021 <sup>ns</sup>	0,481263 <sup>ns</sup>	0,189658 <sup>ns</sup>
Dose de nitrogênio (N)	4	1,500845 <sup>ns</sup>	2,567717 <sup>ns</sup>	0,271846 <sup>ns</sup>	0,080655 <sup>ns</sup>
A x N	12	0,895760 <sup>ns</sup>	1,770466 <sup>ns</sup>	0,222379 <sup>ns</sup>	0,173914 <sup>ns</sup>
Erro	60	1,840079	1,362815	0,352638	0,079801
CV (%)		4,56	3,40	10,18	5,92
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>					
0 ton ha <sup>-1</sup>		29,41	34,48	6,02	4,81
45 ton ha <sup>-1</sup>		29,79	34,46	5,65	4,82
90 ton ha <sup>-1</sup>		30,01	33,78	5,82	4,78
135 ton ha <sup>-1</sup>		30,04	34,86	5,82	4,65
180 ton ha <sup>-1</sup>		29,42	34,18	5,86	4,81
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>					
Água potável		29,78 a	33,92 a	5,95 a	4,65 a
UASB		29,60 a	34,69 a	5,98 a	4,84 a
UASB + ISF		29,84 a	34,60 a	5,67 a	4,86 a
TS + ISF		29,71 a	34,20 a	5,73 a	4,74 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.



Apêndice B - Análise de variância e valores médios dos teores de nutrientes foliares e acúmulo de matéria seca das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura.

Tabela 1. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de teores dos macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), em  $\text{g kg}^{-1}$ , determinados no tecido foliar das plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura. Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios					
		N	P	K	Ca	Mg	S
Qualidade de água (A)	3	720.7677*	1.8892*	28.9499*	200.9690*	28.4497*	2.665788*
Dose de nitrogênio (N)	4	11.1225*	0.5525*	2.7243 <sup>ns</sup>	25.7487 <sup>ns</sup>	8.7598*	0.310013 <sup>ns</sup>
A x N	12	5.0971 <sup>ns</sup>	0.5317*	13.6436*	13.4254 <sup>ns</sup>	3.5774*	0.833361 <sup>ns</sup>
Erro	60	3.5611	0.0681	6.5657	13.2814	1.8541	0.690457
CV (%)		7,92	18,63	18,17	9,67	13,56	16,38
<b>Teores médios de nutrientes (<math>\text{g kg}^{-1}</math>) para as doses de nitrogênio</b>							
0 ton $\text{ha}^{-1}$		22,64	1,64	14,25	37,39	9,46	5,05
45 ton $\text{ha}^{-1}$		23,76	1,55	14,46	36,06	9,23	4,94
90 ton $\text{ha}^{-1}$		23,73	1,35	13,59	39,07	10,82	5,09
135 ton $\text{ha}^{-1}$		24,05	1,19	14,47	37,11	9,91	5,00
180 ton $\text{ha}^{-1}$		24,97	1,28	13,74	38,90	10,79	5,30
<b>Teores médios de nutrientes (<math>\text{g kg}^{-1}</math>) para as qualidades de água de irrigação</b>							
Água potável		14,84 b	1,86 a	12,47 b	32,97 b	8,33 b	4,55 b
UASB		26,68 a	1,28 b	15,32 a	39,05 a	10,15 a	5,36 a
UASB + ISF		27,27 a	1,27 b	14,54 ab	39,70 a	10,96 a	5,10 ab
TS + ISF		26,53 a	1,20 b	14,08 ab	39,09 a	10,73 a	5,29 ab

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 2. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de teores foliares dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn), em g kg<sup>-1</sup>, e do acúmulo de matéria seca da parte aérea (MSPA), em g planta<sup>-1</sup>, determinados nas plantas de algodoeiro ao final do ciclo da cultura. Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios				
		B	Cu	Fe	Zn	MSPA
Qualidade de água (A)	3	199,3056 <sup>ns</sup>	3,861322*	54908,0862*	230,3565*	5335,5067*
Dose de nitrogênio (N)	4	456,0625 <sup>ns</sup>	2,229923*	20400,6927*	50,6204*	175,8674 <sup>ns</sup>
A x N	12	335,2244 <sup>ns</sup>	0,486171 <sup>ns</sup>	6463,0302 <sup>ns</sup>	12,1458 <sup>ns</sup>	254,5313*
Erro	60	278,3608	0,267181	3607,9306	9,7318	85,4851
CV (%)		15,55	22,88	21,11	15,21	7,65
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>						
0 ton ha <sup>-1</sup>		104,34	1,86	234,66	18,60	115,36
45 ton ha <sup>-1</sup>		103,63	2,08	263,38	19,10	121,71
90 ton ha <sup>-1</sup>		113,24	2,24	318,79	21,13	120,29
135 ton ha <sup>-1</sup>		102,38	2,26	290,44	20,65	123,77
180 ton ha <sup>-1</sup>		112,98	2,86	315,47	23,08	122,92
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>						
Água potável		105,38 a	1,64 b	206,85 b	15,72 c	96,98 c
UASB		104,11 a	2,43 a	317,73 a	23,46 a	133,57 a
UASB + ISF		111,04 a	2,67 a	299,45 a	22,21 ab	124,30 b
TS + ISF		108,74 a	2,29 a	314,15 a	20,66 b	128,38 ab

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

## Apêndice C - Análise de variância e valores médios dos atributos químicos do solo após o cultivo do algodoeiro.

Tabela 1. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados das seguintes características químicas determinadas no solo após o cultivo do algodoeiro: pH; acidez potencial (H+Al), em g dm<sup>-3</sup>; matéria orgânica do solo (MOS), em g dm<sup>-3</sup>; saturação por bases (V), em %; e percentual de saturação por sódio (PST), em %. Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios				
		pH	H+Al*	MOS	V	PST
Qualidade de água (A)	3	0,113225 <sup>ns</sup>	3,4623 <sup>ns</sup>	21,5447*	0,411232 <sup>ns</sup>	237,9033*
Dose de nitrogênio (N)	4	0,691724*	3,1123 <sup>ns</sup>	8,3735 <sup>ns</sup>	1,147205 <sup>ns</sup>	2,1425 <sup>ns</sup>
A x N	12	0,038950 <sup>ns</sup>	4,8622 <sup>ns</sup>	3,2272 <sup>ns</sup>	0,411232 <sup>ns</sup>	1,8494 <sup>ns</sup>
Erro	60	0,048473	4,5122	4,1589	0,595225	2,0291
CV (%)		2,89	20,56	16,22	0,77	9,54
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>						
0 ton ha <sup>-1</sup>		7,84	0,00	13,18	100,00	14,36
45 ton ha <sup>-1</sup>		7,76	0,00	13,13	100,00	14,95
90 ton ha <sup>-1</sup>		7,60	0,00	11,51	100,00	14,83
135 ton ha <sup>-1</sup>		7,57	0,00	12,89	100,00	15,27
180 ton ha <sup>-1</sup>		7,30	1,65	12,16	99,40	15,23
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>						
Água potável		7,60 a	0,00 a	11,77 b	100,00 a	9,79 b
UASB		7,54 a	0,54 a	14,05 a	99,81 a	16,87 a
UASB + ISF		7,60 a	0,79 a	12,55 ab	99,71 a	16,97 a
TS + ISF		7,72 a	0,00 a	11,94 b	100,00 a	16,08 a

\*ANOVA realizada para dados transformados:  $X = X + 10$ . Valores médios apresentados sem transformação.

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 2. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de teores de: fósforo assimilável (P), em mg dm<sup>-3</sup>; e de potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (S) trocáveis, em mmolc dm<sup>-3</sup>, determinados no solo após o cultivo do algodoeiro. Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios				
		P	K	Ca	Mg	Na
Qualidade de água (A)	3	580,4464 <sup>ns</sup>	1,0358*	19,1882 <sup>ns</sup>	36,8710 <sup>ns</sup>	2198,5531*
Dose de nitrogênio (N)	4	674,1958 <sup>ns</sup>	0,3258 <sup>ns</sup>	225,5655 <sup>ns</sup>	197,4709 <sup>ns</sup>	6,8292 <sup>ns</sup>
A x N	12	200,3551 <sup>ns</sup>	0,1267 <sup>ns</sup>	54,9910 <sup>ns</sup>	110,6113 <sup>ns</sup>	17,3116 <sup>ns</sup>
Erro	60	276,7029	0,1609	119,8260	120,5727	20,5500
CV (%)		11,90	19,84	8,96	10,42	11,15
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>						
0 ton ha <sup>-1</sup>		132,18	2,03	128,78	102,91	39,56
45 ton ha <sup>-1</sup>		139,30	2,00	121,09	108,94	41,21
90 ton ha <sup>-1</sup>		136,03	1,83	119,61	109,46	40,63
135 ton ha <sup>-1</sup>		149,32	2,23	121,01	103,40	41,04
180 ton ha <sup>-1</sup>		142,12	2,02	120,25	102,21	40,90
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>						
Água potável		132,03 a	1,69 b	122,63 a	106,36 a	25,10 b
UASB		142,22 a	2,18 a	122,56 a	105,21 a	46,77 a
UASB + ISF		140,64 a	2,16 a	120,68 a	106,44 a	47,05 a
TS + ISF		144,28 a	2,06 a	122,72 a	103,53 a	43,75 a

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

Tabela 3. Resumo da análise de variância e quadro de médias para os dados de teores dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), em  $\text{mg dm}^{-3}$ , determinados no solo após o cultivo do algodoeiro. Campina Grande, Paraíba, 2014.

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios				
		B	Cu	Fe	Mn	Zn
Qualidade de água (A)	3	0,101835*	0,265195*	28,3792*	39,5318*	0,738775*
Dose de nitrogênio (N)	4	0,021341 <sup>ns</sup>	0,026724 <sup>ns</sup>	20,4062 <sup>ns</sup>	52,4724*	0,281664 <sup>ns</sup>
A x N	12	0,008759 <sup>ns</sup>	0,026257 <sup>ns</sup>	7,2038 <sup>ns</sup>	8,6047 <sup>ns</sup>	0,313183 <sup>ns</sup>
Erro	60	0,013208	0,040736	8,5653	6,9868	0,196084
CV (%)		19,77	19,75	16,60	16,91	36,14
<b>Valores médios para as doses de nitrogênio</b>						
0 ton ha <sup>-1</sup>		0,60	1,02	16,58	13,83	1,35
45 ton ha <sup>-1</sup>		0,55	1,02	17,27	14,43	1,24
90 ton ha <sup>-1</sup>		0,54	0,96	16,75	15,46	1,14
135 ton ha <sup>-1</sup>		0,62	1,06	18,27	15,93	1,35
180 ton ha <sup>-1</sup>		0,61	1,06	19,27	18,51	1,05
<b>Valores médios para as qualidades de água de irrigação</b>						
Água potável		0,51 b	0,88 b	16,27 b	13,54 b	1,03 b
UASB		0,68 a	1,15 a	19,12 a	16,29 a	1,48 a
UASB + ISF		0,55 b	1,00 ab	17,27 ab	16,18 a	1,16 ab
TS + ISF		0,59 ab	1,06 a	17,87 ab	16,53 a	1,23 ab

GL: Graus de Liberdade; CV: Coeficiente de Variação

Em cada coluna, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

AP: Água potável; UASB: Esgoto doméstico tratado em reator UASB; UASB+ISF: Esgoto doméstico tratado em reator UASB e pós-tratado em filtro de areia intermitente; TS+ISF: Esgoto tratado em tanque séptico e pós-tratado em filtro de areia intermitente.

