

DANNIELY DE OLIVEIRA COSTA

**EFICÁCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO EM GOTEJADORES
OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA**

MOSSORÓ-RN

2014

DANNIELY DE OLIVEIRA COSTA

**EFICÁCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO EM GOTEJADORES
OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Manejo de Solo e Água.

ORIENTADOR: Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista/UFERSA

CO-ORIENTADOR: Prof. D. Sc. Luís César de Aquino Lemos Filho/UFERSA

MOSSORÓ-RN

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)
Setor de Informação e Referência

C837e Costa, Danniely de Oliveira

Eficácia do tratamento biológico em gotejadores operando com água residuária doméstica tratada/ Danniely de Oliveira Costa -- Mossoró, 2014.
110f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista
Co- Orientador: Prof. Luís César de Aquino Lemos Filho

Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) –
Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Pró-Reitoria de
Pesquisa e Pós-Graduação.

1. Irrigação agrícola. 2. Desobstrução de gotejadores –
Tratamento biológico. 3. Água - reuso. 4. Solução com
bactérias. I. Título.

RN/UFERSA/BCOT/868-14

CDD: 631.587

Bibliotecária: Vanessa Christiane Alves de Souza Borba
CRB-15/452

DANNIELY DE OLIVEIRA COSTA

**EFICÁCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO EM GOTEJADORES
OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFRSA, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Manejo de Solo e Água.

APROVADA EM: 28/08/2014

BANCA EXAMINADORA

Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista - UFRSA
Orientador

Prof. D. Sc. Luís César de Aquino Lemos Filho - UFRSA
Co-Orientador

D. Sc. Sandra Maria Campos Alves - UnP
Conselheira

Prof. D. Sc. Delfran Batista dos Santos - IF Baiano
Conselheiro

Aos meus pais, como forma de reconhecimento pela dedicação e amor incondicional.

Às minhas irmãs, pela amizade e por acreditarem sempre.

Ao meu noivo, pelo companheirismo, apoio e incentivo em todos os momentos.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida, por ser minha base e conceder-me tantas oportunidades.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido pela formação acadêmica e oportunidade de concluir o Curso de Mestrado em Manejo de Solo e Água.

Aos meus pais, Maria Aparecida e Neilson Teixeira, pelo amor, dedicação e esforço em todos os momentos, me ensinando sempre a seguir em frente. Às minhas irmãs, Paula Beatriz e Daiane Oliveira, por acreditarem em mim e no meu sucesso.

Ao meu noivo, Hudson Salatiel, por me transmitir amor, carinho, paciência, confiança e força todos os dias, colaborando de forma singular para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista pelo apoio, disposição, oportunidade, dedicação e pelos ensinamentos transmitidos que irei guardar para a vida. Por ser um exemplo de professor, orientador e, acima de tudo, de pessoa.

Ao Prof. D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho por estar sempre disposto a ajudar, pelo excelente professor e por contribuir para minha formação acadêmica.

Aos Conselheiros da banca examinadora, D. Sc. Sandra Maria Campos Alves e Prof. D. Sc. Delfran Batista dos Santos, pelas sugestões e contribuições para melhoria do presente trabalho.

Ao Prof. Eduardo Alves do Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA) pela liberação do uso do Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME).

À D. Sc. Raquel Oliveira Batista pela dedicação na realização das análises de Microscopia de Raios X no LME/UFLA.

À Prof^a. Dra. Solange Aparecida Goularte Dombroski e Amanda Bezerra de Sousa pela realização das análises de DBO e DQO no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFRSA.

Ao Prof. M. Sc. Christiano Rebouças Cosme, pelo auxílio na determinação das dimensões e ilustrações dos gotejadores.

Ao servidor Sérvulo Eduardo, pelas análises por microscopia óptica no Laboratório de Histologia e Embriologia da UFRSA.

Aos meus amigos do meio acadêmico, em especial à Larissa Luanna, Jéssica-Suyanne, Clara Nívea, Júnior Fernandes, Luiz Eduardo, Bruno, Laura, Tayd Dayvison, Salma, Raquel, Ianne e Paulo Roberto.

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

Muito obrigada!

*“Sonhar é preciso, agir na direção da
realização de um sonho é fundamental.”*

(Martius)

RESUMO

A escassez hídrica e a degradação ambiental no semiárido são fatores que potencializam a utilização de águas residuárias domésticas tratadas visando seu aproveitamento agrícola. A irrigação localizada torna-se o método mais sustentável para este fim, devido à elevada eficiência de aplicação e do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo. No entanto, apresentam alta susceptibilidade ao entupimento de emissores, particularmente quando operam com águas residuárias, em função da formação de bioincrustação. Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo empregar o tratamento biológico visando à desobstrução de gotejadores que operam com água residuária doméstica tratada. Para isso, foi montada uma bancada experimental na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), a qual apresenta uma área total de 793,13 m², instalada no Parque Zoobotânico da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró. Para avaliação do desempenho hidráulico e do entupimento dos três tipos de gotejadores aplicando água residuária tratada, durante 400 h, montou-se um experimento com quatro unidades de irrigação, dotadas de três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3), em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador). A cada 80 h de funcionamento avaliou-se o CUC, CUD, Us, CVQ, RQR e Q. Decorrido o tempo de operação de 400 h, realizou-se o segundo experimento, caracterizado pelo emprego do tratamento biológico que constou de catalisador enzimático da marca Byosol Swift, linha FA (Fossa Asséptica) e de pó concentrado de bactérias da marca MaxBio, utilizados conjuntamente. O experimento foi montado com três fatores, sendo o primeiro fator os três tipos de gotejadores, o segundo fator os três tratamentos T1 (sem aplicação do produto), T2 (1ª aplicação do produto) e T3 (2ª aplicação do produto) e o terceiro fator as dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹) do produto MaxBio, em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador em cada unidade de irrigação). Os níveis de desobstrução dos gotejadores pelos produtos biológicos foram avaliados. Os dados foram submetidos às análises de regressão simples e múltipla, teste de média e teste de correlações paramétricas de Pearson. Os resultados indicaram que a formação de bioincrustação resultante da interação entre os agentes físico-químicos e biológicos propiciou o entupimento parcial e total dos gotejadores e, conseqüentemente, redução no desempenho hidráulico das unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica tratada. O gotejador G1 foi mais suscetível ao entupimento do que os gotejadores G2 e G3. No gotejador G1, a dosagem de 80 mg L⁻¹ de MaxBio apresentou resultados mais positivos, quanto à recuperação do desempenho hidráulico, sendo este efeito mais expressivo com a realização da segunda aplicação do produto. A dosagem de 80 mg L⁻¹ de MaxBio, também, apresentou os melhores resultados na desobstrução do gotejador G3, sendo necessária, apenas, a primeira aplicação do produto.

Palavras-chave: Esgotamento sanitário, reuso, solução com bactérias, recuperação.

ABSTRACT

Water scarcity and environmental degradation in semiarid region are factors that increase the use of treated domestic wastewater aiming its agricultural use. The drip irrigation becomes more sustainable method for this purpose, due to high application efficiency and low risk of contamination of agricultural produce and operators in the field. However, they have a high susceptibility of obstruction the emitters, particularly when operating with wastewaters, because of the biofouling's formation. In this context, the present study sought to employ biological treatment aimed at the drippers' unblocking that operate with treated domestic wastewater. For that, we assembled an experimental bench in the Experimental Unit for Water Reuse (EUWR), which has a total area of 793.13 m², installed on the Zoo and Botanical Park located at the Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró campus. To assessment of hydraulic performance and clogging of three types of drippers applying wastewater treated for 400 h, was mounted an experiment with four irrigation units, equipped with three types of emitters (G1, G2 and G3), with three replicates (three lateral lines by type of dripper). Every 80 h of operation evaluated the CUC, CUD, Us, CVQ, RQR and Q. After the operation time of 400 h, was held the second experiment, characterized by the use of biological treatment that consisted of catalyst enzymatic brand Byosol Swift, line FA (Aseptic Fosse) and powder concentrate of bacteria MaxBio brand, used together. The experiment was mounted with three factors, being the first factor the three types of emitters, the second factor the three treatments T1 (without application of the product), T2 (first application of the product) and T3 (second application of the product) and the third factor the dosages DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) and DOS4 (320 mg L⁻¹) the product MaxBio in three replicates (three lateral lines by type of dripper in each irrigation unit). The data were submitted to analysis of simple and multiple regression, mean test and parametric Pearson correlations test. The results indicated that the formation of biofouling resulting from the interaction between the physical, chemical and biological agents led to partial and total clogging of emitters and hence reduction in the hydraulic performance of irrigation units which operate with domestic wastewater treated. The dripper G1 was more susceptible to clogging than the drippers G2 and G3. In dripper G1, the dosage of 80 mg L⁻¹ MaxBio showed more positive results, as the recovery of hydraulic performance, this being more expressive effect with the completion of the second application of the product. A dosage of 80 mg L⁻¹ MaxBio also showed the best results in clearing the dripper G3, the first application of the product is required, only.

Keywords: Sanitary sewage, reuse, solution with bacteria, recuperation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Demandas consuntivas no Brasil	8
Figura 2 - Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) localizada no campus leste da UFERSA, Mossoró-RN.....	22
Figura 3 - Valores diários de temperatura do ar, temperatura da água residuária doméstica tratada e da precipitação pluviométrica durante o período experimental	23
Figura 4 - Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da empresa Imunizadora Oeste Ltda., em Mossoró-RN	23
Figura 5 - Coleta do efluente na lagoa de maturação da ETE (A) e posterior armazenamento no tanque localizado na UERA (B).....	24
Figura 6 - Esquema da bancada experimental apresentando o posicionamento dos reservatórios de efluente e das unidades de irrigação por gotejamento	25
Figura 7 - Ilustração dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) utilizados na aplicação da água residuária doméstica tratada	26
Figura 8 - Ilustração dos materiais utilizados na análise da bioincrustação, destacando o <i>stub</i> revestido com papel alumínio (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C)	31
Figura 9 - Ilustração do catalisador enzimático Byosol Swift dos processos de biodegradação (A) e do pó concentrado de bactérias MaxBio (B).....	32
Figura 10 - Esquema da bancada experimental com adaptação realizada para aplicação da solução com bactérias	33
Figura 11 - Ilustração da abertura do final das linhas laterais para limpeza das mesmas	35
Figura 12 - Valores médios de Q (A), CVQ (B) e RQR (C), durante 400 h de operação do sistema, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3).....	44
Figura 13 - Valores médios de CUC (A), CUD (B) e Us (C), durante 400 h de operação do sistema, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3).....	49
Figura 14 - Ilustração do desenvolvimento de bioincrustação no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) que aplicaram água residuária doméstica tratada	54

Figura 15 - Análise por microscopia óptica da matriz da bioincrustação (A) formada no interior dos gotejadores, destacando a presença de ácaros (B), leveduras (C), protozoários (D), algas (E) e espinhos de ácaros (F)	56
Figura 16 - Micrografias da bioincrustação, com ampliação de 70 vezes (A) e de 58 vezes (B) na área de filtração do gotejador, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	57
Figura 17 - Mapeamento dos elementos químicos presentes na bioincrustação (A) da micrografia 27B, destacando a presença de cálcio (B), ferro total (C), oxigênio (D), selênio (E) e silício (F), obtidos nas análises por microscopia de raios X	59
Figura 18 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios de vazão (Q) para os gotejadores G1 (Figura 18A), G2 (Figura 18B) e G3 (Figura 18C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	68
Figura 19 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de variação de vazão (CVQ) para os gotejadores G1 (Figura 19A), G2 (Figura 19B) e G3 (Figura 19C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	71
Figura 20 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de redução da vazão relativa (RQR) para os gotejadores G1 (Figura 20A), G2 (Figura 20B) e G3 (Figura 20C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	73
Figura 21 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) para os gotejadores G1 (Figura 21A), G2 (Figura 21B) e G3 (Figura 21C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	76
Figura 22 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) para os gotejadores G1 (Figura 22A), G2 (Figura 22B) e G3 (Figura 22C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	78
Figura 23 - Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade estatística (Us) para os gotejadores G1 (Figura 23A), G2 (Figura 23B) e G3 (Figura 23C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Percentual de municípios com rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões.....	6
Tabela 2 - Percentual de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto doméstico, por Estado da região Nordeste, 2008	6
Tabela 3 - Fatores físicos, químicos e biológicos que provocam obstruções nos sistemas de irrigação localizada	10
Tabela 4 - Principais constituintes químicos associados com problemas de entupimento	12
Tabela 5 - Características física, químicas e biológica das águas residuárias que representam risco de obstrução de gotejadores	14
Tabela 6 - Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE)	26
Tabela 7 - Características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT), ao longo do tempo de operação das unidades de irrigação por gotejamento	39
Tabela 8 - Valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT)	40
Tabela 9 - Equações de regressão ajustadas à vazão (Q), ao coeficiente de variação de vazão (CVQ) e ao coeficiente de redução da vazão relativa (RQR), em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)	46
Tabela 10 - Equações de regressão ajustadas à vazão (Q), ao coeficiente de variação de vazão (CVQ) e ao coeficiente de redução da vazão relativa (RQR), em função das características física (SS), químicas (SD, Fe, Mg^{2+}) e biológica (CT) da água residuária doméstica tratada, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)	47
Tabela 11 - Equações de regressão ajustadas ao coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade estatística (U_s), em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3).....	51
Tabela 12 - Equações de regressão ajustadas ao coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade	

estatística (Us), em função das características física (SS), químicas (SD, Fe, Ca^{2+} e Mg^{2+}) e biológicas (CT) da água residuária doméstica tratada, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)	52
Tabela 13 - Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G1, que operaram com água residuária doméstica tratada	61
Tabela 14 - Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G2, que operaram com água residuária doméstica tratada	63
Tabela 15 - Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G3, que operaram com água residuária doméstica tratada	65
Tabela 16 - Equações de regressão ajustadas à variável Q em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos (T2 e T3) utilizados	69
Tabela 17 - Equações de regressão ajustadas à variável CVQ em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)	72
Tabela 18 - Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)	75
Tabela 19 - Equações de regressão ajustadas à variável CUC em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)	77
Tabela 20 - Equações de regressão ajustadas à variável CUD em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)	79
Tabela 21 - Equações de regressão ajustadas à variável Us em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L ⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

APLIC - Aplicação

ARDT - Água Residuária Doméstica Tratada

ASABE - American Society of Agricultural and Biological Engineers

Bh - Bactérias heterotróficas

C - Carbono

Ca - Cálcio

CACIM - Centro de Análises Clínicas e Imunológicas de Mossoró

CaCO₃ - Carbonato de cálcio

CE - Condutividade Elétrica

Cl - Cloreto

CO₃ - Carbonato

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT - Coliformes Totais

CTe - Coliformes Termotolerantes

CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen

CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição

CVf - Coeficiente de Variação de Fabricação

CVQ - Coeficiente de Variação de Vazão

DA - Dispositivo de Autocompensação

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DOS - Dosagem

DQO - Demanda Química de Oxigênio

dS - Decisiemens

Dur - Dureza

EPA - Agência de Proteção Ambiental Americana

ETE - Estação de Tratamento de Efluentes

FA - Fossa asséptica

Fe - Ferro

H₂S - Sulfeto de hidrogênio

HCO₃ - Bicarbonato

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K - Potássio

LASAP - Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

LME - Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural

LSA - Laboratório de Saneamento Ambiental

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

Mg - Magnésio

Mn - Manganês

Na - Sódio

NO₃ - Nitrato

O - Oxigênio

OD - Oxigênio Dissolvido

OH - Hidróxido

PB - População bacteriana

pH - Potencial Hidrogeniônico

PO₄ - Fosfato

Q - Vazão do gotejador

RAS - Razão de Adsorção de Sódio

RQR – Coeficiente de Redução da Vazão Relativa

SAEG - Sistema para Análises Estatísticas

SD - Sólidos Dissolvidos

Se - Selênio

Si - Silício

SO₄ - Sulfato

SS - Sólidos suspensos

UERA - Unidade Experimental de Reuso de Água

UFC - Unidades Formadoras de Colônias

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semi-Árido

UFLA - Universidade Federal de Lavras

Us - Coeficiente de Uniformidade Estatística

USDA - Departamento de Agricultura dos EUA

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 A ESCASSEZ HÍDRICA	3
2.2 O PROBLEMA DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO	4
2.3 REUSO AGRÍCOLA	7
2.4 APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS VIA SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO	9
2.4.1 Obstrução física de gotejadores	10
2.4.2 Obstrução química de gotejadores.....	11
2.4.3 Obstrução biológica de gotejadores	13
2.4.4 Combinação dos agentes ocasionadores de obstrução	14
2.4.5 Desempenho hidráulico de gotejadores operando com esgoto doméstico	15
2.5 MEDIDAS DE COMBATE À OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES	16
2.5.1 Aumento da pressão de serviço	17
2.5.2 Tratamento químico (cloração e acidificação).....	17
2.5.3 Lavagem das linhas laterais.....	18
2.5.4 Tratamento biológico	19
2.6 MODELOS EMPÍRICOS DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	22
3.1.1 Caracterização da estação de tratamento de efluentes (ETE).....	23

3.1.2 Coleta e transporte do efluente utilizado no experimento	24
3.2 MONTAGEM DA BANCADA EXPERIMENTAL	24
3.3 CONDUÇÃO DOS EXPERIMENTOS	27
3.3.1 Experimento 1: avaliação do desempenho hidráulico das unidades de irrigação por gotejamento.....	27
3.3.1.1 Monitoramento da qualidade da água residuária doméstica tratada.....	29
3.3.1.2 Realização da microscopia eletrônica de varredura (MEV) e por raios X	31
3.3.2 Experimento 2: desobstrução dos gotejadores empregando tratamento biológico.....	31
3.3.2.1 Caracterização do produto aplicado nas unidades de irrigação	31
3.3.2.2 Descrição da técnica de desobstrução de gotejadores empregando o tratamento biológico	33
3.3.3 Experimentação e análise estatística.....	36
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA.....	38
4.2 EXPERIMENTO 1: DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA.....	43
4.2.1 Desempenho da vazão (Q), do coeficiente de variação da vazão (CVQ) e do coeficiente de redução da vazão relativa (RQR).....	43
4.2.2 Desempenho dos coeficientes de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade estatística (Us)	48
4.2.3 Análise visual e por microscopia óptica dos gotejadores obstruídos por bioincrustação	53
4.2.4 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) aplicada à identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento em gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada.....	56

4.2.5 Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade da água residuária doméstica tratada	60
4.3 EXPERIMENTO 2: ANÁLISES DO TRATAMENTO BIOLÓGICO NA DESOBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES QUE OPERARAM COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA	67
4.3.1 Efeitos na vazão (Q).....	67
4.3.2 Efeitos no coeficiente de variação da vazão (CVQ)	70
4.3.3 Efeitos no coeficiente de redução da vazão relativa (RQR).....	72
4.3.4 Efeitos no coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC).....	75
4.3.5 Efeitos no coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)	77
4.3.6 Efeitos no coeficiente de uniformidade de estatística (Us).....	79
5 CONCLUSÕES.....	82
REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais utilizados pelo homem, não só para atender suas necessidades metabólicas, mas também para diversos usos múltiplos. O acesso ao abastecimento de água por rede é essencial para a qualidade de vida da população. Por outro lado, a utilização da água para abastecimento também traz, como consequência, a geração de esgotos sanitários, resultando em inúmeros impactos sobre o ambiente natural.

Conforme dados do IBGE (2010), no Brasil, pouco mais da metade dos municípios (55,2%) apresentam serviço de esgotamento sanitário com rede coletora e apenas 28,5% fazem tratamento do seu esgoto. Na região Nordeste o número de municípios com tratamento de esgoto (341, representando 19,0% do total da região) corresponde a menos da metade dos que possuem coleta de esgoto (819, representando 45,7% do total da região). A falta de sistemas de coleta, tratamento e destinação final dos esgotos sanitários resultam em formas inadequadas para sua disposição, tais como o lançamento em corpos d'água, a disposição em terrenos, a infiltração no solo e a consequente poluição da água subterrânea.

Com isso, é favorecido o contato, de forma direta e indireta, das pessoas com os esgotos sanitários, ocasionando a proliferação de doenças de transmissão fecal-oral, especialmente as diarreias, que representam em média mais de 80% das doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil (IBGE, 2011).

O reuso direto planejado das águas, decorrente de efluentes tratados e controlados, se caracteriza como uma importante fonte hídrica alternativa, sendo de extrema importância principalmente em regiões que se caracterizam por elevada escassez e adversidades climáticas. No semiárido nordestino, em períodos de escassez, o uso da água se limita basicamente ao consumo humano e animal; o uso na agricultura e em outras atividades vem em segundo plano.

A utilização de água residuária doméstica tratada na agricultura é uma alternativa para controle da poluição das águas superficiais e subterrâneas, além de uma maneira de disponibilizar água e nutrientes para as culturas, sendo de grande importância nas regiões áridas e semiáridas, proporcionando alívio na demanda e preservação de oferta de água para usos múltiplos.

Dentre os métodos de irrigação, do ponto de vista ambiental, a irrigação localizada é o mais sustentável para a disposição de águas residuárias no ambiente, por causa da elevada eficiência de aplicação e do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo. No entanto, os sistemas de irrigação por gotejamento apresentam alta susceptibilidade ao entupimento de emissores, particularmente quando operam com águas residuárias em função da formação de bioincrustação.

Assim, para a minimização do entupimento de gotejadores são recomendadas diversas técnicas. Entre as práticas mais utilizadas estão o tratamento químico (cloração e acidificação), o aumento da pressão de serviço, a lavagem das linhas laterais e o tratamento biológico.

O tratamento biológico de gotejadores, ao contrário da utilização de derivados clorados inorgânicos, vem se destacando pela não geração de substâncias carcinogênicas, além de propiciar o controle biológico de microrganismos patogênicos que possam causar doenças às plantas.

Considerando a necessidade de obter informações técnicas e científicas relativas à minimização da formação de bioincrustação em equipamentos de aplicação e, ou disposição de efluentes, torna-se imprescindível gerar conhecimentos que possam ser implementados em áreas de aproveitamento agrícola de águas residuárias, propondo alternativas que sejam técnica e economicamente viáveis para o produtor rural e ambientalmente aceitas pela sociedade.

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo geral utilizar uma solução com bactérias, visando à desobstrução de gotejadores que operam com água residuária doméstica tratada. Dessa forma, os objetivos específicos foram: a) Identificar os fatores físicos, químicos e biológicos responsáveis pela obstrução de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada; b) analisar as alterações da vazão e da uniformidade de aplicação em distintos modelos de gotejadores que operam com água residuária doméstica tratada; e, c) verificar se a aplicação da solução com bactérias irá proporcionar a desobstrução parcial ou total dos distintos modelos de gotejadores.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A ESCASSEZ HÍDRICA

Das águas do planeta, apenas 2,5% são doces. Desse volume, a maior parte (68,9%) forma as calotas polares, geleiras e neves que cobrem os cumes das montanhas mais altas e os aquíferos profundos da Antártica e Groenlândia, inacessíveis a milhões de pessoas que habitam essas regiões. As águas subterrâneas (29,9%) ocupam o segundo lugar em volume no ciclo hidrológico. A umidade dos solos e as águas dos pântanos representam cerca de 0,9% do total da água doce; os rios e lagos somam apenas 0,3%. Os oceanos contêm 97,5% do total da água da terra e cobrem dois terços do planeta com água salgada (SÃO PAULO, 2011).

Os desequilíbrios, em distintas regiões do mundo, que se produzem com respeito às disponibilidades de água de qualidade são cada vez mais acentuados. As causas, ainda que conhecidas, são dificilmente evitáveis, destacando-se: o aumento da população e sua concentração em grandes núcleos urbanos; o elevado grau de desmatamento e deterioração da vegetação resultando no menor aproveitamento das precipitações; os efeitos negativos da exploração excessiva dos aquíferos; o crescente dano por contaminação da qualidade das águas superficiais, entre outras (Almeida, 2010).

A população urbana brasileira é abastecida tanto por águas superficiais como por águas subterrâneas. A disponibilidade hídrica total de águas superficiais no Brasil, computada pelas vazões com 95% de permanência, é da ordem de $91 \text{ mil m}^3 \text{ s}^{-1}$. A maior ou menor intensidade do uso desses mananciais depende da localização das demandas e da oferta de água disponível, em quantidade e qualidade (BRASIL, 2010).

Em certos casos, a oferta de água não atende a demanda, devido principalmente à distribuição espacial irregular dos recursos hídricos, à baixa produção hídrica de mananciais utilizados em período de estiagem, e à deficiência de investimentos para aproveitamento de novos mananciais. Na região Nordeste, por exemplo, as grandes porções territoriais caracterizadas por clima semiárido possuem mananciais que não oferecem garantia de água para os vários usos dos recursos hídricos (BRASIL, 2010), esta região abriga 28,91% da população brasileira e dispõe de apenas 3,3% dos recursos hídricos (BRASIL, 2012b).

A combinação de elevadas taxas de evapotranspiração, solos rasos com pouca capacidade de armazenagem de água em aquíferos e o caráter concentrado das precipitações anuais leva à condição de clima semiárido e bioma caatinga da Região Nordeste do Brasil. Trata-se, portanto, de um território vulnerável, em que a irregularidade interanual das precipitações pluviométricas pode chegar a condições extremas, representadas por frequentes e longos períodos de estiagem (BRASIL, 2012c).

Marengo et al. (2007) prevê que, na região semiárida brasileira, as mudanças climáticas poderão causar problemas severos, devido as fragilidades da própria região, sendo que os mais vulneráveis serão os agricultores pobres que praticam a agricultura de subsistência, o que poderá trazer mais pobreza e exclusão social nesta região.

2.2 O PROBLEMA DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO

O esgotamento sanitário compreende as ações de coleta, tratamento e disposição dos efluentes produzidos nos domicílios e em processos produtivos cabíveis. O objetivo é preservar o meio ambiente, impedindo que as águas poluídas pelo homem, durante os processos anteriormente citados, contaminem os corpos de água (Kobiyama et al., 2008).

O esgoto contém, aproximadamente, 99,9% de água, e apenas 0,1% de sólidos. É, no entanto, devido a esse pequeno percentual de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas, sendo necessário o seu tratamento (Jordão & Pessôa, 2011).

O modelo atual de urbanização tem resultado na geração de grandes quantidades de esgotos sanitários. Por essa razão, a inadequação dos sistemas de esgotamento sanitário é a principal causa de doenças e de poluição ambiental (Zhao et al., 2010). As diarreias – sintoma comum de uma infecção gastrointestinal causada por uma ampla gama de agentes patogênicos, incluindo bactérias, vírus e protozoários – respondem por mais de 80% das doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado, sendo responsáveis, também, por mais da metade dos gastos com esse tipo de enfermidade (Kronemberger & Júnior, 2010).

De acordo com Daltro Filho (2004), os tratamentos de esgotos domésticos são classificados pela forma de eliminação dos contaminantes, empregando processos físicos, químicos e biológicos e por meio do nível de depuração, utilizando sistemas preliminar, primário, secundário e terciário. von Sperling (2011) acrescenta que os

aspectos mais importantes na seleção de sistemas de tratamento são a eficiência, a confiabilidade, os requisitos de área, os impactos ambientais, os custos de operação, os custos de implantação, a sustentabilidade e a simplicidade.

De modo geral, o processo de tratamento de efluentes segue um fluxo que compreende as seguintes etapas:

- Tratamento preliminar: objetiva a remoção de sólidos grosseiros (von Sperling, 2011). Serve essencialmente para preparar os efluentes para o tratamento subsequente, removendo partículas grandes e areia para proteger as demais unidades de tratamento, nessa classe encontram-se as grades e os desarenadores.
- Tratamento primário: visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, predominando o uso de mecanismos físicos (von Sperling, 2011). Os esgotos domésticos escoam vagarosamente pelos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão de maior densidade sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto. Nesta classe situam-se os decantadores primários e os tanques de flotação (Jordão & Pessoa, 2011).
- Tratamento secundário: predominam mecanismos biológicos, com objetivo principal de remoção de matéria orgânica e de nutrientes como nitrogênio e fósforo (von Sperling, 2011), e consistem na conversão da matéria orgânica biodegradável em biomassa, por ação de microrganismos. Nesta categoria, estão presentes os reatores de lodos ativados e lagoas de estabilização (Matos, 2007).
- Tratamento terciário: objetiva a remoção de poluentes específicos, usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis, ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (von Sperling, 2011). São mais comuns em estações que necessitem de um alto grau de tratamento do efluente final e situam-se neste nível os cloradores e as lagoas de maturação.

Segundo informações do IBGE (2010), o Brasil possui 90,88% e 61,76% da população urbana atendida por rede geral de água e por rede coletora de esgotamento sanitário, respectivamente. O saneamento básico ainda está muito aquém das necessidades mais elementares da população brasileira. Assim, embora, em 2008, 68,8% do esgoto coletado tivesse sido tratado no País, menos de um terço dos municípios (28,5%) fez o tratamento, com acentuadas diferenças regionais.

O Nordeste foi a região onde a falta de esgotamento sanitário se mostrou mais grave, atingindo cerca de 15,3 milhões de habitantes, com a escassez do serviço sendo maior nos Estados da Bahia, Maranhão e Piauí. Apenas 45,7% dos municípios nordestinos

dispunham de rede coletora de esgoto doméstico, e 19% faziam tratamento dos efluentes, sendo que 22,4% dos domicílios tinham acesso à rede geral de esgotamento sanitário (IBGE, 2010).

A Tabela 1 refere-se ao percentual de municípios que dispunham de rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões e no Brasil, entre os anos de 2000 e 2008.

Tabela 1. Percentual de municípios com rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões

Ano	Percentual de municípios com rede coletora de esgoto (%)					
	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-Oeste	Brasil
2000	7,1	42,9	92,9	38,9	17,9	52,2
2008	13,4	45,7	95,1	39,7	28,3	55,2

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (IBGE, 2010).

No que se refere aos dados locais, o serviço de coleta de esgoto doméstico no Estado do Rio Grande do Norte esteve presente em apenas 35,3% dos municípios (Tabela 2).

Tabela 2. Percentual de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto doméstico, por Estado da região Nordeste, em 2008

Região Nordeste	Municípios atendidos (%)	
	Rede coletora	Tratamento
Alagoas	41,2	16,7
Bahia	51,3	20,4
Ceará	69,6	48,9
Maranhão	6,5	1,4
Paraíba	73,1	20,2
Pernambuco	88,1	27,6
Piauí	4,5	2,2
Rio Grande do Norte	35,3	22,8
Sergipe	34,7	9,3

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (IBGE, 2010).

Este quadro justifica-se devido ao grande número de municípios preponderantemente rurais e com população mais dispersa (densidade demográfica menor que 80 habitantes por quilômetro quadrado), o que acarreta maior dificuldade no fornecimento dos serviços de coleta de esgoto doméstico. Já o percentual de municípios com relação ao tratamento de esgoto doméstico é de 22,8%. Este resultado sugere que os municípios

com tratamento de esgoto doméstico concentrem uma parcela significativa do esgoto doméstico coletado (IBGE, 2010).

Segundo BRASIL (2012c), o lançamento de esgoto *in natura* em corpos hídricos, o que é bastante comum em um grande número de municípios e distritos nordestinos, pode trazer as seguintes consequências:

- Depleção do oxigênio dissolvido (OD) devido a sua utilização por bactérias aeróbias na oxidação da matéria orgânica solúvel;
- Toxicidade aos organismos aquáticos devido à presença de metais pesados;
- Demanda de maiores quantidades de produtos químicos para tratamento de água, interferência na fotossíntese e problemas estéticos causados pela presença de substâncias que conferem cor e turbidez a água; e,
- Eutrofização de corpos hídricos favorecida pela presença de nutrientes, principalmente, nitrogênio e fósforo.

2.3 REUSO AGRÍCOLA

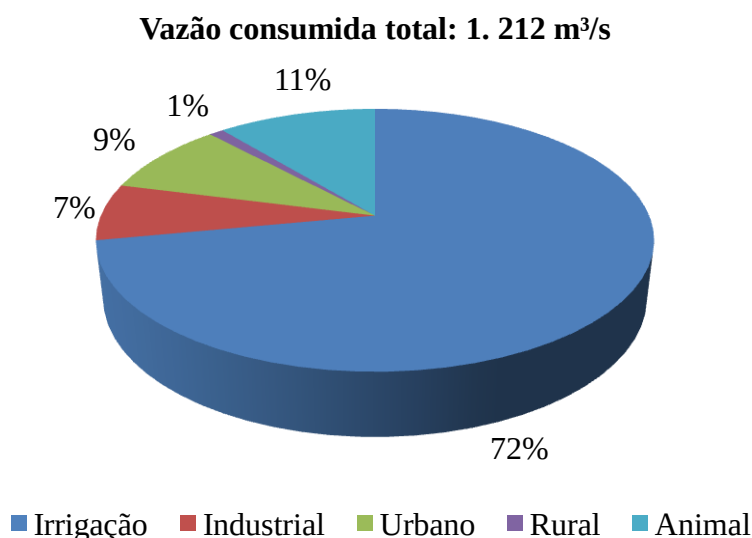
Os corpos hídricos são considerados depuradores naturais de resíduos gerados pelo homem. Esta prática bastante usual compromete a qualidade do meio ambiente. O reuso controlado gera menor captação de recursos hídricos primários e, automaticamente, menos efluente lançado nos corpos hídricos, preservando o recurso natural no que diz respeito a seus aspectos de qualidade e quantidade (Medeiros et al., 2005).

A falta de recursos hídricos e o aumento dos conflitos pelo uso da água geraram a emergência da conservação e do tratamento e reuso, como componentes formais da gestão de recursos hídricos. Os benefícios inerentes à utilização de água recuperada para usos benéficos, ao contrário de disposição ou descarga, incluem preservação de fontes de qualidade elevada, proteção ambiental e benefícios econômicos e sociais (Sousa et al., 2005; Fonseca et al., 2007).

Em função da escassez de água que atinge várias regiões do Brasil, associada aos problemas de qualidade da água, torna-se uma alternativa potencial de racionalização desse recurso natural a reutilização da água para vários usos, inclusive a irrigação agrícola (Hespanhol, 2008).

A Figura 1 ilustra o resultado da estimativa das demandas por tipo de uso consuntivo de recursos hídricos em 2010. Como esperado, a maior vazão efetivamente consumida

foi para fins de irrigação (72%), seguida de dessedentação animal (11%), abastecimento urbano (9%), abastecimento industrial (7%) e abastecimento rural (1%).



Fonte: Adaptado pela pesquisadora (BRASIL, 2012a).

Figura 1. Demandas consuntivas no Brasil.

São vários os benefícios da aplicação de água residuária na agricultura, por terem em sua composição água e nutrientes, promove a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes químicos, com a diminuição do impacto ambiental, em função da redução da contaminação dos corpos hídricos; um significativo aumento na produção, tanto qualitativo quanto quantitativo; economia da quantidade de água direcionada para a irrigação, que pode ser utilizada para fins mais nobres, como o abastecimento público; além de promover a melhoria das condições físicas do solo pela adição da matéria orgânica, ao mesmo tempo em que se resolve o problema da sua disposição final (Medeiros et al., 2005; Mélo et al., 2005; Fonseca et al., 2007). Além disso, esta técnica consiste em uma das alternativas para a seca no semiárido nordestino (Santos et al., 2012) e um eficiente instrumento para a gestão de recursos hídricos no Brasil (Hespanhol, 2009).

Azevedo & Oliveira (2005) ressaltam a importância da utilização de águas residuárias domésticas para o fornecimento de nutrientes e aumento de produtividade. Ao aplicarem esgoto doméstico tratado por gotejamento na cultura do pepino (*Cucumis sativus* L.), notaram aumento na produção de 40,7%. Rodrigues et al. (2009)

observaram que o crescimento da mamoneira foi favorecido pela irrigação com água residuária doméstica.

Embora haja vantagens, o aproveitamento agrícola de águas residuárias está associado a alguns riscos sanitários, pela possibilidade da presença de patógenos, tais como *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., bem como ovos de vermes intestinais. Entretanto, o risco da disseminação de coliformes fecais e de outras bactérias pode ser minimizado por meio de um manejo adequado do esgoto doméstico (Souza et al., 2011).

2.4 APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS VIA SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO

Por ser uma das tecnologias atuais mais eficazes, a irrigação por gotejamento vem recebendo mais atenção e desempenhando um papel importante na agricultura moderna, sendo utilizada para o tratamento de águas residuárias e de distribuição alternativa, oferecendo soluções em que outros sistemas de tratamento do solo são inadequados, devido à alta salinidade da água, densa camada superficial do solo, cobertura vegetal ou restrições de espaço, ou outras limitações do local (Rowan et al., 2004).

Os sistemas de irrigação localizada são recomendados para aplicação de águas residuárias, por causa da elevada eficiência de aplicação do efluente e do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo (Souza et al., 2011). Porém, seus emissores estão entre as peças mais importantes do sistema, possuindo um estreito labirinto que facilmente pode ser obstruído por poluentes, tais como, partículas em suspensão, precipitações químicas, matéria orgânica e microrganismos (Li et al., 2006).

Os fatores físicos, químicos e biológicos que podem provocar obstruções em gotejadores estão caracterizados na Tabela 3.

Tabela 3. Fatores físicos, químicos e biológicos que provocam obstruções nos sistemas de irrigação localizada

Físicos (Sólidos Suspensos)	Químicos (Precipitados)	Biológicos (Atividade Bacteriana)
Partículas Inorgânicas:	Carbonatos de cálcio	Filamentos
Areia	ou magnésio	Lodos
Silte	Sulfato de cálcio	Deposições microbianas:
Argila	Metais pesados	Ferro
Resíduo plástico	Hidróxidos, óxidos,	Enxofre
Partículas orgânicas:	carbonatos, silicatos e	Manganês
Organismos aquáticos	Sulfetos	
Fitoplâncton	Óleo e outros lubrificantes	
Zooplâncton	Fertilizantes:	
Caracol	Fosfato	
Peixe	Amônia líquida	
Organismos não aquáticos	Ferro, cobre, zinco e	
Larva de inseto	Manganês	
Formiga		
Aranha		

Fonte: Nakayama et al. (2006).

2.4.1 Obstrução física de gotejadores

O entupimento de emissores por causa física está principalmente relacionado com a quantidade de sedimentos que está presente em suspensão na água de irrigação ou que é succionada pelo conjunto motobomba (Coelho et al., 2007). Partículas inorgânicas em suspensão, como silte, areia e argila; matéria orgânica, fragmento de plantas, resíduos animais e etc, podem bloquear ou se acumularem nos emissores, causando entupimento (Ribeiro et al., 2005).

Segundo Capra & Scicolone (2007), as partículas maiores que 1/4 e 1/10 do diâmetro da passagem do escoamento de efluente no gotejador representam risco potencial de entupimento quando se utiliza esgoto doméstico tratado contendo até 50 mg L⁻¹ e de 100 a 150 mg L⁻¹ de sólidos suspensos, respectivamente.

Estudos realizados com esgoto doméstico tratado apontam os sólidos suspensos como um dos principais agentes de entupimento físico de gotejadores (Adin & Sacks, 1991; Capra & Scicolone, 2004; Capra & Scicolone, 2007).

Capra & Scicolone (2007) observaram, realizando testes de campo com águas residuárias de diferentes qualidades, que o teor de sólidos suspensos totais de 50 mg L⁻¹ já causa problemas na uniformidade de emissão de água.

A severidade do entupimento, muitas vezes, depende mais do tamanho do que da quantidade de partículas na água de fertirrigação (Adin & Sacks, 1991). No entanto, Capra & Scicolone (2004) notaram que o esgoto doméstico secundário com concentrações de sólidos suspensos superiores a 78 mg L^{-1} não possibilitou ótima uniformidade de aplicação de efluente nas unidades de fertirrigação.

Adin & Sacks (1991) consideraram as algas como um grupo de partículas orgânicas de alto potencial de obstrução, particularmente aquelas com tamanho superior a $50 \text{ }\mu\text{m}$. Os referidos autores identificaram no esgoto doméstico secundário algas das espécies *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Coelastrium*, *Dictyosphaerium*, *Oocystis* e *Tetrahedon*.

Hills & El-Ebawy (1990) comprovaram que a aplicação de água contendo somente partículas inorgânicas (isenta de bactérias e algas) com tamanho de até $400 \text{ }\mu\text{m}$ causou pequenas reduções nas vazões iniciais dos gotejadores. No entanto, os gotejadores que receberam a aplicação de água contendo partículas orgânicas (algas com tamanho de até $150 \text{ }\mu\text{m}$) apresentaram entupimento gradual devido ao crescimento bacteriano internamente.

2.4.2 Obstrução química de gotejadores

O entupimento de origem química em emissores se relaciona principalmente à passagem de determinados elementos químicos da forma natural, em que se encontram solúveis na água, para um novo estado de oxidação/redução, de menor solubilidade, com formação de precipitados (Melo et al., 2008). Tais processos de oxidação/redução envolvem a presença de bactérias, as quais podem, ou não, ser específicas para um determinado elemento.

De acordo com Nakayama et al. (2006), os precipitados químicos resultam de reações dos íons catiônicos cálcio, magnésio e ferro com os íons aniônicos sulfatos, fosfatos, silicatos e hidróxidos (Tabela 4).

Tabela 4. Principais constituintes químicos associados com problemas de entupimento

Cátion (+)		Ânion (-)		Íons precipitados com ânions
Insolúvel				
Ca	Cálcio	CO ₃	Carbonato	Ca, Mg
Mg	Magnésio	HCO ₃	Bicarbonato	Ca, Mg
Fe	Ferro	PO ₄	Fosfato	Ca, Mg, Fe
Mn	Manganês	OH	Hidróxido	Ca, Mg
		SO ₄	Sulfato	Ca, Mg, Fe, Mn
Solúvel				
Na	Sódio	NO ₃	Nitrato	
K	Potássio	Cl	Cloreto	

Fonte: Nakayama et al. (2006).

Dias et al. (2004) avaliando a resistência de tubogotejadores ao entupimento por precipitação química de cálcio, concluíram que a mesma ocorreu gradualmente, modificando a vazão dos gotejadores, devido a ocorrência de obstruções tanto parcial como total nos emissores. No trabalho apresentado por Hills et al. (1989), observou-se que elevados valores dos cátions cálcio e magnésio, do potencial hidrogeniônico e da temperatura, favorecem a precipitação química nos gotejadores, principalmente como carbonato de cálcio, e que os maiores níveis de entupimento ocorreram nos gotejadores que aplicaram água com condutividade elétrica de 2,02 dS m⁻¹.

Busato et al. (2012) comentam que ferro e manganês, em elevados teores, são os principais causadores das obstruções dos emissores em sistemas de irrigação localizada. Estes elementos, ao entrarem em contato com o oxigênio atmosférico ou incorporado à água, oxidam-se, passando para as formas Fe³⁺ e Mn⁴⁺, de baixo coeficiente de solubilidade, e precipitam-se facilmente no interior das tubulações e dos emissores, impedindo ou dificultando a passagem normal da água. Ribeiro & Paterniani (2008) encontraram na captação de um sistema de irrigação localizada valor de 2,3 mg L⁻¹ de ferro, e dentro do sistema valores que oscilam de 2,8 a 3,1 mg L⁻¹ devido à precipitação em consequência da oxidação deste elemento.

O enxofre é outro elemento químico que pode trazer problemas de obstrução de gotejadores devido à formação de precipitado. Pizarro Cabello (1990) relatou que águas contendo concentrações de sulfeto de hidrogênio superiores a 0,1 mg L⁻¹ representam risco potencial de entupimento de gotejadores.

2.4.3 Obstrução biológica de gotejadores

O predomínio do uso de fontes de águas superficiais, aliado à alta frequência de temperaturas na faixa ótima para o desenvolvimento de microrganismos resulta em elevado risco de entupimento de origem biológica para os sistemas de irrigação (Resende et al., 2001). O entupimento de gotejadores ocasionado por agentes biológicos, na maioria das vezes, está associado à formação de mucilagens resultantes da atividade de bactérias, fungos e protozoários.

Colônias de protozoários do gênero *Ciliatea* e de *Bryozoa plumatella* foram identificadas nos gotejadores entupidos e ao longo das linhas laterais de sistemas de irrigação por gotejamento abastecidos com esgoto doméstico tratado (Ravina et al., 1992). Sagi et al. (1995) constataram a presença de colônias de protozoários (*Epystilus balanarum*) nos gotejadores obstruídos. Os protozoários se aderiram às paredes do equipamento de irrigação, mas somente onde a velocidade do escoamento do efluente era inferior a 2 m s^{-1} .

As bactérias que oxidam o ferro (ferrobactérias) e o enxofre (sulfobactérias) contribuem para o entupimento químico e biológico de gotejadores. Entretanto, o segundo fator é o mais relevante, porque tais bactérias produzem grandes quantidades de mucilagem gelatinosa (Nakayama et al., 2006).

Busato & Soares (2010) com o objetivo de caracterizar a qualidade da água utilizada na irrigação e identificar os gêneros de bactérias causadoras de entupimento, em três modelos de gotejadores, encontraram as ferrobactérias dos gêneros *Gallionella* e *Leptothrix*, como as causadoras de obstrução dos gotejadores.

Problemas de entupimento de gotejadores com a sulfobactéria *Beggiatoa Alba* foram verificados por Sagi et al. (1995), tais autores observaram o desenvolvimento dessa bactéria somente próximo à saída do gotejador, onde existia sulfeto de hidrogênio e oxigênio dissolvido. Conforme Nakayama et al. (2006), as bactérias *Thiobacillus* e *Desulfovibrio sulfuricans* também podem causar problemas de obstrução de gotejadores devido à fixação de enxofre ou de seus derivados. A *Thiobacillus* utiliza o enxofre em seus processos metabólicos produzindo ácido sulfúrico, enquanto *Desulfovibrio sulfuricans* transforma o sulfato e outros compostos de enxofre em sulfeto de hidrogênio.

Şahin et al. (2005) constataram que 25 espécies de fungos e 121 espécies de bactérias podem causar problemas de obstrução em sistemas de irrigação por gotejamento. Tais

autores notaram que a aplicação de solução contendo bactérias (10^9 UFC mL⁻¹) e fungos (10^4 esporos mL⁻¹), três vezes por semana, durante 30 dias, causou entupimento total com mucilagens de todos os gotejadores.

2.4.4 Combinação dos agentes ocasionadores de obstrução

As causas de obstrução de emissores variam de localidade para localidade e, de forma geral, são de natureza física (partículas como areia, argila, silte, entre outros), química (sólidos dissolvidos que interagem entre si formando precipitados) e biológica (bactérias e outros microrganismos) conforme Silva et al. (2012). Estão apresentadas, na Tabela 5, as características física, químicas e biológica das águas residuárias e sua relação com o risco de obstrução de gotejadores.

Tabela 5. Características física, químicas e biológica das águas residuárias que representam risco de obstrução de gotejadores

Tipo de problema	Risco de entupimento					
	Menor		Moderado		Severo	
	a	b	a	b	a	b
Físico						
SS (mg L ⁻¹)	<50	<200	50-100	200-400	>100	>400
Químico						
pH	< 7,0	< n.c.	7,0-7,5	n.c.	> 7,5	n.c.
SD (mg L ⁻¹)	<500	<625	500-2.000	625-2.900	>2.000	>2.900
Mn (mg L ⁻¹)	< 0,1	< 0,7	0,1 - 1,5	0,7 - 1,0	> 1,5	> 1,0
Fe (mg L ⁻¹)	< 0,2	< 0,5	0,2 - 1,5	0,5 - 1,2	> 1,5	> 1,2
H ₂ S (mg L ⁻¹)	< 0,2	n.c.	0,2 - 2,0	n.c.	> 2,0	n.c.
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	n.c.	< 12,5	n.c.	12,5 - 22,5	n.c.	> 22,5
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	n.c.	< 2,0	n.c.	2,0 - 7,3	n.c.	> 7,3
Biológico						
PB (UFC mL ⁻¹)	< 10.000	n.c.	10.000-50.000	n.c.	> 50.000	n.c.

Nota: SS - sólidos suspensos; pH - potencial hidrogeniônico; SD - sólidos dissolvidos; Mn - manganês; Fe - ferro; H₂S - sulfeto de hidrogênio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio e PB - população bacteriana. (a) Segundo Nakayama et al. (2006) e (b) De acordo com Capra & Scicolone (1998); n.c. - não classificado; e UFC - unidades formadoras de colônias.

Batista et al. (2013) complementam que o fator central de entupimento de gotejadores, tem sido a formação de depósitos gelatinosos resultantes da interação entre partículas orgânicas e inorgânicas, algas e bactérias formadoras de mucilagens. É um processo complexo, que se inicia pela deposição de algas e outros sólidos orgânicos em

ambiente escuro, que associado a altas concentrações de matéria orgânica estimulam o crescimento de bactérias heterotróficas, formando o biofilme (Taylor et al., 1995).

Rav-Acha et al. (1995) constataram a formação de biofilme em gotejadores operando com esgoto doméstico secundário, sendo o biofilme resultante da interação entre mucilagens microbianas, partículas inorgânicas e algas da espécie *Chlorella vulgaris*. Fato semelhante foi verificado por Batista et al. (2009), que notaram a formação de bioincrustação resultante da interação entre mucilagens bacterianas e algas nos gotejadores que aplicaram esgoto doméstico terciário. As bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter* formaram um muco microbiano, no qual se aderiram partículas, principalmente de origem orgânica, representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos grupos Cyanophyta (gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*).

2.4.5 Desempenho hidráulico de gotejadores operando com esgoto doméstico

A uniformidade de distribuição de água de um sistema de irrigação é um dos principais parâmetros para o diagnóstico da situação de funcionamento do sistema, sendo, inclusive, um dos componentes para determinação do nível de eficiência no qual o sistema trabalha e pelo qual a lâmina aplicada deverá ser corrigida para fornecer água de modo a permitir o pleno desenvolvimento da cultura (Mantavoni et al., 2009).

O entupimento de gotejadores prejudica o funcionamento geral do sistema de irrigação afetando suas características de operação e exigindo manutenções mais frequentes. Comumente, a obstrução diminui tanto a vazão quanto a uniformidade de aplicação de efluente de sistemas de irrigação localizada (Liu & Huang, 2009).

Dehghanisanij et al. (2005) notaram redução de até 25% na vazão inicial de gotejadores operando com água superficial eutrofizada, após 200 h de operação do sistema. Batista et al. (2011a) verificaram reduções de 62, 22 e 61% na vazão dos gotejadores dos conjuntos de irrigação abastecidos com esgotos domésticos preliminar, secundário e terciário, respectivamente, após 500 horas de operação do sistema.

O coeficiente de redução da vazão relativa (RQR) expressa o grau de entupimento do gotejador. De acordo com Capra & Scicolone (1998) o RQR pode ser classificado como alto (maior que 79%), médio (entre 61 a 79%) e baixo (menor que 61%).

Cararo et al. (2006) constataram redução de 5 a 28% nos valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) em 15 tipos de gotejadores testados com esgoto doméstico tratado durante 373 h. O efluente passou por filtros de areia (com tamanho efetivo de 0,59 mm), de discos (com aberturas de 100 μm) e de tela (com aberturas de 80 μm) em série, antes de ser aplicado pelos gotejadores.

A norma ASAE EP 405 (ASABE, 2008) sugere a seguinte classificação para os valores do CVQ: menor que 10%, bom; entre 10 e 20%, razoável; e maior que 20%, inaceitável.

Busato et al. (2012) avaliaram a influência do entupimento no desempenho de três modelos de gotejadores utilizando água com elevado teor de ferro total e constataram após 700 horas de operação do sistema, reduções nos valores do CUC de 23, 12,3 e 8,2%. Capra & Scicolone (2004) estudaram o desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento dotados de quatro tipos de gotejadores não autocompensantes, com vazão nominal de 3,8 a 4,0 L h⁻¹ e abastecidos com esgoto doméstico tratado durante 60 h. Os referidos autores concluíram que os valores do CUD nos sistemas de irrigação oscilaram de 0 a 77%.

Merriam & Keller (1978) apresentaram o seguinte critério geral para interpretação dos valores de CUC e CUD: maior que 90%, excelente; entre 80 e 90%, bom; 70 e 80%, regular, e menor que 70%, ruim.

Estudos realizados por Dehghanisani et al. (2003) constataram redução de até 9% no coeficiente de uniformidade estatística (Us) de aplicação de esgoto doméstico em sistemas de irrigação por gotejamento operando por 187 horas. Souza et al. (2006b), avaliando sistema de irrigação por gotejamento, utilizado na cafeicultura, obteve resultados do Us entre 80% e 90%.

Mantovani (2001) classifica os valores do coeficiente de uniformidade estatística (Us) da seguinte forma: menor que 60%, inaceitável; entre 60 e 70%, ruim; entre 70 e 80%, razoável; entre 80 e 90%, bom; e maior que 90%, excelente.

2.5 MEDIDAS DE COMBATE À OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES

A obstrução dos emissores está diretamente relacionada à qualidade da água de irrigação. Dessa forma, os sólidos em suspensão, a composição química e a atividade microbológica ditam o tipo de tratamento de água necessário para prevenção das obstruções (Dazhuang et al, 2009).

Para minimização do entupimento de gotejadores são recomendadas diversas técnicas. Entre as práticas mais recomendadas se incluem o aumento da pressão de serviço, tratamento químico (cloração e acidificação), lavagem das linhas laterais e o tratamento biológico (Şahin et al., 2005; Nakayama et al., 2006; Puig-Bargues et al., 2010).

2.5.1 Aumento da pressão de serviço

A minimização dos problemas provocados pelo entupimento de gotejadores tem sido constatada com o aumento da pressão de serviço do sistema de irrigação. Dessa forma, o aumento na magnitude da pressão de serviço interfere positivamente na redução do processo de entupimento de gotejadores devido a maior energia dinâmica no regime de escoamento, dificultando a deposição de sedimentos, bem como a formação de muco microbiano no interior dos gotejadores e das linhas laterais (Lesikar et al., 2004).

Silva et al. (2013) estudaram o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da castanha de caju sob diferentes pressões de serviço, e verificaram que as unidades de irrigação que funcionaram na pressão de 70 kPa apresentaram maior nível de entupimento de gotejadores, em relação àquelas com as pressões de 140, 210 e 280 kPa.

Faria et al. (2002) evidenciaram que a redução de vazão dos emissores provocou aumento considerável da pressão na tubulação de distribuição de água do sistema de irrigação por gotejamento estudado.

2.5.2 Tratamento químico (cloração e acidificação)

Os derivados clorados são comumente empregados na minimização do entupimento de gotejadores.

O dicloroisocianurato de sódio destaca-se como um derivado clorado orgânico que apresenta ausência de substâncias indesejáveis e de metais pesados, sendo extremamente seguro para o manuseio e inócuo ao ser hidrolizado. A aplicação de dicloroisocianurato de sódio, nas dosagens acima de 15 mg L^{-1} , preveniu o entupimento de gotejadores em sistemas de irrigação que utilizaram água com elevado teor de ferro total (Busato et al., 2012).

A acidificação e a cloração são os tratamentos mais utilizados para controlar o entupimento de origem biológica. Nakayama et al. (1977) recuperaram emissores obstruídos por lodo biológico que apresentavam, antes do tratamento, vazão média inferior a 50% da vazão nominal, com aplicação de 100 mg L^{-1} de cloro livre por 24 h e adição de ácido sulfúrico para baixar o pH para 2. Após o tratamento, a vazão média ficou entre 90 e 95% da vazão nominal.

A cloração pode ser contínua (1 a 10 mg L^{-1} de cloro livre) ou intermitente (uso de altas dosagens de cloro, acima de 100 mg L^{-1} , na última meia hora ou uma hora de irrigação, deixando o sistema hidráulico desativado por pelo menos 12 horas), conforme Teixeira et al. (2008).

Dehghanisanij et al. (2005) estudaram o efeito da cloração de 2 mg L^{-1} de cloro residual livre na prevenção do entupimento de gotejadores por plânctons e, observaram que nos sistemas de irrigação sem tratamento químico, a redução de vazão oscilou entre 12 e 25%, enquanto nos sistemas de irrigação que receberam cloração a redução máxima de vazão foi de 12%. A cloração com 2 mg L^{-1} de cloro residual livre foi mais efetiva na minimização do entupimento quando o pH do efluente foi menor que 7,0.

Conforme Souza et al. (2006a), de modo geral, o tratamento com utilização combinada de ácido e cloro apresenta maior eficiência, em relação ao uso exclusivo de ácidos ou cloro. Batista et al. (2005) constataram que a aplicação simultânea de cloro e ácido no efluente de lagoa de maturação minimizou a formação de bioincrustação no interior dos gotejadores e das linhas laterais.

A dosagem a ser aplicada, tanto de cloro como de ácido, deve ser calculada conforme a qualidade da água, uma vez que águas de diferentes qualidades apresentam específicas demandas por cloro e por ácido, para atingirem valores predeterminados de cloro residual e pH (Resende et al., 2000).

2.5.3 Lavagem das linhas laterais

A limpeza das linhas laterais pela abertura do final das mesmas, ao início dos eventos de irrigação, é uma prática que pode ser adotada para redução do entupimento de gotejadores em sistemas de irrigação (Batista et al., 2010).

No processo da filtração de águas residuárias existem pequenas partículas que atravessam o elemento filtrante e, por serem leves, são transportadas com facilidade pela água residuária quando a velocidade de escoamento é alta. Contudo, a velocidade

de escoamento decresce, ao longo da linha lateral, o que permite a sedimentação dessas partículas, provocando entupimento. A instalação de válvulas automáticas ou a abertura manual periódica do final das linhas laterais permite a remoção dessas partículas (Berkowitz, 2001).

Hills & Brenes (2001) constataram que a limpeza das linhas laterais com o efluente na velocidade de $0,5 \text{ m s}^{-1}$, duas vezes por semana, preveniu a acumulação de sólidos suspensos, que atravessavam os elementos filtrantes, nos gotejadores. Berkowitz (2001) verificou que as velocidades de $0,5$ e $0,9 \text{ m s}^{-1}$ nas linhas laterais minimizaram o entupimento de gotejadores operando com esgoto doméstico.

Ao estudarem o desempenho de gotejadores operando com água residuária da castanha de caju, Silva et al. (2013) observaram que a formação de bioincrustação no interior dos emissores deveu-se, em parte, à não realização de aberturas de finais de linhas laterais para limpeza, tendo a ausência dessa prática o propósito de potencializar os efeitos do entupimento e, conseqüentemente, apontar o gotejador menos susceptível ao entupimento. Processo semelhante foi observado no trabalho conduzido por Dazhuang et al. (2009).

2.5.4 Tratamento biológico

O uso de bactérias pode reduzir ou eliminar completamente a necessidade de aplicações de produtos químicos na prevenção do entupimento de gotejadores, além de propiciar o controle biológico de microrganismos patogênicos que possam causar doenças às plantas. Şahin et al. (2005) demonstraram que métodos biológicos de tratamento para recuperação de gotejadores entupidos apresentam grande potencial. Para isso, estudaram microrganismos capazes de prevenir o entupimento biológico de gotejadores e constataram que duas aplicações de 500 mL de uma solução com as bactérias *Bacillus* e *Burkholdria*, no nível populacional de $1 \times 10^9 \text{ UFC mL}^{-1}$ (unidades formadoras de colônias por mililitro) dentro das linhas laterais do sistema de irrigação por gotejamento, desobstruíram todos os gotejadores com mucilagem bacteriana, e a vazão alcançou os valores máximos duas semanas depois do tratamento.

O carbonato de cálcio (CaCO_3) é um dos fatores mais comuns relacionados ao entupimento químico de emissores em sistemas de irrigação por gotejamento. A fim de desenvolver um método ambientalmente sustentável para resolver o problema, Eroglu et al. (2012) produziram e aplicaram uma solução contendo as bactérias *Bacillus* e

Lactococcus dentro das linhas laterais do sistema de irrigação, com gotejadores entupidos quimicamente com CaCO_3 precipitado, e observaram que a aplicação da solução aumentou significativamente a vazão dos emissores entupidos.

A escolha das bactérias que são utilizadas para tratar quimicamente o entupimento de gotejadores é importante, pois metabólitos bacterianos e bioincrustações podem causar o entupimento biológico (Yan et al., 2009).

2.6 MODELOS EMPÍRICOS DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA

A manutenção de elevada uniformidade de aplicação e distribuição de água nos sistemas de irrigação por gotejamento torna-se fundamental para uma eficiente irrigação e, conseqüentemente, um melhor aproveitamento dos recursos hídricos e redução dos custos (Ribeiro et al., 2012). O grande problema associado à utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação localizada, consiste na redução de vazão devido ao entupimento parcial ou total dos gotejadores, afetando a uniformidade de aplicação de água.

Busato & Soares (2010) avaliaram o desempenho de três tipos de gotejadores utilizando água de baixa qualidade química e biológica. Para avaliar a influência do entupimento sobre a vazão e o coeficiente de uniformidade estatística (U_s) dos três tipos de tubogotejadores, procedeu-se a análise de regressão, sendo testados vários modelos. Os modelos de regressão que melhor se ajustaram à variação de vazão e U_s ao longo do tempo foram o linear e quadrático.

Em estudo realizado com esgoto sanitário tratado, Batista et al. (2008) observaram e estimaram os valores do coeficiente de variação da vazão (CVQ) e do coeficiente estatístico de uniformidade de aplicação (U_s), nas subunidades de aplicação de efluente dotadas de três tipos de gotejadores, em função do tempo de operação de 560 horas. Com relação aos valores de CVQ, o modelo de regressão que melhor ajustou-se aos dados foi o exponencial. Por outro lado, o modelo de regressão que melhor se ajustou à variação de U_s ao longo do tempo foi o linear. Os referidos autores encontraram modelos de regressão linear múltipla para a relação entre a vazão média das subunidades de aplicação com os distintos gotejadores ($\bar{q}_m$) e os fatores de entupimento

tempo de operação (T), manganês total (Mn), ferro total (Fe), sólidos dissolvidos (SD) e potencial hidrogeniônico (pH).

Busato et al. (2012) avaliaram a influência do entupimento no desempenho de três tipos de gotejadores aplicando água com elevado teor de ferro total. Os modelos de regressão que melhor se ajustaram foram o linear e o quadrático.

Dehghanisani et al. (2005) analisaram o impacto do cloro no entupimento de seis distintos gotejadores devido a presença de algas e protozoários e o desempenho do sistema de irrigação por gotejamento. O modelo de regressão que melhor ajustou-se aos dados foi o de regressão linear múltipla, o qual relacionou a vazão média do emissor, o logaritmo natural da população de agentes biológicos do entupimento, e a injeção de cloro.

Batista et al. (2011a) avaliaram a influência de diferentes qualidades de esgoto doméstico na vazão de gotejadores em função do tempo de operação, e concluíram que as equações de regressão tipo linear foi a que melhor se ajustou aos dados de vazão dos gotejadores obtidos com esgoto doméstico preliminar, secundário e terciário.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi realizado no período de 18 de março a 14 de maio de 2014, na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), a qual apresenta uma área total de 793,13 m² (42,30 x 18,75 m), instalada no Parque Zoobotânico da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus leste, Mossoró-RN, Brasil, apresentando coordenadas geográficas de 5° 12' 27" de latitude sul, 37° 19' 21" de longitude oeste, com altitude média de 18 m. Na Figura 2 está apresentada uma imagem de satélite da área experimental.



Fonte: GOOGLE EARTH (2014).

Figura 2. Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) localizada no campus leste da UFERSA, Mossoró-RN.

O clima da região, na classificação de Köppen, é do tipo BSw_h (quente e seco), com precipitação pluviométrica bastante irregular, média anual de 673,9 mm; temperatura de 27°C e umidade relativa do ar média de 68,9% (Carmo Filho & Oliveira, 1995). Na Figura 3 constam os valores diários de temperatura do ar, temperatura da água residuária doméstica tratada e da precipitação pluviométrica durante o período experimental.

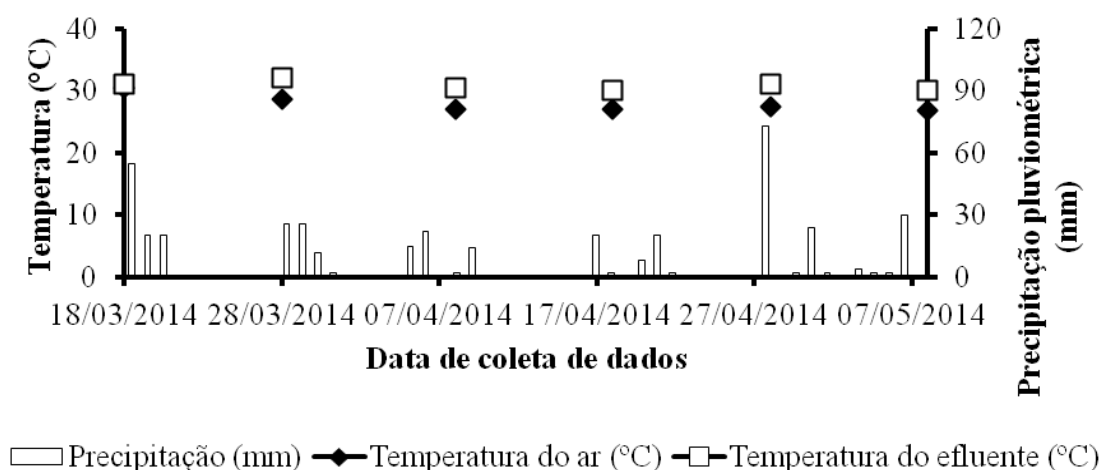
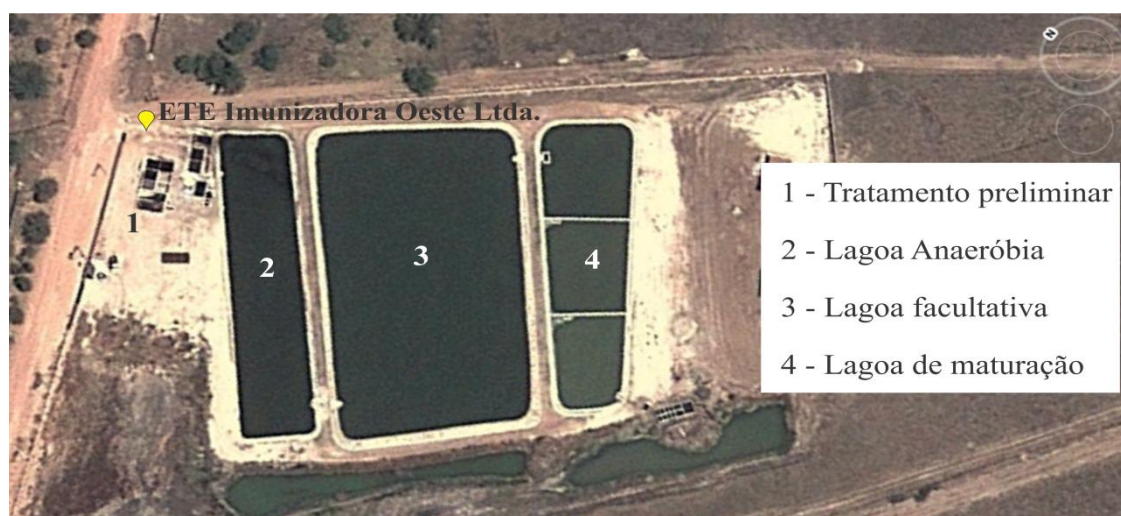


Figura 3. Valores diários de temperatura do ar, temperatura da água residuária doméstica tratada e da precipitação pluviométrica durante o período experimental.

3.1.1 Caracterização da estação de tratamento de efluentes (ETE)

A água residuária de origem doméstica foi coletada na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), gerenciada pela empresa Imunizadora Oeste Ltda. A sede administrativa da empresa está situada na Rua Juvenal Lamartine, Bairro Centro, Mossoró-RN.

A ETE da Imunizadora Oeste Ltda. compreende as etapas de tratamento preliminar, tratamento secundário e tratamento terciário, conforme a Figura 4.



Fonte: GOOGLE EARTH (2014).

Figura 4. Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da empresa Imunizadora Oeste Ltda., em Mossoró-RN.

O tratamento preliminar é composto pela grade e desarenador; o tratamento secundário inclui as lagoas anaeróbia e facultativa; e o tratamento terciário compreende as lagoas de maturação. A estação recebe, em média, 60 m³ de esgoto doméstico por dia.

3.1.2 Coleta e transporte do efluente utilizado no experimento

A coleta do efluente foi realizada diretamente da lagoa de maturação, utilizando-se caminhão a serviço da empresa (Figura 5A), com capacidade para 15 m³, que recalrava o efluente com um motor bomba próprio. Na UERA, o efluente era armazenado em reservatório de concreto com capacidade armazenadora de 10 m³ (Figura 5B), pertencente ao parque zoobotânico. O reabastecimento do reservatório repetia-se a cada dez dias de operação do sistema de irrigação, para reposição das perdas de água por evaporação.

A.



B.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2014).

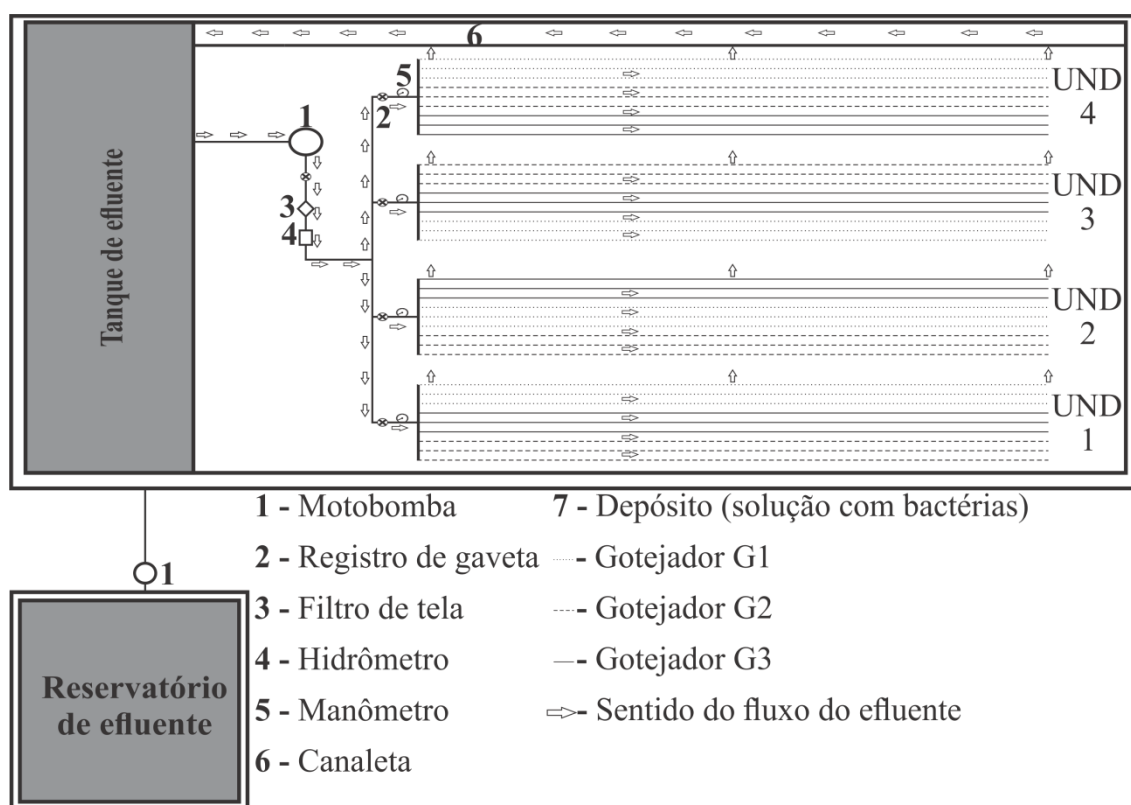
Figura 5. Coleta do efluente na lagoa de maturação da ETE (A) e posterior armazenamento no tanque localizado na UERA (B).

3.2 MONTAGEM DA BANCADA EXPERIMENTAL

Para a realização dos ensaios foi montada uma bancada experimental em alvenaria na UERA com dois metros de largura por oito metros de comprimento resultando em área superficial de 16 m², dotada de piso impermeabilizado e possuindo uma canaleta com declividade de 2%, construída ao longo da lateral da bancada experimental, para

recirculação da água residuária doméstica tratada visando a minimização das perdas por evaporação. À jusante desta bancada foi construído um reservatório em alvenaria, para armazenar o efluente, com capacidade para 5 m³.

No interior da bancada experimental foram montadas quatro unidades de irrigação por gotejamento que operaram com água residuária doméstica tratada. A bancada foi composta por um conjunto motobomba de 1 cv, um filtro de tela com abertura de 130 µm e um hidrômetro com capacidade para 1,5 m³ h⁻¹, conforme ilustrado na Figura 6.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2014).

Figura 6. Esquema da bancada experimental apresentando o posicionamento dos reservatórios de efluente e das unidades de irrigação por gotejamento.

Cada unidade de irrigação apresentava um registro de gaveta e um manômetro analógico de glicerina da marca GE CI2.5, graduado de 0 a 400 kPa, para regulação de pressão; uma linha de derivação de PVC com diâmetro nominal de 32 mm com nove conectores, para inserção de nove linhas laterais de polietileno com oito metros de comprimento, totalizando 36 linhas laterais em toda a bancada. Em cada unidade de irrigação foram testados três tipos de gotejadores, sendo suas características obtidas de

catálogos técnicos fornecidos pelos fabricantes e medidas com o auxílio de paquímetro, conforme apresentadas na Tabela 6 .

Tabela 6. Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CV_f), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE)

G	F	DA*	Q* (L h ⁻¹)	k*	x*	A (mm ²)	L (mm)	CV _f * (%)	P* (kPa)	EE* (m)
G1	Plastro Hydrodrip Super	Não	1,65	0,53	0,48	4,0**	37**	± 5	60 - 150	0,30
G2	Netafim Tiran	Não	2,00	0,69	0,46	70,0*	75*	± 7	100 - 300	0,40
G3	Netafim PCJ-CNJ	Sim	2,00	2,00	0,00	2,0*	35*	± 7	50 - 400	0,70

Nota: * e ** informações obtidas nos catálogos dos fabricantes e informações medidas com auxílio de um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm, respectivamente. CNJ - sistema anti-drenante.

Na Figura 7 estão ilustrados os três tipos de gotejadores testados. Estes emissores foram selecionados por apresentarem, segundo os fabricantes, resistência ao entupimento e por serem os mais comercializados na região de Mossoró-RN.

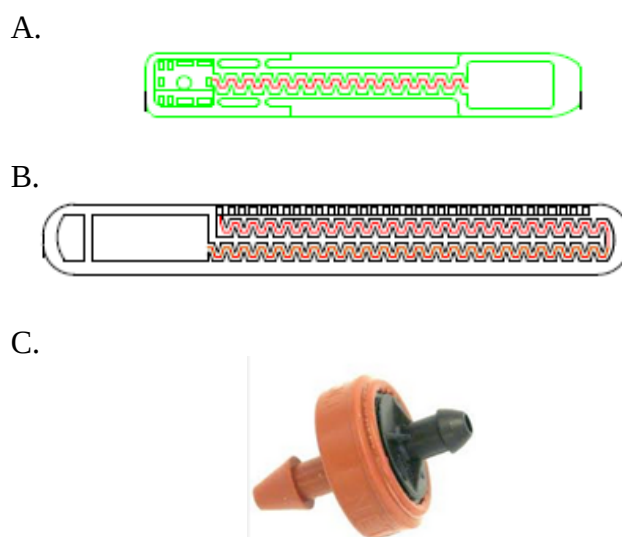


Figura 7. Ilustração dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) utilizados na aplicação da água residuária doméstica tratada.

3.3 CONDUÇÃO DOS EXPERIMENTOS

O presente trabalho foi conduzido em dois experimentos, sendo o experimento 1 realizado no período de 18 de março a 08 de maio de 2014, enquanto o experimento 2 foi realizado de 09 a 14 de maio de 2014.

3.3.1 Experimento 1: avaliação do desempenho hidráulico das unidades de irrigação por gotejamento

Na realização do experimento 1, as unidades de irrigação por gotejamento funcionaram, em média, oito horas por dia até completar o tempo de funcionamento de 400 h, para potencializar a formação da bioincrustação nos gotejadores e nas linhas laterais. Neste período, efetuaram-se seis avaliações do desempenho hidráulico das unidades de irrigação operando com efluente de origem doméstica, especificamente nos tempos de operação de 0, 80, 160, 240, 360 e 400 h.

O desempenho hidráulico das unidades de irrigação foi realizado determinando-se a vazão dos gotejadores, em dez posições equidistantes de todas as linhas laterais. Os dados de vazão foram obtidos coletando-se o volume aplicado pelo emissor, durante um período de três minutos.

Os indicadores de desempenho hidráulico utilizados na detecção dos níveis de obstrução dos gotejadores nas unidades de irrigação foram: vazão do gotejador (Q), coeficiente de redução da vazão relativa (RQR), coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), coeficiente de variação de vazão (CVQ) e coeficiente de uniformidade estatística (Us), representados pelas Equações 1, 2, 3, 4, 5 e 6.

$$Q = \frac{V}{1000 \cdot t} \cdot 60 \quad (1)$$

em que:

Q - vazão do gotejador, L h⁻¹;

V - volume de efluente coletado, mL; e

t - tempo de coleta do efluente, min.

$$RQR = 100 \cdot \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right) \quad (2)$$

em que:

RQR - Redução da vazão relativa, %;

q_i - vazão inicial, L h⁻¹; e

q_a - vazão atual, L h⁻¹.

$$CUC = 100 \cdot \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \cdot \bar{q}} \right) \quad (3)$$

em que:

CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

$\bar{q}$ - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹; e

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$CUD = 100 \cdot \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (4)$$

em que:

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$q_{25\%}$ - valor médio dos 25% menores valores de vazões dos gotejadores, L h⁻¹; e

$\bar{q}$ - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹.

$$CVQ = 100 \cdot \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}}}{\bar{q}} \quad (5)$$

em que:

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %;

q_i - vazão de cada gotejador, $L h^{-1}$;

$\bar{q}$ - vazão média dos gotejadores, $L h^{-1}$; e

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$U_s = 100 \cdot (1 - CVQ) \quad (6)$$

em que;

U_s - coeficiente de uniformidade estatística de aplicação de efluente, %; e

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.

Com o auxílio de manômetros analógicos com glicerina, graduados de 0 a 400 kPa, a pressão de serviço foi mantida no valor de 100 kPa, para obter os valores de vazões nominais nos gotejadores ensaiados. No tempo de operação inicial (0 h), quando não houve obstrução, as variações de vazão entre os gotejadores encontraram-se na faixa de $\pm 7\%$ assim como, o coeficiente de variação de fabricação (CVf) da amostra não excedeu a $\pm 7\%$, conforme os critérios estabelecidos pela NBR ISO 9261 (ABNT, 2006).

Diariamente foram efetuadas leituras no hidrômetro com a finalidade de quantificar o volume de água residuária aplicado pelas unidades de irrigação. A precipitação pluviométrica (mm), também, foi medida diariamente, por meio de um pluviômetro instalado na área experimental.

3.3.1.1 Monitoramento da qualidade da água residuária doméstica tratada

A cada 80 h de operação do sistema, foram efetuadas amostragens da água residuária doméstica tratada para realização das análises físicas, químicas e microbiológicas, as quais seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012).

Para caracterização físico-química da água residuária doméstica tratada, as amostras foram coletadas do reservatório de efluente, em garrafas plásticas de 1 L, e preservadas em caixas isotérmicas com gelo à temperatura de 4°C. Em seguida, essas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) e ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) localizados na UFRSA, sendo

realizadas as análises de: pH, condutividade elétrica (CE) dS m^{-1} , dureza (Dur) mg L^{-1} , razão de adsorção de sódio (RAS) $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mg L^{-1} , Demanda Química de Oxigênio (DQO) mg L^{-1} , sólidos dissolvidos (SD) mg L^{-1} , sólidos suspensos (SS) mg L^{-1} , sódio (Na^+) $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, potássio (K^+) $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, cálcio (Ca^{2+}) $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, magnésio (Mg^{2+}) $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$, ferro total (Fe) mg L^{-1} e manganês total (Mn) mg L^{-1} .

Na caracterização microbiológica da água residuária doméstica, outras amostras foram coletadas do reservatório de efluente, em frascos esterilizados de 60 mL, posteriormente preservadas em caixa isotérmica com gelo e encaminhadas ao Centro de Análises Clínicas e Imunológicas de Mossoró (CACIM), para identificação e quantificação dos níveis populacionais de coliformes totais (CT) $\text{UFC}^* 100 \text{ mL}^{-1}$, de coliformes termotolerantes (CTe) $\text{UFC}^{1*} 100 \text{ mL}^{-1}$ e de bactérias heterotróficas (Bh) $\text{UFC}^* \text{ mL}^{-1}$.

Decorrida as 400 h de operação das unidades de irrigação, fez-se o corte em três linhas laterais, selecionando-se o último gotejador avaliado de cada linha para retirada de amostras do material que ocasionou a obstrução e, paralelamente, realizou-se o registro fotográfico dos mesmos.

Os gotejadores selecionados foram armazenados em frascos esterilizados de 60 mL e encaminhados ao Laboratório de Histologia e Embriologia da UFERSA, onde se realizou a identificação e caracterização dos agentes biológicos ocasionadores da bioincrustação com o auxílio de uma câmera Olympus DP72 acoplada a um microscópio óptico da marca Olympus BX51, como também ao Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras-MG, onde foram realizadas análises por microscopia eletrônica de varredura e por raios X, a fim de analisar a composição química e o desenvolvimento da bioincrustação.

As três linhas laterais foram novamente fechadas para realização do experimento 2, referente à desobstrução dos gotejadores, empregando-se a técnica do tratamento biológico.

¹ *UFC - Unidades formadoras de colônias.

3.3.1.2 Realização da microscopia eletrônica de varredura (MEV) e por raios X.

A realização da microscopia eletrônica de varredura e por raios X procedeu-se da seguinte forma:

a) Para o preparo das amostras, os fragmentos de gotejadores com bioincrustação foram inseridos em *stubs* de 12 a 13 mm de diâmetro, revestidos de papel alumínio, como apresentado na Figura 8A.

b) Em seguida, as amostras foram colocadas em um dessecador com sílica gel, durante 24 h. Logo após, realizou-se o banho de carbono das amostras no Evaporador de Carbono CED 020 por 0,5 h (Figura 8B).

c) Finalizado o banho de carbono realizou-se a microanálise de raios X, onde foram obtidas micrografias da bioincrustação, com respectivo mapeamento de agentes químicos de obstrução (Figura 8C).



Figura 8. Ilustração dos materiais utilizados na análise da bioincrustação, destacando o *stub* revestido com papel alumínio (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C).

3.3.2 Experimento 2: desobstrução dos gotejadores empregando tratamento biológico

3.3.2.1 Caracterização do produto aplicado nas unidades de irrigação

Os produtos aplicados constaram de catalisador enzimático da marca Byosol Swift, linha FA (Fossa Asséptica) e de pó concentrado de bactérias da marca MaxBio, conforme apresentado na Figura 9, ambos comercializados pela empresa Ergon Equipamentos Industriais Ltda.

A função de um catalisador é aumentar a velocidade de uma reação, podendo variar de acordo com diversos fatores, como: concentração de enzimas, substrato, temperatura e pH.

No controle ambiental, o pó concentrado “MaxBio” é um eficiente biorremediador, 100% natural de microrganismos vivos, sem nenhuma mutação genética, não patogênicos, não tóxicos, não produzidos por engenharia genética ou qualquer outro produto químico, sem nenhum composto misterioso e com eficiência comprovada na aceleração do processo de decomposição de resíduos tóxicos/perigosos para o ambiente e adequando os efluentes para o descarte, dentro dos parâmetros exigidos pelos órgãos fiscalizadores (ERGON, 2014).



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2014).

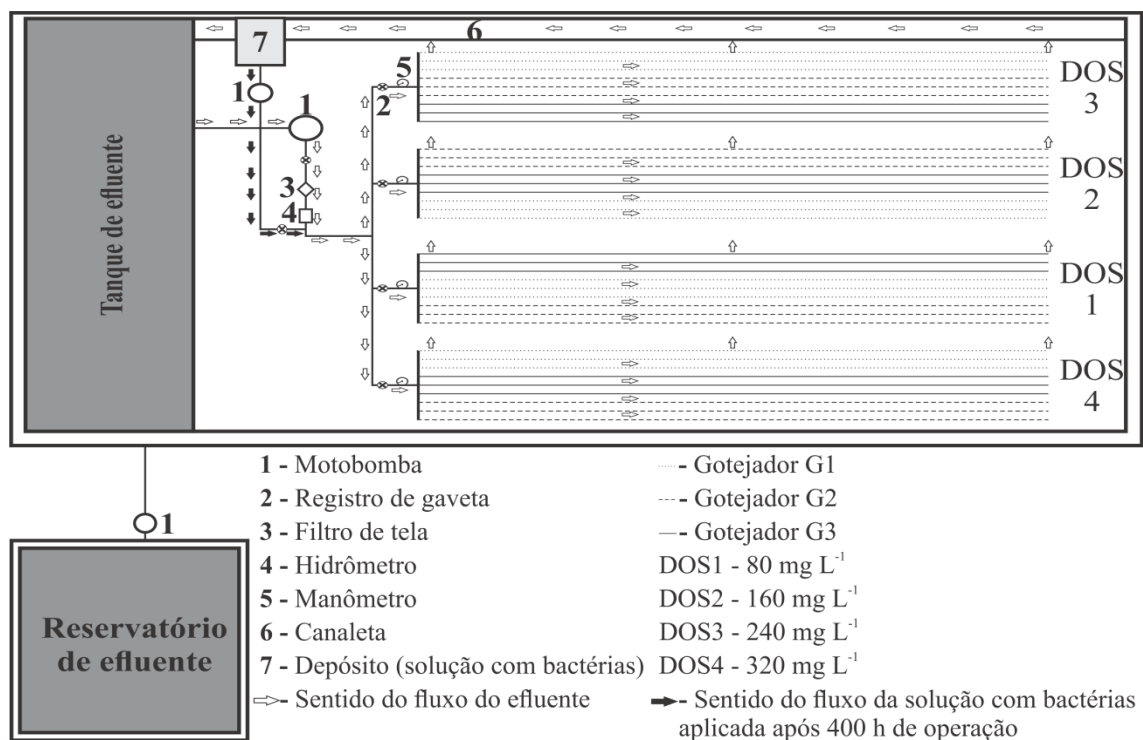
Figura 9. Ilustração do catalisador enzimático Byosol Swift dos processos de biodegradação (A) e do pó concentrado de bactérias MaxBio (B).

O produto em pó é composto de microrganismos selecionados, de grande porte metabólico na biorremediação de passivos ambientais, bactérias heterotróficas (UFC $25g^{-1}$) $6,17 \times 10^5$, bolus e leveduras (UFC $25g^{-1}$) $9,00 \times 10^3$, bactérias anaeróbias/anaeróbias facultativas (UFC $25g^{-1}$) $1,00 \times 10^5$ (ERGON, 2014). As bactérias utilizadas na composição do produto foram aquelas com maior capacidade para decomposição, conforme o material predominante no efluente, o qual foi submetido a um período de contato.

3.3.2.2 Descrição da técnica de desobstrução de gotejadores empregando o tratamento biológico

Após a operação das quatro unidades de irrigação por gotejamento com água residuária doméstica tratada, iniciou-se a etapa de desobstrução dos gotejadores com os produtos Byosol Swift e MaxBio, no período de 9 a 14 de maio de 2014.

Para isso, foi realizada uma adaptação na bancada experimental inserindo um sistema de injeção de solução, composto por um conjunto motobomba de 0,5 cv e um depósito plástico com capacidade de 62 L, para armazenar a solução com bactérias, conforme Figura 10.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2014).

Figura 10. Esquema da bancada experimental com adaptação realizada para aplicação da solução com bactérias.

Os ensaios experimentais consistiram na utilização de três tratamentos, relacionados à frequência de aplicação dos produtos Byosol Swift e MaxBio, e quatro dosagens dos produtos Byosol Swift e MaxBio, em três repetições para cada tipo de gotejador. Para

cada dosagem avaliada foram realizadas duas aplicações, com intervalo, entre aplicações, de dois dias. De forma específica, os tratamentos utilizados foram:

- a) Tratamento 1 (T1): sem aplicação dos produtos Byosol Swift e MaxBio;
- b) Tratamento 2 (T2): primeira aplicação dos produtos Byosol Swift e MaxBio, tendo tempo de permanência dentro das linhas laterais de 48 horas; e
- c) Tratamento 3 (T3): segunda aplicação dos produtos Byosol Swift e MaxBio, tendo tempo de permanência dentro das linhas laterais de 60 horas.

Com o intuito de definir uma recomendação para a desobstrução de gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada, foram testadas as seguintes dosagens dos produtos:

- a) Dosagem 1 (DOS1): 80 mg L^{-1} resultante da diluição de 2 g de pós concentrado de MaxBio e 100 mL do catalisador enzimático Byosol Swift em 25 L de água de abastecimento;
- b) Dosagem 2 (DOS2): 160 mg L^{-1} resultante da diluição de 4 g de pós concentrado de MaxBio e 100 mL do catalisador enzimático Byosol Swift em 25 L de água de abastecimento;
- c) Dosagem 3 (DOS3): 240 mg L^{-1} resultante da diluição de 6 g de pós concentrado de MaxBio e 100 mL do catalisador enzimático Byosol Swift em 25 L de água de abastecimento; e
- d) Dosagem 4 (DOS4): 320 mg L^{-1} resultante da diluição de 8 g de pós concentrado de MaxBio e 100 mL do catalisador enzimático Byosol Swift em 25 L de água de abastecimento.

No dia 09 de maio, foi realizado o seguinte procedimento para a primeira aplicação dos produtos:

- a) O registro de gaveta da unidade de irrigação que recebeu a dosagem DOS1 foi totalmente aberto, fechando-se o registro das demais;
- b) 80 mg L^{-1} da solução foi colocada em um reservatório plástico com capacidade para 62 L e misturados em 25 L de água, durante cinco minutos;

- c) Em seguida, foi realizado o preenchimento das linhas laterais com a solução, acionando-se a motobomba de 0,5 cv;
- d) O procedimento foi o mesmo para as demais unidades de irrigação que receberam as demais dosagens (DOS2, DOS3 e DOS4);
- e) Os produtos permaneceram em repouso dentro das linhas laterais por 48 horas.

No dia 11 de maio de 2014 procedeu-se com a primeira avaliação do desempenho hidráulico do sistema operando com água residuária doméstica tratada, visando acompanhar a desobstrução dos gotejadores.

Primeiramente, foi realizada a limpeza das linhas laterais pela abertura do final das mesmas (Figura 11) com o sistema operando durante cinco minutos, na intenção de expulsar a bioincrustação degradada presente em seu interior. Em seguida, todas as linhas laterais foram fechadas e o sistema operou por mais cinco minutos, objetivando a limpeza dos emissores. Procedeu-se com a determinação da vazão dos gotejadores, coletando-se o volume aplicado pelo emissor durante um período de três minutos, estando a pressão de serviço mantida em 100 kPa.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2014).

Figura 11. Ilustração da abertura do final das linhas laterais para limpeza das mesmas.

Concluída a avaliação, realizou-se a segunda aplicação dos produtos seguindo o mesmo procedimento da primeira avaliação do desempenho hidráulico. No entanto, a solução permaneceu em repouso nas linhas laterais por 60 horas, a fim de comparar e obter o melhor tempo de permanência dos produtos dentro das linhas.

No dia 14 de maio de 2014 foi realizada a segunda avaliação do sistema. Da mesma forma, foi efetuada a limpeza das linhas laterais pela abertura do final das mesmas, com

o sistema operando durante cinco minutos. Posteriormente, todas as linhas laterais foram fechadas e o sistema operou por mais cinco minutos, objetivando a limpeza dos emissores. Procedeu-se com a determinação da vazão dos gotejadores, coletando-se o volume aplicado pelo emissor, durante um período de três minutos.

Os indicadores de desempenho hidráulico utilizados na detecção dos níveis de desobstrução dos gotejadores nas unidades de irrigação foram: vazão do gotejador (Q), redução da vazão relativa (RQR), coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), coeficiente de variação de vazão (CVQ) e coeficiente de uniformidade estatística (U_s), como descritos nas Equações 1, 2, 3, 4, 5 e 6.

3.3.3 Experimentação e análise estatística

Para a avaliação do desempenho hidráulico e do entupimento dos três tipos de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada, durante 400 h, montou-se um experimento com quatro unidades de irrigação, dotadas de três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3), em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador).

Na avaliação dos níveis de desobstrução pelos produtos biológicos, montou-se um segundo experimento com três fatores, sendo o primeiro fator os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3), o segundo fator os três tratamentos (T1, T2 e T3) e o terceiro fator as dosagens dos produtos biológicos (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador em cada unidade de irrigação).

As médias foram comparadas empregando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os modelos de regressão simples e múltipla foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, aplicando-se o teste t num nível de até 10%, no coeficiente de determinação ($\geq 60\%$) e no processo em estudo.

Para verificar a correlação entre as variáveis do desempenho hidráulico e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada, empregou-se o teste de correlação de Pearson a 5% de probabilidade, como descrito na Equação 7.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right) \right] \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (7)$$

em que:

$x_1, x_2, \dots, x_n$ e $y_1, y_2, \dots, y_n$ - valores medidos das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada; e

$\bar{x}$ e $\bar{y}$ - médias aritméticas das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada.

A intensidade da correlação de Pearson foi interpretada como: perfeita positiva ($r=1$), forte positiva ($0,8 \leq r < 1$), moderada positiva ($0,5 \leq r < 0,8$), fraca positiva ($0,1 \leq r < 0,5$), ínfima positiva ($0 < r < 0,1$), nula ($= 0$), ínfima negativa ($-0,1 < r < 0$), fraca negativa ($-0,5 < r \leq -0,1$), moderada negativa ($-0,8 < r \leq -0,5$), forte negativa ($-1 < r \leq -0,8$), perfeita negativa ($r= -1$), conforme proposto por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Nas análises estatísticas dos dados utilizou-se o programa computacional Sistema para Análises Estatísticas Versão 9.1 (SAEG, 2007).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA

Constam na Tabela 7 as características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT), no período de 18 de março a 08 de maio de 2014. Enquanto, apresentam-se na Tabela 8 os resultados da estatística descritiva dessas características.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, o valor médio da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da ARDT atende ao padrão nacional de 120 mg L⁻¹ de DBO para lançamento em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011). No entanto, esse valor foi superior ao limite de 25 mg L⁻¹ de DBO estabelecido por Capra & Scicolone (2004) para ótima uniformidade de aplicação de efluente por meio de sistemas de irrigação por gotejamento. O resultado encontrado é superior ao de Silva et al. (2012), que obtiveram valor médio de DBO igual a 47,30 mg L⁻¹ em água residuária doméstica, após tratamento com decanto digestor, filtro digestor anaeróbio e lagoa de estabilização.

A concentração média da demanda química de oxigênio (DQO) da ARDT foi superior ao limite de 200 mg L⁻¹ estabelecido para o lançamento de água residuárias tratadas em corpos hídricos receptores (CEARÁ, 2002). Esse valor difere do encontrado por Liu & Huang (2009) em estudo com água residuária sanitária de sistema de lodos ativados, os quais obtiveram concentração média da DQO igual a 60,4 mg L⁻¹.

O valor médio do potencial hidrogeniônico (pH) da ARDT situou-se dentro da faixa de 5 a 9, estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que delimita os padrões para lançamento de águas residuárias domésticas e sanitárias tratadas nos corpos hídricos nacionais. No entanto, o risco de obstrução de gotejadores foi considerado como severo, pois o valor médio do pH na ARDT foi superior ao limite de 7,5 estabelecido por Nakayama et al. (2006). Valores médios de pH iguais a 7,2; 8,3 e 8,8 foram obtidos por Batista et al. (2011a), em experimento utilizando água residuária doméstica preliminar, secundária e terciária.

Tabela 7. Características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT), ao longo do tempo de operação das unidades de irrigação por gotejamento

Características	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
DBO	163	19	23	48	10	15
DQO	713	130	264	349	137	161
pH	7,74	7,82	7,85	7,74	8,15	8,37
CE	4,05	3,54	3,32	5,28	5,37	5,40
SS	106	76	110	87	116	98
SD	3321	2655	2490	4330	4403	4428
Fe	0,25	0,26	0,29	0,30	0,42	0,52
Mn	0,11	0,10	0,12	0,16	0,14	0,20
Ca ²⁺	5,20	4,20	4,40	7,20	6,50	6,40
Mg ²⁺	1,80	0,80	2,40	2,30	2,80	2,70
K	7,60	5,60	9,00	6,30	6,20	6,10
Na	9,50	8,90	8,30	9,60	7,50	7,60
Dur	350	250	340	475	465	470
RAS	5,08	5,63	4,50	4,40	3,48	3,50
Bh	100	500	200	250	100	60
CTe	40	4000	300	500	300	200
CT	1000	7000	1500	1600	1200	800

Nota: DBO - demanda bioquímica de oxigênio, mg L⁻¹; DQO - demanda química de oxigênio, mg L⁻¹; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Fe - ferro, mg L⁻¹; Mn - manganês, mg L⁻¹; Ca²⁺ - cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - magnésio, mmol_c L⁻¹; K⁺ - potássio, mmol_c L⁻¹; Na⁺ - sódio, mmol_c L⁻¹; Dur - dureza, mg L⁻¹; RAS - razão de adsorção de sódio, (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; Bh - bactérias heterotróficas, UFC mL⁻¹; CTe - coliformes termotolerantes, UFC 100 mL⁻¹; CT - coliformes totais, UFC 100 mL⁻¹; e UFC - unidades formadoras de colônias.

A condutividade elétrica (CE) média da ARDT apresentou valor superior ao limite de 3,0 dS m⁻¹ para reuso de água em cultivos agrícolas (CEARÁ, 2002), apresentando, também, risco severo de obstrução de gotejadores, sendo superior ao limite de 3,1 dS m⁻¹ (Capra & Scicolone, 1998). Silva et al. (2012) encontraram valor médio para CE igual a 1,99 dS m⁻¹ em água residuária doméstica após tratamento com decanto digestor, filtro digestor anaeróbio e lagoa de estabilização.

A concentração média de sólidos suspensos (SS) na ARDT ficou compreendida na faixa de 50 a 100 mg L⁻¹, apresentando risco moderado de obstrução de gotejadores (Nakayama et al., 2006). Valor inferior foi obtido por Cararo et al. (2006) em estudo com água residuária doméstica tratada, apresentando concentração média de SS igual a 23 mg L⁻¹.

Tabela 8. Valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT)

Características	MAX	MIN	M	DP	CV (%)
DBO	163	10	46,33*	58,66*	126,61
DQO	713	130	292,33*	223,03*	76,29
pH	8,37	7,74	7,95*	0,26*	3,24
CE	5,40	3,32	4,49*	0,97*	21,56
SS	116	76	98,83*	15,05*	15,23
SD	4428	2490	3604,50*	901,70*	25,02
Fe	0,52	0,25	0,34*	0,11*	31,51
Mn	0,20	0,10	0,14*	0,04*	26,82
Ca ²⁺	7,20	4,20	5,65*	1,23*	21,76
Mg ²⁺	2,80	0,80	2,13*	0,74*	34,78
K	9	5,60	6,80*	1,27*	18,62
Na	9,60	7,50	8,57*	0,92*	10,69
Dur	475	250	391,67*	92,66*	23,66
RAS	5,63	3,48	4,43*	0,85*	19,24
Bh	500	60	157**	2,16**	-
CTe	4000	40	336**	4,44**	-
CT	7000	800	1590**	2,16**	-

* média e desvio padrão aritmético; e ** média e desvio padrão geométrico.

Nota: DBO - demanda bioquímica de oxigênio, mg L⁻¹; DQO - demanda química de oxigênio, mg L⁻¹; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Fe - ferro, mg L⁻¹; Mn - manganês, mg L⁻¹; Ca²⁺ - cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - magnésio, mmol_c L⁻¹; K⁺ - potássio, mmol_c L⁻¹; Na⁺ - sódio, mmol_c L⁻¹; Dur - dureza, mg L⁻¹; RAS - razão de adsorção de sódio, (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; Bh - bactérias heterotróficas, UFC mL⁻¹; CTe - coliformes termotolerantes, UFC 100 mL⁻¹; CT - coliformes totais, UFC 100 mL⁻¹; e UFC - unidades formadoras de colônias.

O valor médio de sólidos dissolvidos (SD) na ARDT foi superior ao limite de 2.000 mg L⁻¹ indicado por Nakayama et al. (2006), sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como severo. Esse resultado difere do encontrado por Li et al. (2012) em estudo com água residuária sanitária de sistema de lodos ativados, os quais encontraram concentração média de SD igual a 720,2 mg L⁻¹.

O teor médio de ferro (Fe) presente na ARDT se encontrou dentro da faixa de 0,2 a 1,5 mg L⁻¹, estabelecida por Nakayama et al. (2006) que classifica o risco de obstrução de gotejadores como moderado. Fato similar foi relatado por Liu & Huang (2009) que determinaram teor médio de Fe igual a 0,23 mg L⁻¹, em estudo com água residuária sanitária tratada. O teor médio de Fe na ARDT atende aos padrões de lançamento de

água residuária doméstica e sanitária tratada nos corpos hídricos brasileiros, onde o limite máximo é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011).

A concentração média do manganês (Mn) na ARDT foi inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para o lançamento de águas residuárias em corpo hídrico receptor (BRASIL, 2011). Segundo Ayers & Westcot (1999), o Mn não representa riscos de toxicidade para cultivos agrícolas obtidos em solos ácidos, pois sua concentração média foi inferior ao valor limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, o Mn apresenta risco moderado de obstrução de gotejadores, tendo em vista que o seu valor médio na ARDT situou-se dentro da faixa limite de $0,1$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Nakayama et al., 2006).

O teor médio de cálcio (Ca^{2+}) na ARDT foi maior que o valor de $0,37 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ encontrado por Batista et al. (2006) em experimento com água residuária doméstica terciária. De acordo com Capra & Scicolone (1998), o risco de obstrução de gotejadores é classificado como baixo, sendo a concentração de Ca^{2+} na ARDT inferior a $12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

A concentração média do magnésio (Mg^{2+}) na ARDT esteve compreendida entre a faixa de $2,0$ a $7,3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como moderado (Capra & Scicolone, 1998). Esse valor foi superior a $0,87 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ obtido por Batista et al. (2006) em estudos com água residuária terciária.

O teor médio de potássio (K) na ARDT encontra-se fora do intervalo recomendado por Almeida (2010) de 0 a 2 mg L^{-1} , adequado para o uso de água nas atividades da irrigação de cultivos agrícolas. Resultado acima do recomendado, também, foi obtido por Santos et al. (2006) em água residuária terciária, encontrando teor médio de K de $12,2 \text{ mg L}^{-1}$.

O valor médio de sódio (Na) na ARDT foi inferior a $34,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ encontrado por Cararo et al. (2006) em experimento com água residuária doméstica tratada. O Na apresentou valor médio entre a faixa de $3,0$ a $9,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ apresentada por Ayers & Westcot (1999), classificando o grau de restrição de leve a moderado para uso da ARDT fornecida via sistema de irrigação por superfície, podendo vir a afetar o desenvolvimento e a produção de cultivos agrícolas sensíveis.

O grau de dureza (Dur) se refere ao conteúdo de cálcio presente nas águas; em geral águas muito dura são pouco recomendáveis em solos pesados e compactos (Almeida, 2010). A ARDT foi classificada como sendo muito dura, visto que o valor médio de dureza foi superior ao limite de 54 mg L^{-1} , recomendado por Almeida (2010). No que se refere ao risco de obstrução de gotejadores utilizou-se o critério proposto por Pitts et al.

(2011), no qual os autores classificam a ARDT com severo risco de entupimento, pois a dureza é superior ao valor limite de 300 mg L⁻¹ de CaCO₃.

As bactérias heterotróficas (Bh) são responsáveis pela formação de biofilmes nas redes de distribuição de água que, por sua vez, fornecem proteção para microrganismos patogênicos contra a inativação por agentes desinfetantes, levando à contaminação das águas de abastecimento no sistema de distribuição por meio da fixação e da multiplicação dos microrganismos nas paredes internas dos condutos (Brito et al., 2005). Os níveis populacionais médios de Bh foi de 157 UFC mL⁻¹, inferior aos critérios estabelecidos na Resolução RDC nº 154/2004 (BRASIL, 2004), os quais estabelecem que a contagem de bactérias heterotróficas deve ser menor que 200 UFC mL⁻¹ no Brasil.

Os coliformes totais (CT) são os indicadores de contaminação da água representados por bacilos gram-negativos, sendo que a maioria das bactérias desse grupo pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (Brito et al., 2005). Segundo Nakayama et al. (2006), os gêneros de bactérias *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* propiciam severos problemas de obstruções de gotejadores e muitos destes encontram-se dentro do grupo CT. O risco biológico de obstrução de gotejadores é classificado como baixo, de acordo com Nakayama et al. (2006), visto que o nível populacional médio de CT na ARDT foi inferior ao limite de 10.000 UFC mL⁻¹. Li et al. (2012) obtiveram nível populacional médio de CT igual a 160.000 UFC mL⁻¹, em experimento com água residuária sanitária oriundo de sistema de lodo ativado.

Analisando as diretrizes de reuso da água na agricultura (CEARÁ, 2002), o nível populacional médio de coliformes termotolerantes (CTe) presentes na ARDT foi inferior à 5.000 UFC mL⁻¹, podendo ser utilizado na fertirrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

Utilizando a classificação proposta pelo U. S. SALINITY LABORATORY STAFF, apresentada por Bernardo et al. (2008), a ARDT foi classificada como de salinidade muito alta, C4 (podendo ser usada somente em plantas altamente tolerantes aos sais, não aplicar em solos com deficiência de drenagem) e com baixo perigo de alcalinização do solo, S1 (podendo ser usada em quase todos os solos).

4.2 EXPERIMENTO 1: DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA

Nesta etapa os estudos incidiram sobre a dinâmica do processo de obstrução dos gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada, durante 400 h, antes do tratamento biológico com o produto MaxBio.

4.2.1 Desempenho da vazão (Q), do coeficiente de variação da vazão (CVQ) e do coeficiente de redução da vazão relativa (RQR)

Na Figura 12 estão representados os valores médios de Q, CVQ e RQR, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores.

Os valores médios de Q (Figura 12A) nas unidades de irrigação, para os tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (400 h), foram de 1,57 e 1,00 L h⁻¹ para o gotejador G1, de 1,91 e 1,69 L h⁻¹ para o gotejador G2 e de 2,02 e 1,48 L h⁻¹ para o gotejador G3, respectivamente. Dessa forma, as reduções nos valores médios de Q foram de 36,31% para o gotejador G1; de 14,21% para o gotejador G2 e de 26,73% para o gotejador G3, após 400 h de operação do sistema com água residuária doméstica tratada.

Busato et al. (2012) obtiveram reduções de Q de 26,13 e 27,40% para dois modelos de gotejadores M1 (2,2 L h⁻¹) e M2 (2,6 L h⁻¹), respectivamente, aplicando água ferruginosa. Batista et al. (2011a), estabelecendo comparações entre os tempos de operação de 0 e 500 h, notaram que houve redução de Q das unidades de irrigação de 62, 22 e 61% para águas residuárias preliminar, secundária e terciária, respectivamente.

Na Figura 12B, observa-se que os valores médios do CVQ nas unidades de irrigação, para os tempos de operação inicial (0 h) e final (400 h), foram de 3 e 54% para o gotejador G1, de 5 e 10% para o gotejador G2 e de 2 e 19% para o gotejador G3, respectivamente.

Nos resultados encontrados por Silva et al. (2013), o gotejador G1 (1,6 L h⁻¹) das unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço 70, 140, 210 e 280 kPa, nos tempos de funcionamento inicial e 160 h, apresentaram valores de CVQ de 5 e 44%; 3 e 5%; 6 e 7%; e 5 e 2%, respectivamente.

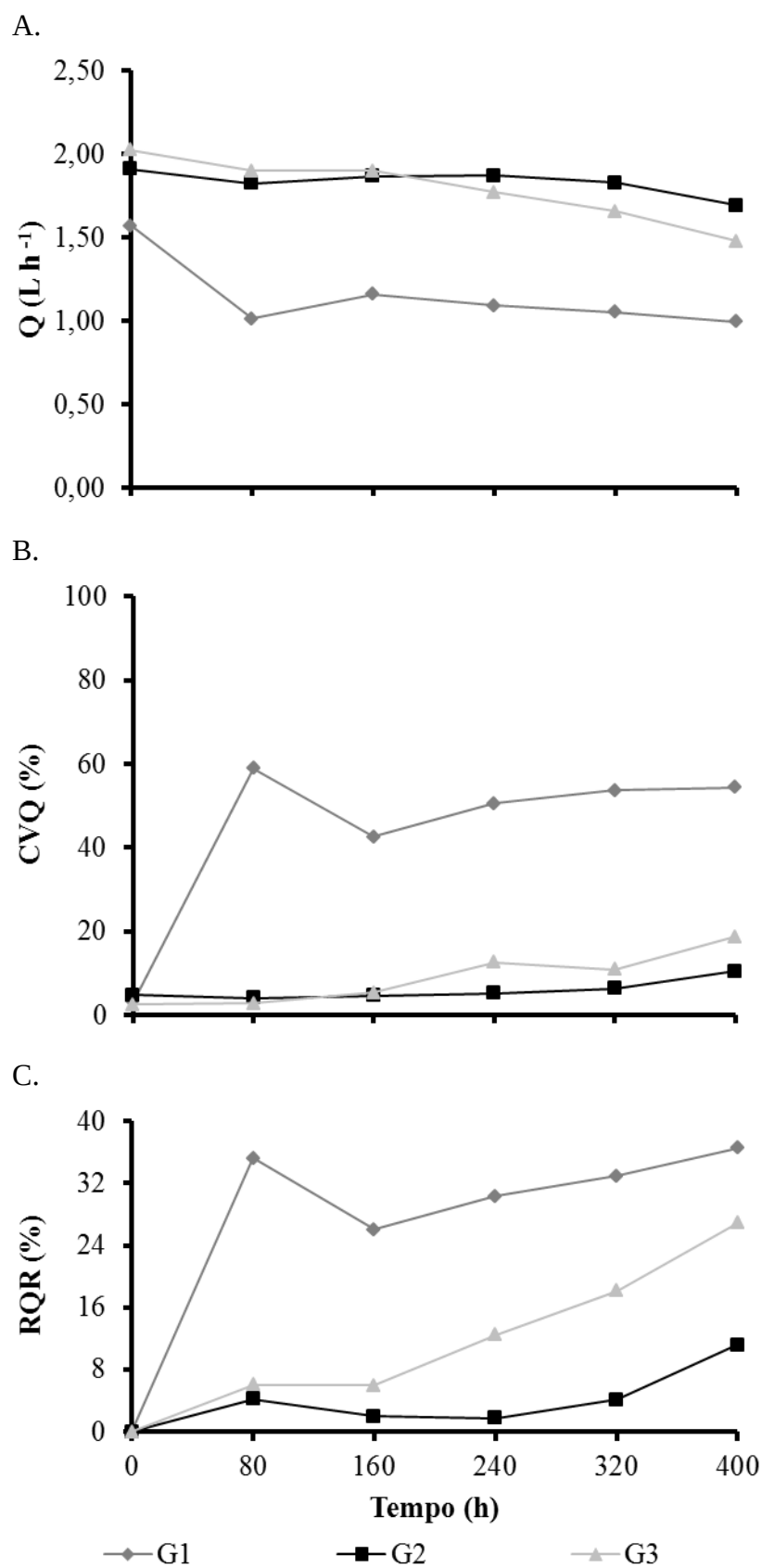


Figura 12. Valores médios de Q (A), CVQ (B) e RQR (C), durante 400 h de operação do sistema, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3).

De acordo com a norma ASAE EP 405 (ASABE, 2008), os valores médios do CVQ nas unidades de irrigação, para o tempo de operação de 400 h, foram classificados como inaceitáveis ($> 20\%$) para o gotejador G1 e como razoáveis (entre 10 e 20%) para os gotejadores G2 e G3.

Silva et al. (2013) verificaram, no tempo de funcionamento de 160 h, que o valor de CVQ da unidade de irrigação submetida à pressão de serviço de 70 kPa foi superior a 20%, recebendo, assim, a classificação inaceitável, segundo a norma ASABE EP 405 (ASABE, 2008).

Com relação ao RQR (Figura 12C) verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a zero, visto que, nesse instante, a vazão atual foi idêntica à vazão inicial. Já no tempo de operação final (400 h), os valores médios do RQR nas unidades de irrigação foram de 37; 11 e 27% para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente.

Avaliando o entupimento de gotejadores em função da aplicação de carbonato de potássio, Medeiros et al. (2008) obtiveram, ao final do experimento, valores do RQR iguais a 52 e 17% para dois tipos de gotejadores, M1 ($1,4 \text{ L h}^{-1}$) e M2 ($2,05 \text{ L h}^{-1}$), respectivamente.

Conforme Capra & Scicolone (1998), os valores médios do RQR nas unidades de irrigação, para o tempo de operação de 400 h, foram classificados como baixos ($< 61\%$) para os gotejadores G1, G2 e G3.

Na Tabela 9 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ e RQR, em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os gotejadores G1, G2 e G3.

O modelo raiz quadrada foi o que melhor representou a relação entre os dados de Q e T para o gotejador G1 das unidades de irrigação, sendo o valor do coeficiente de determinação (R^2) de 0,66. Para o gotejador G2, os valores de Q não foram alterados, significativamente, pelo tempo de operação do sistema. Já com relação ao gotejador G3 das unidades de irrigação, o modelo linear ajustou-me melhor aos dados de Q em função de T, apresentando R^2 de 0,85.

Batista et al. (2011a) ajustaram o modelo de regressão linear à relação entre Q e T para as unidades de irrigação operando com água residuária preliminar, secundária e terciária, durante 500 h, apresentando valores de R^2 de 0,92; 0,55 e 0,99, respectivamente.

Com relação aos dados de CVQ, os modelos raiz quadrada, quadrático e nulo ajustaram-se melhor, em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, sendo os valores de R^2 iguais a 0,60 e 0,72, respectivamente.

Batista et al. (2012) ajustaram o modelo nulo (média) à relação entre os dados de CVQ e T das unidades de irrigação dotadas de gotejador G1 (2,0 L h⁻¹), operando com água residuária de suinocultura durante 160 h.

Tabela 9. Equações de regressão ajustadas à vazão (Q), ao coeficiente de variação de vazão (CVQ) e ao coeficiente de redução da vazão relativa (RQR), em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
Q			
1	G1	$\hat{Q} = 1,547 - 0,0610^{**} T^{1/2} + 0,00180^{**} T$	0,66
2	G2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,832$	0,73
3	G3	$\hat{Q} = 2,045 - 0,00128^{**} T$	0,85
CVQ			
1	G1	$\widehat{CVQ} = 5,504 + 6,398^{**} T^{1/2} - 0,207^{*} T$	0,60
2	G2	$\widehat{CVQ} = 4,580 + 0,0000691^{**} T^2 - 0,0138^{*} T$	0,72
3	G3	$\widehat{CVQ} = \overline{CVQ} = 8,792$	-
RQR			
1	G1	$\widehat{RQR} = 1,620 + 3,800^{**} T^{1/2} - 0,112^{*} T$	0,64
2	G2	$\widehat{RQR} = \overline{RQR} = 3,917$	-
3	G3	$\widehat{RQR} = -1,119 + 0,063^{**} T$	0,84

^{**}, ^{*}, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

O modelo raiz quadrada e linear foram os que melhor representaram a relação entre os dados de RQR e T para os gotejadores G1 e G3, respectivamente, obtendo R^2 iguais a 0,64 e 0,84. Para o gotejador G2, os valores de RQR não foram alterados, significativamente, por T.

Avaliando o entupimento de emissores devido à aplicação de efluente de esgoto tratado, Liu & Huang (2009) obtiveram relação linear entre o RQR e a percentagem de gotejadores completamente entupidos para dois tipos de gotejadores E1 (2,83 L h⁻¹) e E2 (1,88 L h⁻¹), obtendo coeficientes de regressão (R^2) de 0,71 e 0,87.

Na Tabela 10 estão apresentadas as equações de regressão linear múltipla, ajustadas às variáveis Q, CVQ e RQR em função das características física (SS), químicas (SD, Fe

e Mg^{2+}) e biológica (CT) da água residuária doméstica tratada, para os gotejadores G1, G2 e G3 das unidades de irrigação.

Para o gotejador G1, observou-se o efeito linear das características Mg^{2+} e CT na alteração dos valores de Q, CVQ e RQR, tendo coeficientes de determinação (R^2) iguais a 0,71; 0,77 e 0,70, respectivamente.

Em estudo com unidades de irrigação por gotejamento aplicando água residuária doméstica terciária, Batista et al. (2008) constataram que os agentes de obstrução Mn, Fe, SD e pH apresentaram relações lineares múltiplas com as alterações nos valores de Q dos gotejadores M1(1,7 L h⁻¹) e M2 (2,1 L h⁻¹), apresentando R^2 de 0,99 e 0,98, respectivamente; enquanto para o gotejador M3 (3,6 L h⁻¹) houveram relações lineares apenas entre os dados de Mn, Fe e Q, tendo R^2 de 0,99.

Tabela 10. Equações de regressão ajustadas à vazão (Q), ao coeficiente de variação de vazão (CVQ) e ao coeficiente de redução da vazão relativa (RQR), em função das características física (SS), químicas (SD, Fe, Mg^{2+}) e biológica (CT) da água residuária doméstica tratada, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R^2
Q			
1	G1	$\hat{Q} = 5,200 - 0,418 * Mg^{2+} - 0,987 * CT$	0,71
2	G2	$\hat{Q} = 1,818 + 0,00210 * SS + 0,0000314 * SD - 0,899 ** Fe$	1
3	G3	$\hat{Q} = 1,987 + 0,00530^0 SS - 1,536 * Fe - 0,0935^0 Mg^{2+}$	1
CVQ			
1	G1	$\widehat{CVQ} = 361,397 + 40,734 * Mg^{2+} + 99,466 * CT$	0,77
2	G2	$\widehat{CVQ} = -1,574 + 21,908 ** Fe$	0,92
3	G3	$\widehat{CVQ} = 11,424 - 0,289 * SS + 29,541 * Fe + 7,432 * Mg^{2+}$	1
RQR			
1	G1	$\widehat{RQR} = -227,915 + 26,417 * Mg^{2+} + 61,926 * CT$	0,70
2	G2	$\widehat{RQR} = 5,847 - 0,115 * SS - 0,00184 * SD + 47,179 ** Fe$	1
3	G3	$\widehat{RQR} = 0,465 - 0,246 * SS + 77,339 * Fe + 4,272^0 Mg^{2+}$	1

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Com relação ao gotejador G2, foi notada relação linear entre as características SS, SD e Fe e os valores de Q e RQR, apresentando R^2 iguais a 1. Enquanto que, para a variável CVQ, houve relação linear em função, apenas, da característica Fe, tendo R^2 de 0,92.

Em estudo realizado com sistemas de irrigação apresentando problemas de obstrução, Capra & Scicolone (1998) observaram, apenas, relações lineares simples dos

teores de ferro e bicarbonato com o coeficiente de variação, devido ao desempenho de emissores no campo (CVdc).

Para o gotejador G3, ocorreu efeito linear das características SS, Fe e Mg^{2+} na alteração dos valores de Q, CVQ e RQR, possuindo R^2 iguais a 1.

Capra & Scicolone (1998) evidenciaram relações lineares simples entre as características sólidos suspensos, condutividade elétrica, ferro, cálcio e magnésio e os dados de RQR para sistemas de irrigação montados em campo.

4.2.2 Desempenho dos coeficientes de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade estatística (Us)

Estão apresentados, na Figura 13, os valores médios do CUC, CUD e Us, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores.

Nos tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (400 h), os valores médios do CUC (Figura 13A) nas unidades de irrigação foram de 98 e 58%; de 97 e 92%; e de 98 e 85% para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente.

Em experimento com água residuária tratada da despolpa de frutos do cafeeiro, aplicada via sistema de irrigação por gotejamento, Cunha et al. (2006) encontraram valores médios do CUC iguais a 95,96 e 23,02%, para os tempos de operação inicial e 144 h, respectivamente.

De acordo com Merriam & Keller (1978), no tempo de operação de 400 h, os valores médios do CUC foram classificados como ruim (< 70%) para o gotejador G1, como excelente (> 90%) para o gotejador G2 e como bom (entre 80 e 90%) para o gotejador G3 nas unidades de irrigação.

No trabalho realizado por Batista et al. (2014), com unidades de irrigação submetidas à quatro proporções de tempo de irrigação com água de abastecimento e água residuária de suinocultura, durante 160 h de operação, as classificações do CUC variaram de excelente a ruim, seguindo os critérios estabelecidos por Merriam & Keller (1978).

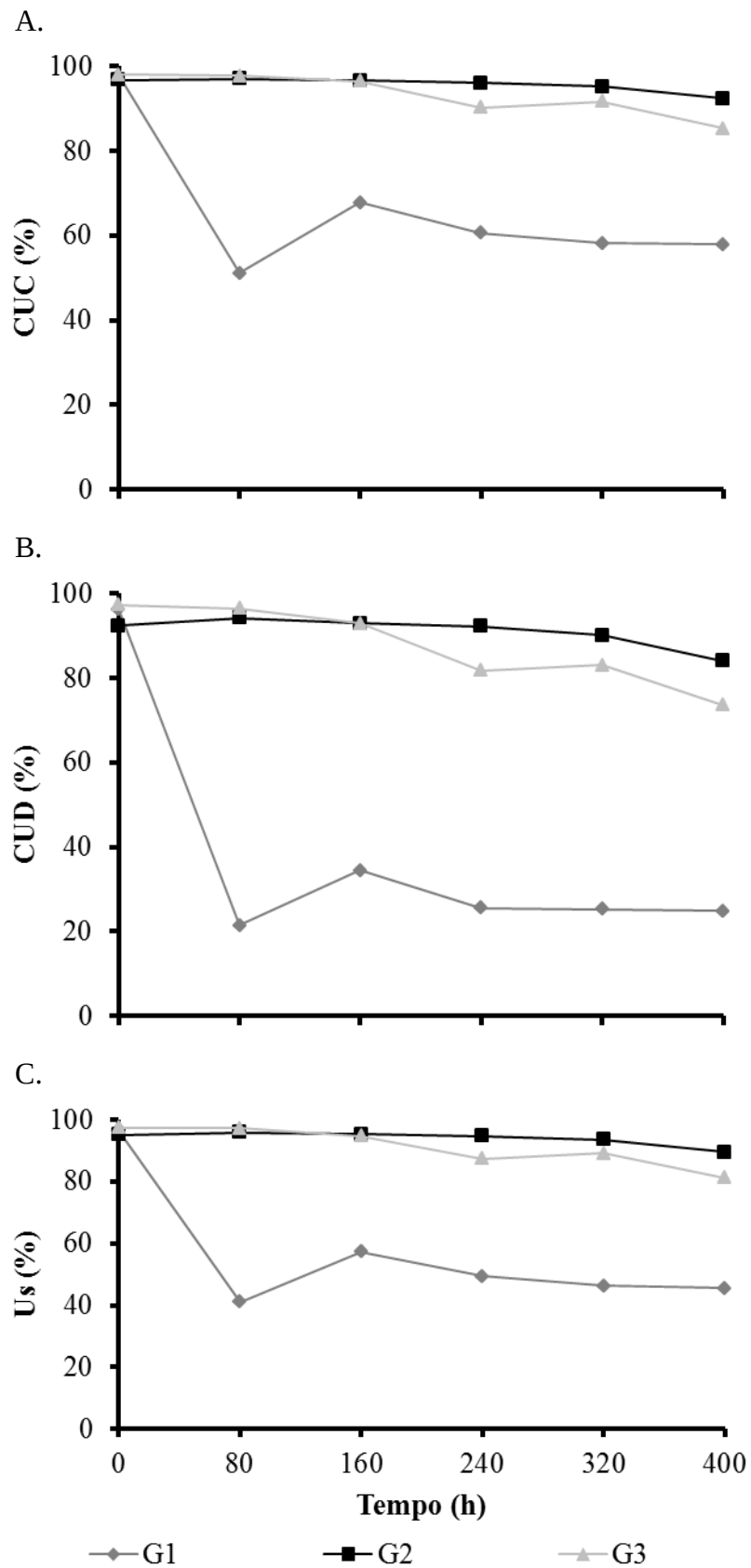


Figura 13. Valores médios de CUC (A), CUD (B) e Us (C), durante 400 h de operação do sistema, nas unidades de irrigação dotadas dos três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3).

Conforme a Figura 13B, nos tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios de CUD nas unidades de irrigação foram de 96 e 25% para o gotejador G1, de 92 e 84% para o gotejador G2 e de 97 e 74% para o gotejador G3, respectivamente.

Batista et al. (2011b) utilizaram sistemas de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico preliminar, esgoto doméstico secundário e esgoto doméstico terciário, obtendo valores do CUD iguais a 98,27 e 38,32%; 97,30 e 71,03%; e 96,57 e 41,53%, para os tempos de operação de 0 e 500 h, respectivamente.

Utilizando o critério proposto por Merriam & Keller (1978), no tempo de funcionamento de 400 h, os valores de CUD foram classificados como ruim ($< 70\%$) para o gotejador G1, como bom (entre 80 e 90%) para o gotejador G2 e como regular (entre 70 e 80%) para o gotejador G3.

No trabalho conduzido por Batista et al. (2013) com unidades de irrigação aplicando quatro proporções de tempo de irrigação com água de abastecimento e água residuária de suinocultura, durante 160 h, os valores de CUD oscilaram de excelente a ruim, conforme os critérios propostos por Merriam & Keller (1978).

Os valores médios de Us (Figura 13C) nas unidades de irrigação, nos tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), foram iguais a 97 e 46% para o gotejador G1; 95 e 90% para o gotejador G2 e 98 e 81% para o gotejador G3, respectivamente.

Pletsch et al. (2009) avaliando gotejadores, tipo labirinto, aplicando água residuária de origem doméstica, encontraram valores de Us de 98,81% nos gotejadores novos, de 97,56% nos gotejadores com 500 h de operação e de 67,26% nos gotejadores que operaram por 1000 h.

De acordo com Mantovani (2001), no tempo de operação de 400 h, os valores de Us nas unidades de irrigação foram classificados como inaceitável ($< 60\%$) para o gotejador G1 e como bons (entre 80 e 90%) para os gotejadores G2 e G3.

Constam, na Tabela 11, as equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us, em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os gotejadores G1, G2 e G3.

O modelo raiz quadrada representou melhor a relação entre os dados de CUC e T para o gotejador G2 das unidades de irrigação, apresentando coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,60. Para os gotejadores G1 e G3 os valores de CUC não foram alterados, significativamente, por T.

Busato et al. (2012) ajustaram o modelo quadrático à relação entre os dados de CUC e T para as unidades de irrigação, dotadas do gotejador M1 (2,2 L h⁻¹), operando com água ferruginosa por 700 h, apresentando R² de 0,96.

Observando a relação entre os dados de CUD e T das unidades de irrigação, os modelos de regressão que melhor se ajustaram foram o raiz quadrada, o quadrático e o nulo (média), para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, obtendo valores de R² de 0,69 e 0,64.

Em estudos realizados com unidades de irrigação aplicando uma hora de efluente suíno seguida de três horas de aplicação de água de abastecimento, durante 160 h, Batista et al. (2013) obtiveram relação quadrática entre os dados de CUD e T, tendo R² de 0,98.

Tabela 11. Equações de regressão ajustadas ao coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade estatística (Us), em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
CUC			
1	G1	$\widehat{CUC} = \overline{CUC} = 65,542$	-
2	G2	$\widehat{CUC} = 96,882 + 0,305* T^{1/2} - 0,0250^{**} T$	0,60
3	G3	$\widehat{CUC} = \overline{CUC} = 93,333$	-
CUD			
1	G1	$\widehat{CUD} = 93,969 - 9,523^{**} T^{1/2} + 0,314^{**} T$	0,69
2	G2	$\widehat{CUD} = 92,241 - 0,000125^{**} T^2 + 0,0308* T$	0,64
3	G3	$\widehat{CUD} = \overline{CUD} = 87,500$	-
Us			
1	G1	$\widehat{Us} = 94,496 - 6,398^{**} T^{1/2} + 0,207* T$	0,64
2	G2	$\widehat{Us} = 95,420 - 0,0000691^{**} T^2 + 0,0138* T$	0,72
3	G3	$\widehat{Us} = \overline{Us} = 91,208$	-

^{**}, ^{*}, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

O modelo raiz quadrada e o quadrático ajustaram-se melhor aos dados de Us em função de T, para os gotejadores G1 e G2, respectivamente, apresentando R² iguais a 0,69 e 0,64. Para o gotejador G3 os valores de Us não foram alterados, significativamente, por T.

Batista et al. (2008) encontraram relações lineares entre os dados de Us e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores M1 (1,7 L h⁻¹), M2 (2,1 L h⁻¹) e M3 (2,0

L h⁻¹) operando com água residuária doméstica terciária, durante 560 h, tendo valores de R² variando de 0,89 a 0,93.

Estão dispostas, na Tabela 12, as equações de regressão linear múltipla, ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us em função das características física (SS), químicas (SD, Fe, Ca²⁺ e Mg²⁺) e biológica (CT) da água residuária doméstica tratada, para os gotejadores G1, G2 e G3 das unidades de irrigação.

No gotejador G1, observou-se que houve efeito linear das características Mg²⁺ e CT sobre os dados de CUC e Us nas unidades de irrigação, apresentando coeficientes de determinação (R²) iguais a 0,76 e 0,77, respectivamente. Ocorreu, também, relação linear entre as características SS, Mg²⁺ e CT e os valores do CUD, tendo R² de 0,94.

Tabela 12. Equações de regressão ajustadas ao coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), de uniformidade de distribuição (CUD) e de uniformidade estatística (Us), em função das características física (SS), químicas (SD, Fe, Ca²⁺ e Mg²⁺) e biológicas (CT) da água residuária doméstica tratada, para os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
CUC			
1	G1	$\widehat{CUC} = 391,629 - 31,344^* Mg^{2+} - 80,964^* CT$	0,76
2	G2	$\widehat{CUC} = 101,336 - 16,550^{**} Fe$	0,93
3	G3	$\widehat{CUC} = 90,763 + 0,234^* SS - 23,657^* Fe - 5,852^* Mg^{2+}$	1
CUD			
1	G1	$\widehat{CUD} = 476,941 + 1,030^0 SS - 68,187^* Mg^{2+} - 123,498^* CT$	0,94
2	G2	$\widehat{CUD} = 101,982 - 32,056^{**} Fe$	0,90
3	G3	$\widehat{CUD} = 95,713 + 0,322^* SS - 43,965^* Fe - 1,334^* Ca^{2+} - 8,228^* Mg^{2+}$	1
Us			
1	G1	$\widehat{Us} = 461,397 - 40,734^* Mg^{2+} - 99,466^* CT$	0,77
2	G2	$\widehat{Us} = 101,574 - 21,908^{**} Fe$	0,92
3	G3	$\widehat{Us} = 88,576 + 0,289^* SS - 29,541^* Fe - 7,432^* Mg^{2+}$	1

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Cararo et al. (2006) encontram relações lineares simples do grau de entupimento dos gotejadores tanto em relação ao tempo de operação, quanto em relação ao comprimento dos labirintos, em unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica tratada.

Com relação ao gotejador G2 das unidades de irrigação, ocorreu efeito linear da característica Fe sobre as variáveis CUC, CUD e Us, obtendo-se R² oscilando de 0,90 a 0,93.

Para o gotejador G3 houve relação linear entre as características SS, Fe e Mg^{2+} e os dados de CUC e Us, possuindo valores de R^2 iguais 1; enquanto que, para a variável CUD ocorreu relação linear em função das características SS, Fe, Ca^{2+} e Mg^{2+} , apresentando R^2 de 1.

Em sistemas de irrigação instalados em campo com problemas de obstrução, Capra & Scicolone (1998) constataram relação linear simples, somente, entre os teores de ferro e bicarbonatos e os valores de Us.

Em geral, o gotejador G1, presente nas unidades de irrigação, apresentou maiores níveis de obstrução, devido à tendência de decréscimo nos valores de Q, CUC, CUD e Us e de crescimento nos valores do CVQ e RQR, ao longo do tempo de operação do sistema. Dessa forma, pode-se afirmar que o gotejador G1 foi mais suscetível ao entupimento do que os gotejadores G2 e G3, fato atribuído à menor vazão, ao menor comprimento do labirinto e à formação de bioincrustação, principalmente, na área de filtração e no interior do labirinto.

Batista et al. (2013) e Batista et al. (2014) visualizaram que a formação de biofilme foi maior no gotejador G1 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$) em relação a G2 ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) e G3 ($3,6 \text{ L h}^{-1}$), quando operados com distintos manejos de água residuária de suinocultura e de água de abastecimento.

4.2.3 Análise visual e por microscopia óptica dos gotejadores obstruídos por bioincrustação

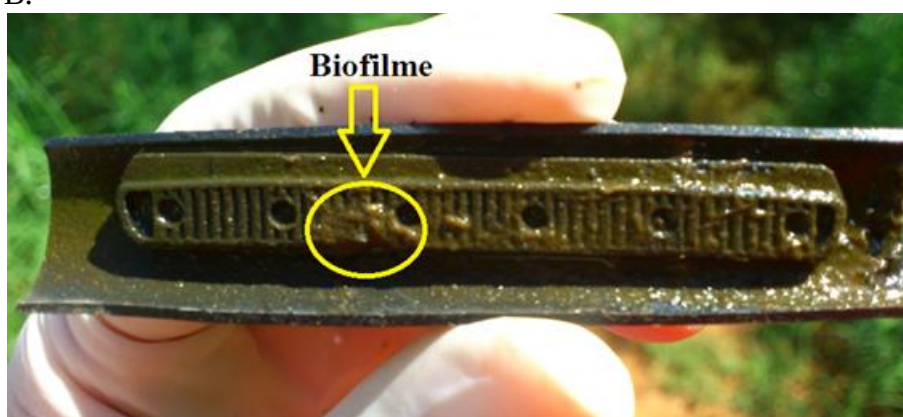
Decorrida as 400 h de operação das unidades de irrigação, realizou-se a abertura de gotejadores para avaliação visual da bioincrustação, como apresentado na Figura 14.

Segundo Oliver et al. (2014), a bioincrustação é um composto de secreções microbianas e partículas em suspensão presente em águas residuárias. A matriz da bioincrustação, formada no interior dos gotejadores e das linhas laterais, foi estudada nas últimas três décadas por diversos autores (Adin & Sacks, 1991; Ravina et al., 1992; Capra & Scicolone, 2005; Cunha et al., 2006; Batista et al., 2008; Liu & Huang, 2009; Yan et al., 2009; Li et al., 2011a,b; Silva et al., 2013; Batista et al., 2014).

A.



B.



C.



Figura 14. Ilustração do desenvolvimento de bioincrustação no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) que aplicaram água residuária doméstica tratada.

Notou-se que houve a formação de bioincrustação, de coloração esverdeada, nas áreas de filtração dos gotejadores G1 e G2 (Figuras 14A e 14B) e sobre a membrana de autocompensação do gotejador G3 (Figura 14C). Este fato acarretou, ao longo do período experimental, alteração na vazão dos gotejadores e, consequentemente, dos indicadores de desempenho hidráulico. Ravina et al. (1992) afirmaram que o biofilme

foi acumulado, principalmente, na entrada do labirinto dos gotejadores não autocompensantes e na membrana de silicone dos gotejadores autocompensantes.

Semelhantemente ao ocorrido nos trabalhos apresentados por Cunha et al. (2006) com água residuária do cafeeiro, Batista et al. (2008) com água residuária doméstica terciária, Silva et al. (2013) com água residuária do processamento da castanha de caju e Batista et al. (2014) com água residuária de suinocultura, onde houve a formação de biofilme complexo, resultante da interação entre bactérias e partículas orgânicas e inorgânicas, que comprometeu o desempenho hidráulico das unidades de irrigação por gotejamento.

A análise por microscopia óptica (Figura 15), realizada nas amostras da bioincrustação formada nos gotejadores G1, G2 e G3, evidenciou a presença dos seguintes agentes biológicos em sua matriz: a) ácaros (Figura 15B); b) leveduras (Figura 15C); c) Protozoários (Figura 15D); d) algas (Figura 15E); e e) espinhos de ácaros (Figura 15F).

Dehghanisani et al. (2004) identificaram fungos e algas na bioincrustação de gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada. Além disso, nos estudos desenvolvidos por Sagi et al. (1995) e Şahin et al. (2005) constataram-se problemas de entupimento de gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada, devido à formação de mucilagem pela atividade de bactérias, fungos e protozoários.

No trabalho conduzido por Batista et al. (2008), com água residuária doméstica terciária, o material de obstrução dos gotejadores resultou da interação entre bactérias e algas presentes na água residuária, que formaram aglomerados na forma de cocos e pequenos bastonetes. Os gêneros de bactérias *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter*, juntamente com a ferrobactéria da espécie *cremothix* sp., formaram um muco microbiano, no qual se aderiram partículas representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos grupos Cyanophyta (gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*).

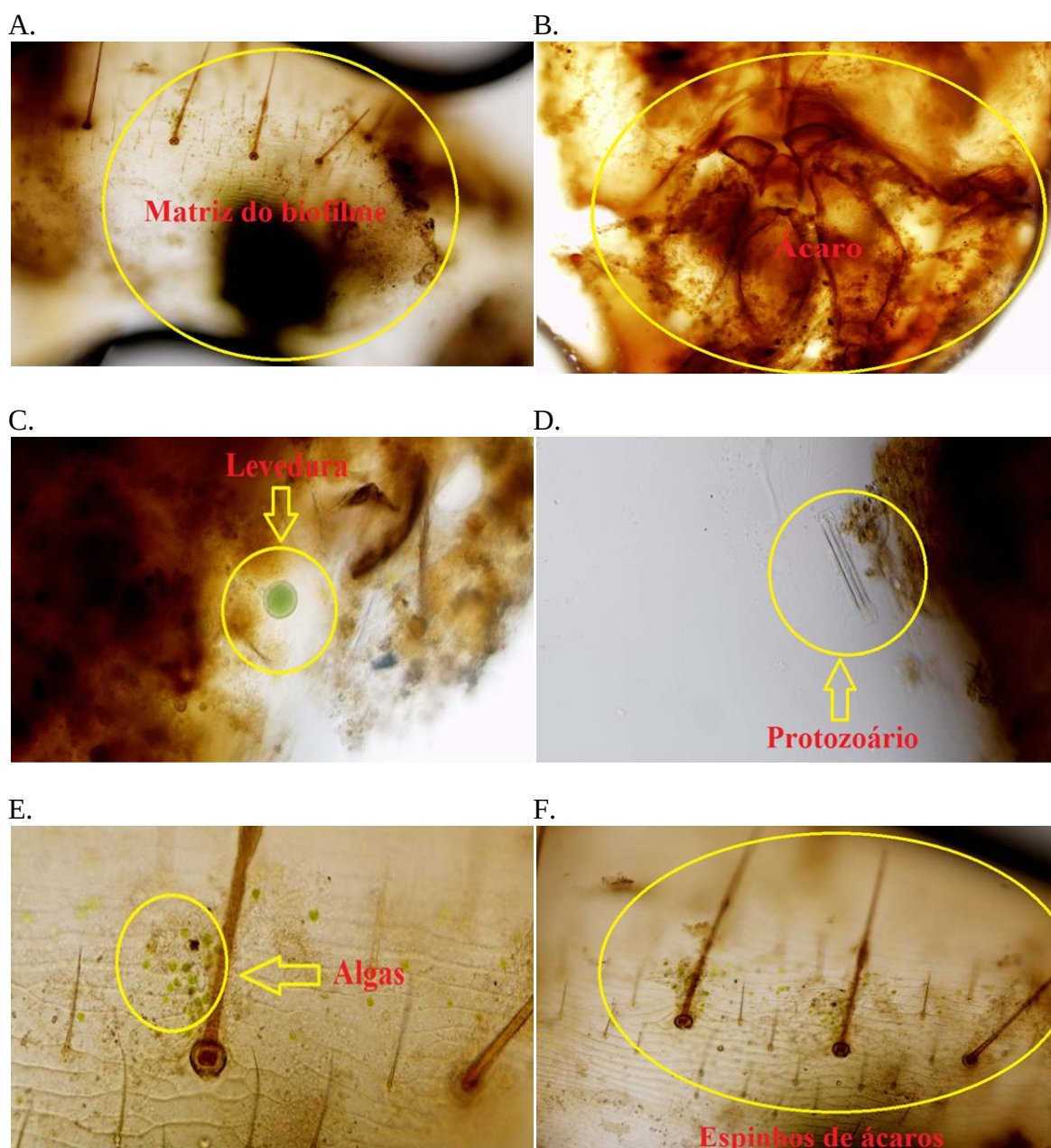


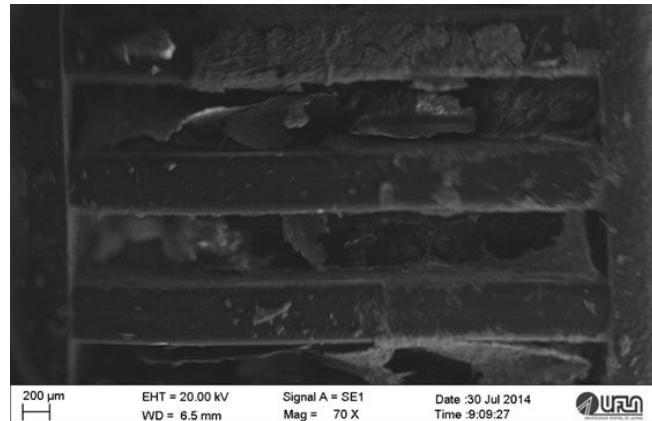
Figura 15. Análise por microscopia óptica da matriz da bioincrustação (A) formada no interior dos gotejadores, destacando a presença de ácaros (B), leveduras (C), protozoários (D), algas (E) e espinhos de ácaros (F).

4.2.4 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) aplicada à identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento em gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada

Diversos pesquisadores apresentam em seus estudos micrografias da matriz do biofilme em gotejadores, destacando a presença de carbonato de cálcio (Eroglu et al.,

2012), bactérias e fungos (Oliver et al., 2014) e partículas orgânicas e inorgânicas (Dazhuang et al., 2009). Na Figura 16 estão apresentadas as micrografias da matriz da bioincrustação, na área de filtração, de um gotejador que operou com água residuária doméstica tratada, obtidas por microscopia eletrônica de varredura.

A.



B.

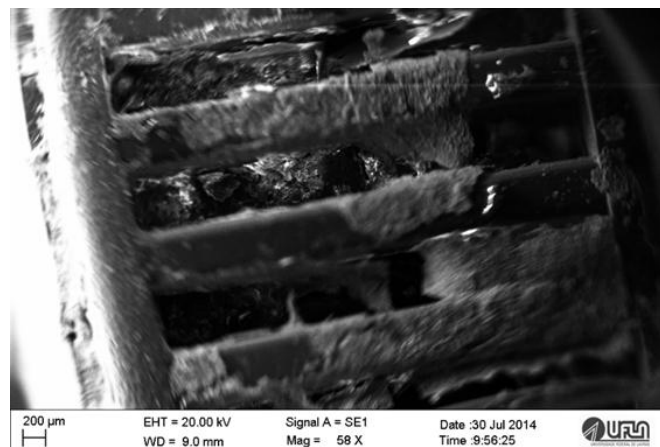


Figura 16. Micrografias da bioincrustação, com ampliação de 70 vezes (A) e de 58 vezes (B) na área de filtração do gotejador, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV).

Na Figura 17, apresenta-se o mapeamento dos principais elementos químicos, da matriz de bioincrustação ilustrada na micrografia 16B. As análises por microscopias de raios X indicaram que na matriz da bioincrustação predominaram os elementos químicos cálcio (Ca), ferro total (Fe), oxigênio (O), selênio (Se) e silício (Si), como apresentado na Figura 17A.

Yan et al. (2010), em seu estudo com entupimento de gotejadores com água residuária doméstica tratada, identificaram como elementos químicos predominantes o carbono (C), o oxigênio (O), o fósforo (P), o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg).

A presença de Ca na parte superior da bioincrustação está associada, possivelmente, à presença do precipitado carbonato de cálcio (CaCO_3), conforme ilustrado na Figura 17B. Segundo Eroglu et al. (2012), o risco de precipitação de CaCO_3 está associado à relação entre o pH medido (pH_m) e o pH calculado (pH_c), onde o pH_c é obtido a partir dos teores de HCO_3^- , Ca e sólidos dissolvidos e da temperatura da água. Se pH_m > pH_c, a precipitação do CaCO_3 é mais provável de ocorrer.

Notou-se, na Figura 17C, que o Fe possui distribuição mais uniforme em relação aos demais, além, ainda, de ser o elemento químico mais abundante na matriz da bioincrustação, provavelmente, devido à presença de ferrobactérias e de hidróxido férrico (precipitado), aglutinado na mucilagem bacteriana. Segundo Nakayama et al. (2006), as ferrobactérias filamentosas *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrix*, *Crenothrix* e *Sphaerotilus* são as mais comuns em gotejadores entupidos. Enquanto, no trabalho apresentado por Batista et al. (2006), foi identificada, somente, a ferrobactéria *Crenothrix* em gotejadores operando com esgoto doméstico tratado.

Na Figura 17D, constatou-se, também, a presença de O na parte superior da matriz da bioincrustação, apresentando distribuição similar a do Ca e do Si. O aparecimento do O está atribuído, provavelmente, à existência dos elementos SiO_2 (sílica), $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (hidróxido férrico) e SeO_2 (dióxido de selênio) no material de obstrução.

A presença de Se (Figura 17E), na bioincrustação, pode estar associada à composição da água residuária que apresenta material fecal com resíduos de grãos, frutos do mar, carnes bovinas e de aves que, segundo Franco (2007), são alimentos ricos em Se.

Provavelmente, a presença de Si (Figura 17F) está atribuída à presença de algas na água residuária doméstica tratada. De acordo com Vidotti & Rollemberg (2004), as algas diatomáceas são revestidas por uma parede celular formada por SiO_2 e, ao morrerem, contribuem para a formação do sedimento denominado "terra de diatomáceas", utilizado em indústrias.

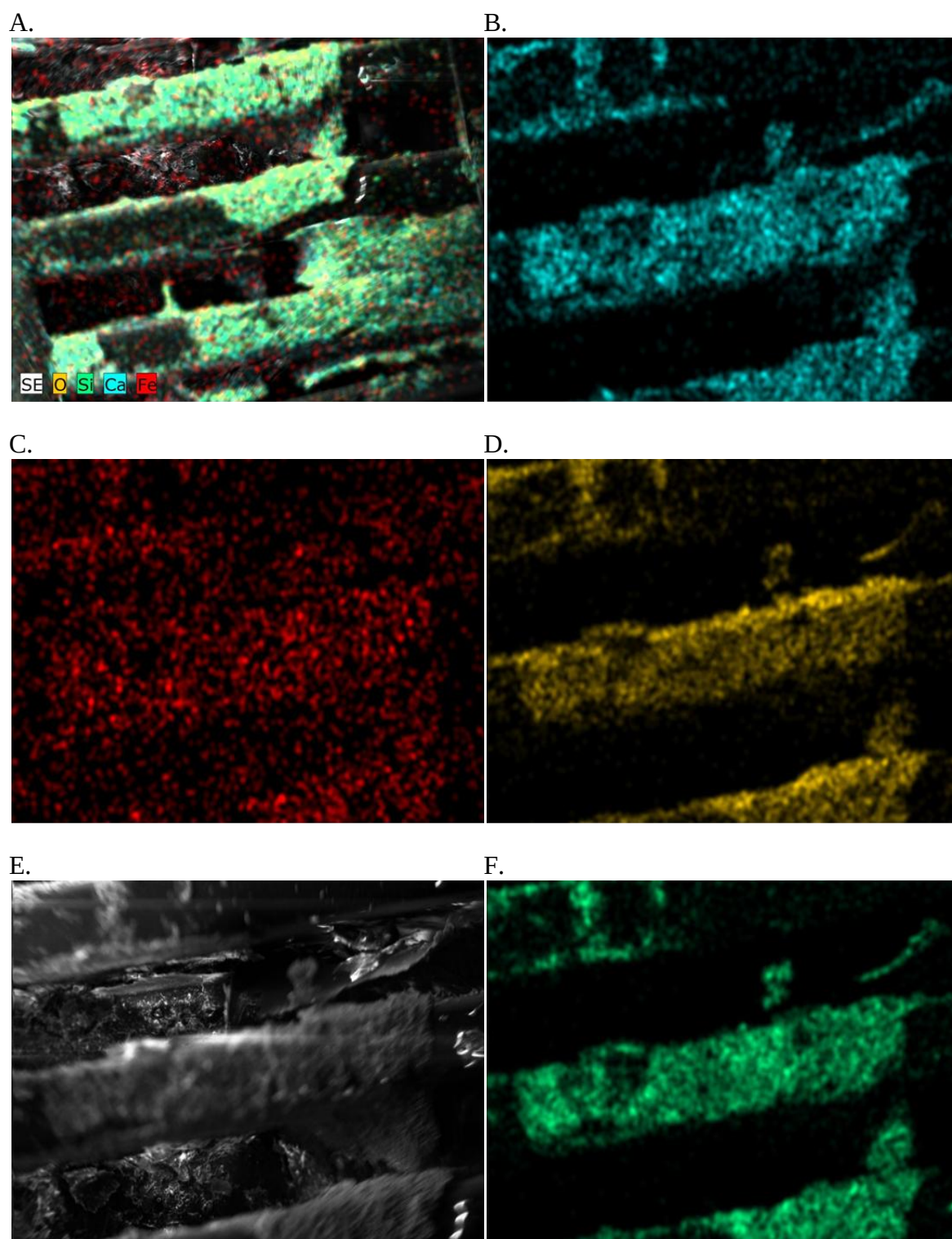


Figura 17. Mapeamento dos elementos químicos presentes na bioincrustação (A) da micrografia 27B, destacando a presença de cálcio (B), ferro total (C), oxigênio (D), selênio (E) e silício (F), obtidos nas análises por microscopia de raios X.

4.2.5 Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade da água residuária doméstica tratada

A correlação de Pearson, para o gotejador G1, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us e RQR) e da qualidade da água residuária doméstica tratada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT) está apresentada na Tabela 13.

Verificou-se que, ao fixar a variável Q, houve correlação significativa tipo forte positiva para CUC, CUD e Us, fraca positiva para SS, fraca negativa para pH, Fe, Mn e CT e forte negativa para CVQ e RQR, seguindo os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Ao fixar a variável CUC, houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD e Us, fraca positiva para SS, fraca negativa para pH, Fe e CT e forte negativa para CVQ e RQR.

Para a variável CUD, houve correlação significativa tipo forte positiva para Us, fraca positiva para SS, fraca negativa para pH, Fe, Mn e CT e forte negativa para CVQ e RQR.

Fixando a variável CVQ, evidenciou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para RQR, fraca positiva para pH, Fe, Mn e CT, fraca negativa para SS e perfeita negativa para Us.

Para a variável Us, notou-se que houve correlação significativa tipo fraca positiva para SS, fraca negativa para pH, Fe, Mn e CT e forte negativa para RQR.

Analisando a variável RQR, evidenciou-se que houve correlação significativa tipo fraca positiva para pH, Fe, Mn e CT e fraca negativa para SS.

Tabela 13. Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G1, que operaram com água residuária doméstica tratada

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**													
CUC	0,9311**	1**												
CUD	0,9395**	0,9305**	1**											
CVQ	-0,9643**	-0,9879**	-0,9615**	1**										
Us	0,9643**	0,9879**	0,9615**	-1**	1**									
RQR	-0,9948**	-0,9434**	-0,9573**	0,9758**	-0,9758**	1**								
pH	-0,4567*	-0,2963 ⁰	-0,3515*	0,3580*	-0,3580*	0,4572*	1**							
SS	0,2902 ⁰	0,3119 ⁰	0,2762 ⁰	-0,2913 ⁰	0,2913 ⁰	-0,2887 ⁰	0,3053 ⁰	1**						
SD	-0,2210 ^{n.s.}	-0,1341 ^{n.s.}	-0,1756 ^{n.s.}	0,1725 ^{n.s.}	-0,1725 ^{n.s.}	0,2237 ^{n.s.}	0,5580**	0,1715 ^{n.s.}	1**					
Fe	-0,4619*	-0,2957 ⁰	-0,3680*	0,3627*	-0,3627*	0,4624*	0,9738**	0,2877 ⁰	0,7044**	1**				
Mn	-0,3890*	-0,2361 ^{n.s.}	-0,3289 ⁰	0,2989 ⁰	-0,2989 ⁰	0,3893*	0,7214**	0,0674 ^{n.s.}	0,7932**	0,8502**	1**			
Ca ²⁺	-0,1898 ^{n.s.}	-0,1171 ^{n.s.}	-0,1812 ^{n.s.}	0,1562 ^{n.s.}	-0,1562 ^{n.s.}	0,1911 ^{n.s.}	0,3587*	0,1248 ^{n.s.}	0,9596**	0,5467**	0,7564**	1**		
Mg ²⁺	-0,1277 ^{n.s.}	-0,0102 ^{n.s.}	-0,1298 ^{n.s.}	0,0760 ^{n.s.}	-0,0760 ^{n.s.}	0,1270 ^{n.s.}	0,5790**	0,7168**	0,6525**	0,6842**	0,6925**	0,6578**	1**	
CT	-0,2809 ⁰	-0,3377 ⁰	-0,3017 ⁰	0,3151 ⁰	-0,3151 ⁰	0,2766 ⁰	-0,4393*	-0,7271**	-0,5749**	-0,5340**	-0,5970**	-0,5518**	-0,8443**	1**

Nota: Q - vazão; CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; RQR - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico da ARDT; SS - sólidos suspensos da ARDT; SD - sólidos dissolvidos da ARDT; Fe - ferro total da ARDT; Mn - manganês total da ARDT; Ca²⁺ - cálcio da ARDT; Mg²⁺ - magnésio da ARDT e CT - coliformes totais da ARDT.

**, *, ⁰ e ^{n.s.} Significativo a 1%, significativo a 5%, significativo a 10% e não significativo a 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Para o gotejador G2, a correlação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us e RQR) e da qualidade da água residuária doméstica tratada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT) consta na Tabela 14.

Verificou-se que, ao fixar a variável Q, houve correlação significativa tipo moderada positiva para CUC e Us, fraca positiva para CUD, fraca negativa para SD e moderada negativa para CVQ, pH, Fe e Mn.

Fixando a variável CUC observou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD e Us, fraca negativa para Ca^{2+} e CT, moderada negativa para RQR, pH, SD, Fe, Mn e Mg^{2+} e forte negativa para CVQ.

Analisando a variável CUD, evidenciou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Us, fraca negativa para Ca^{2+} , moderada negativa para RQR, pH, SD, Fe, Mn, Mg^{2+} e CT e forte negativa para CVQ.

Para a variável CVQ, notou-se que houve correlação significativa tipo perfeita negativa para Us, forte positiva para Fe, moderada positiva para RQR, pH, SD, Mn, Ca^{2+} e Mg^{2+} e moderada negativa para CT.

Ao fixar a variável Us, constatou-se que houve correlação significativa tipo moderada positiva para CT, fraca negativa para Ca^{2+} , moderada negativa para RQR, pH, SD, Mn e Mg^{2+} e forte negativa para Fe.

Para a variável RQR, houve correlação significativa tipo moderada positiva para pH, Fe e Mn, fraca positiva para SD e fraca negativa para SS.

Tabela 14. Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G2, que operaram com água residuária doméstica tratada

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**													
CUC	0,5341**	1**												
CUD	0,4993**	0,9642**	1**											
CVQ	-0,6003**	-0,9771**	-0,9701**	1**										
Us	0,6003**	0,9771**	0,9701**	-1**	1**									
RQR	-0,8974**	-0,5963**	-0,5708**	0,6108**	-0,6108**	1**								
pH	-0,7578**	-0,7383**	-0,7325**	0,7935**	-0,7935**	0,6714**	1**							
SS	0,0936 ^{n.s.}	0,1496 ^{n.s.}	0,2043 ^{n.s.}	-0,1905 ^{n.s.}	0,1905 ^{n.s.}	-0,1070*	0,3053 ⁰	1**						
SD	-0,3612*	-0,5586**	-0,5509**	0,5919**	-0,5919**	0,3085 ⁰	0,5580**	0,1715 ^{n.s.}	1**					
Fe	-0,7391**	-0,7816**	-0,7606**	0,8335**	-0,8335**	0,6521**	0,9738**	0,2877 ⁰	0,7044**	1**				
Mn	-0,6206**	-0,7553**	-0,7003**	0,7919**	-0,7919**	0,5490**	0,7214**	0,0674 ^{n.s.}	0,7932**	0,8502**	1**			
Ca ²⁺	-0,2124 ^{n.s.}	-0,4545*	-0,4207*	0,4701*	-0,4701*	0,1730 ^{n.s.}	0,3587*	0,1248 ^{n.s.}	0,9596**	0,5467**	0,7564**	1**		
Mg ²⁺	-0,2528 ^{n.s.}	-0,5336**	-0,5008**	0,5670**	-0,5670**	0,2006 ^{n.s.}	0,5790**	0,7168**	0,6525**	0,6842**	0,6925**	0,6578**	1**	
CT	-0,1431 ^{n.s.}	-0,4745**	0,5195**	-0,5350**	0,5350**	-0,1140 ^{n.s.}	-0,4393*	-0,7271**	-0,5749**	-0,5340**	-0,5970**	-0,5518**	-0,8443**	1**

Nota: Q - vazão; CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; RQR - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico da ARDT; SS - sólidos suspensos da ARDT; SD - sólidos dissolvidos da ARDT; Fe - ferro total da ARDT; Mn - manganês total da ARDT; Ca²⁺ - cálcio da ARDT; Mg²⁺ - magnésio da ARDT e CT - coliformes totais da ARDT.

**, *, ⁰ e ^{n.s.} Significativo a 1%, significativo a 5%, significativo a 10% e não significativo a 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Na Tabela 15 apresenta-se a correlação de Pearson, para o gotejador G3, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us e RQR) e da qualidade da água residuária doméstica tratada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT).

Fixando a variável Q, verificou-se que houve correlação significativa tipo moderada positiva para CUC, CUD e Us, fraca negativa para CT, moderada negativa para CVQ, SD, Ca^{2+} e Mg^{2+} e forte negativa para pH, Fe e Mn.

Analizando a variável CUC, evidenciou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD e Us, fraca negativa para pH, Mg^{2+} e CT, moderada negativa para Fe, Mn, Ca e SD e forte negativa para CVQ.

Ao fixar a variável CUD, constatou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Us, fraca positiva para CT, fraca negativa para pH e Mg^{2+} , moderada negativa para SD, Fe, Mn e Ca e forte negativa para CVQ.

Para a variável CVQ houve correlação significativa tipo moderada positiva para RQR, SD, Fe, Mn e Ca^{2+} , fraca positiva para pH e Mg^{2+} e fraca negativa para CT.

Analizando a variável Us observou-se que houve correlação significativa tipo fraca positiva para CT, fraca negativa para pH e Mg^{2+} e moderada negativa para RQR, SD, Fe, Mg e Ca.

Fixando a variável RQR verificou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para pH, Fe e Mn, moderada positiva para SD, Ca^{2+} e Mg^{2+} e fraca negativa para CT.

De acordo com as Tabelas 13, 14 e 15, referentes aos gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, constatou-se, de maneira geral, que para as variáveis de desempenho hidráulico Q, CUC, CUD e Us houve uma boa correlação, devido, provavelmente, à presença da Q em todas as fórmulas das demais variáveis citadas, tornando-as dependentes. Notou-se, também, boa correlação entre as variáveis CVQ e RQR, ocasionada, possivelmente, devido à tendência de crescimento nos valores das duas variáveis, com a redução da Q, durante o tempo de operação do sistema.

Tabela 15. Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G3, que operaram com água residuária doméstica tratada

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**													
CUC	0,7888**	1**												
CUD	0,7876**	0,9786**	1**											
CVQ	-0,7944**	-0,9931**	-0,9891**	1**										
Us	0,7944**	0,9931**	0,9891**	-1**	1**									
RQR	-0,9980**	-0,7927**	-0,7933**	0,7991**	-0,7991**	1**								
pH	-0,8526**	-0,4873**	-0,4850**	0,4912**	-0,4912**	0,8524**	1**							
SS	0,0892 ^{n.s.}	0,0410 ^{n.s.}	0,0730 ^{n.s.}	-0,0520 ^{n.s.}	0,0520 ^{n.s.}	0,0920 ^{n.s.}	0,3053 ⁰	1**						
SD	-0,7197**	-0,5465**	-0,5392**	0,5363**	-0,5363**	0,7109**	0,5580**	0,1715 ^{n.s.}	1**					
Fe	-0,9110**	-0,5677**	-0,5625**	0,5703**	-0,5703**	0,9090**	0,9738**	0,2877 ⁰	0,7044**	1**				
Mn	-0,8489**	-0,6327**	-0,6116**	0,6338**	-0,6338**	0,8456**	0,7214**	0,0674 ^{n.s.}	0,7932**	0,8502**	1**			
Ca ²⁺	-0,6142**	-0,5169**	-0,5113**	0,5075**	-0,5075**	0,6039**	0,3587*	0,1248 ^{n.s.}	0,9596**	0,5467**	0,7564**	1**		
Mg ²⁺	-0,6021**	-0,4491*	-0,4648*	0,4578*	-0,4578*	0,5986**	0,5790**	0,7168**	0,6525**	0,6842**	0,6925**	0,6578**	1**	
CT	-0,3729*	-0,3388 ⁰	0,3353 ⁰	-0,3454*	0,3454*	-0,3763*	-0,4393*	-0,7271**	-0,5749**	-0,5340**	-0,5970**	-0,5518**	-0,8443**	1**

Nota: Q - vazão; CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; RQR - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico da ARDT; SS - sólidos suspensos da ARDT; SD - sólidos dissolvidos da ARDT; Fe - ferro total da ARDT; Mn - manganês total da ARDT; Ca²⁺ - cálcio da ARDT; Mg²⁺ - magnésio da ARDT e CT - coliformes totais da ARDT.

**, *, ⁰ e ^{n.s.} Significativo a 1%, significativo a 5%, significativo a 10% e não significativo a 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Ao fixar as variáveis da qualidade da água residuária doméstica tratada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT), observou-se que o tipo de correlação foi o mesmo, bem como os seus valores, para os três modelos de gotejadores.

Ao fixar pH evidenciou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Fe, moderada positiva para SD, Mn e Mg^{2+} , fraca positiva para SS e fraca negativa para CT. A correlação forte positiva entre pH e Fe pode ser explicada devido às altas temperaturas e aos valores altos de pH (7,95) da água residuária doméstica tratada (Tabela 8), que favorecem a precipitação química, a qual se origina, muitas vezes, pela oxidação do ferro, formando hidróxido férrico (precipitado).

Analisando a variável SS houve correlação significativa tipo moderada positiva para Mg^{2+} , fraca positiva para SD e Fe e moderada negativa para CT. A correlação moderada positiva entre SS e Mg^{2+} pode estar relacionada à presença deste elemento químico na forma particulada (em suspensão) na água residuária doméstica tratada.

Fixando a variável SD verificou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Ca^{2+} , moderada positiva para Fe, Mn e Mg^{2+} e moderada negativa para CT. A presença de Ca^{2+} , possivelmente na forma dissolvida, na água residuária doméstica tratada, explica a correlação forte positiva existente entre esse elemento e a variável SD.

Para a variável Fe observou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Mn, moderada positiva para Ca^{2+} e Mg^{2+} e moderada negativa para CT. Analisando a variável Mn houve correlação significativa do tipo moderada positiva para Ca^{2+} e Mg^{2+} e moderada negativa para CT. A boa correlação entre Fe e Mn, pode estar relacionada ao fato desses elementos químicos encontrarem-se dispostos no mesmo grupo da tabela periódica (metais de transição), apresentando propriedades químicas semelhantes.

Para a variável Ca^{2+} houve correlação significativa tipo moderada positiva para Mg^{2+} e moderada negativa para CT. Ao fixar a variável Mg^{2+} evidenciou-se que houve correlação significativa tipo forte negativa para CT. A boa correlação entre os elementos químicos Ca^{2+} e Mg^{2+} pode ser explicada pelo de pertencerem ao mesmo grupo (metais alcalino-terrosos) da tabela periódica, possuindo propriedades básicas alcalinas, além de outras características químicas semelhantes.

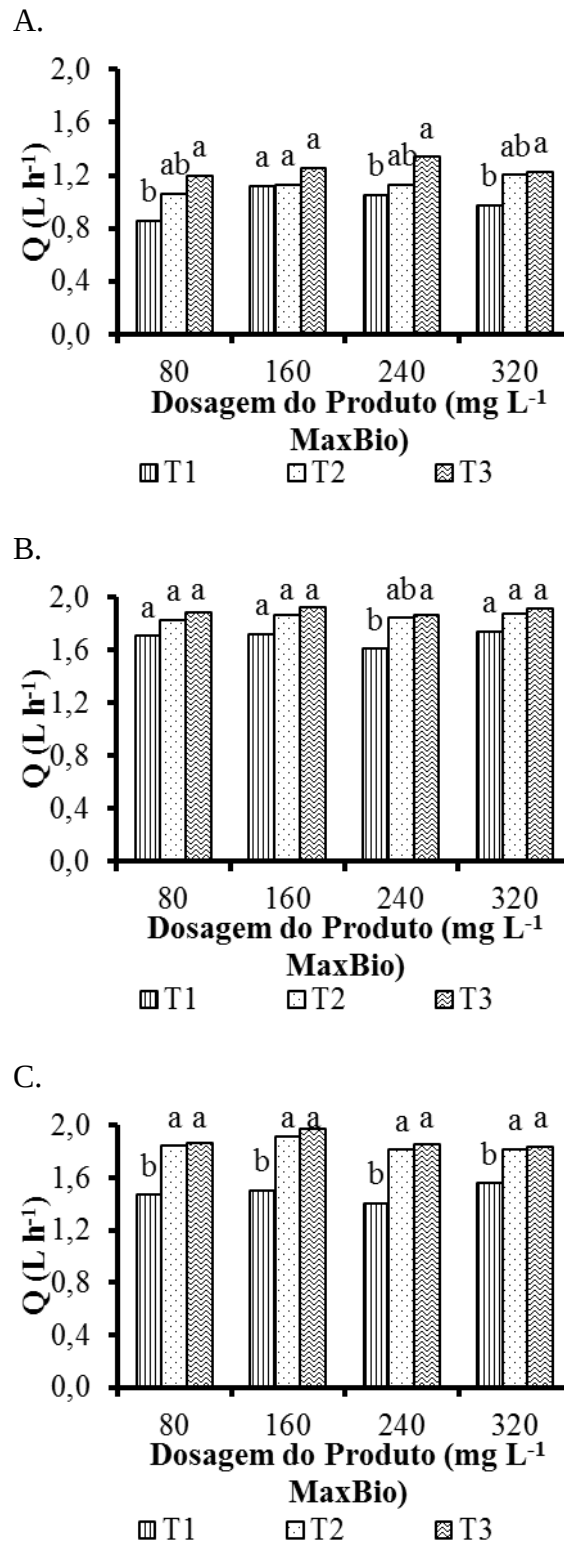
4.3 EXPERIMENTO 2: ANÁLISES DO TRATAMENTO BIOLÓGICO NA DESOBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES QUE OPERARAM COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA TRATADA

4.3.1 Efeitos na vazão (Q)

O efeito dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC) na alteração dos valores de Q dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função de cada dosagem DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹), estão apresentados nas Figuras 18A, 18B e 18C. A comparação de médias foi realizada utilizando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Observa-se que, para o gotejador G1 (Figura 18A), houve efeito significativo entre os tratamentos T1 e T3, nas dosagens de 80, 240 e 320 mg L⁻¹, indicando recuperação considerável da Q. Apenas na dosagem de 160 mg L⁻¹ os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. Em relação ao gotejador G2 (Figura 18B), os tratamentos T1 e T3 diferiram estatisticamente entre si na dosagem de 240 mg L⁻¹, apresentando recuperação significativa dos valores de Q. Comportamento distinto foi observado nas dosagens de 80, 160 e 320 mg L⁻¹, onde não houve recuperação significativa dos valores de Q com os tratamentos realizados. No gotejador G3 (Figura 18C), o tratamento T2 mostrou-se estatisticamente eficiente na recuperação dos valores de Q em todas as dosagens ensaiadas.

Şahin et al. (2005) estudaram microrganismos capazes de prevenir o entupimento de gotejadores ocasionado por agentes biológicos. Os referidos autores evidenciaram que duas aplicações de 500 mL de uma solução com as bactérias dos gêneros *Bacillus* e *Burkholdria*, no nível populacional de 10⁹ UFC mL⁻¹ dentro das linhas laterais do sistema de irrigação por gotejamento, desobstruíram todos os gotejadores com mucilagem bacteriana, e a vazão alcançou os valores máximos duas semanas depois do tratamento biológico.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 18. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios de vazão (Q) para os gotejadores G1 (Figura 18A), G2 (Figura 18B) e G3 (Figura 18C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

Estudo semelhante, também, foi realizado por Resende et al. (2001), com o propósito de avaliar a eficiência de diferentes dosagens de cloro inorgânico (150, 300, 450 e 600 mg L⁻¹) no tratamento de gotejadores com entupimento de causa biológica. Esses autores obtiveram aumento da vazão média para todos os tipos de emissores testados com a aplicação de cloro, exceto o gotejador Streamline. Para o gotejador Tiran, no qual se obteve a maior resposta aos tratamentos, a dosagem de 300 mg L⁻¹ apresentou os resultados mais positivos.

O melhor efeito do tratamento biológico com o produto MaxBio na recuperação dos valores de Q ocorreu nos gotejadores G1 e G3, nos quais as dosagens estudadas apresentaram eficácia semelhante; sendo que no gotejador G1, o efeito do tratamento biológico foi mais marcadamente na segunda aplicação do produto (T3), devido, provavelmente, ao maior nível de entupimento desse gotejador; enquanto que no gotejador G3 foi necessária, apenas, a primeira aplicação do produto (T2) para alcançar bons níveis de desobstrução.

Na Tabela 16 está representada a equação de regressão, ajustada à variável Q, em função das dosagens (DOS) do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e os tratamentos utilizados (T2 e T3).

Tabela 16. Equações de regressão ajustadas à variável Q em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos (T2 e T3) utilizados

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\hat{Q} = 1,018 + 0,000538 \cdot \text{DOS}$	0,94
2	G2 x T2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,851$	-
3	G3 x T2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,845$	-
4	G1 x T3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,253$	-
5	G2 x T3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,896$	-
6	G3 x T3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,880$	-

Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3).

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Notou-se, nessa tabela, que o modelo linear foi o que melhor representou a relação entre a variável Q e as dosagens do produto MaxBio na combinação 1 (G1 x T2), apresentando valor do coeficiente de determinação (R²) de 0,94. Os valores de Q para as

demais combinações não foram alterados, significativamente, pelas dosagens do produto.

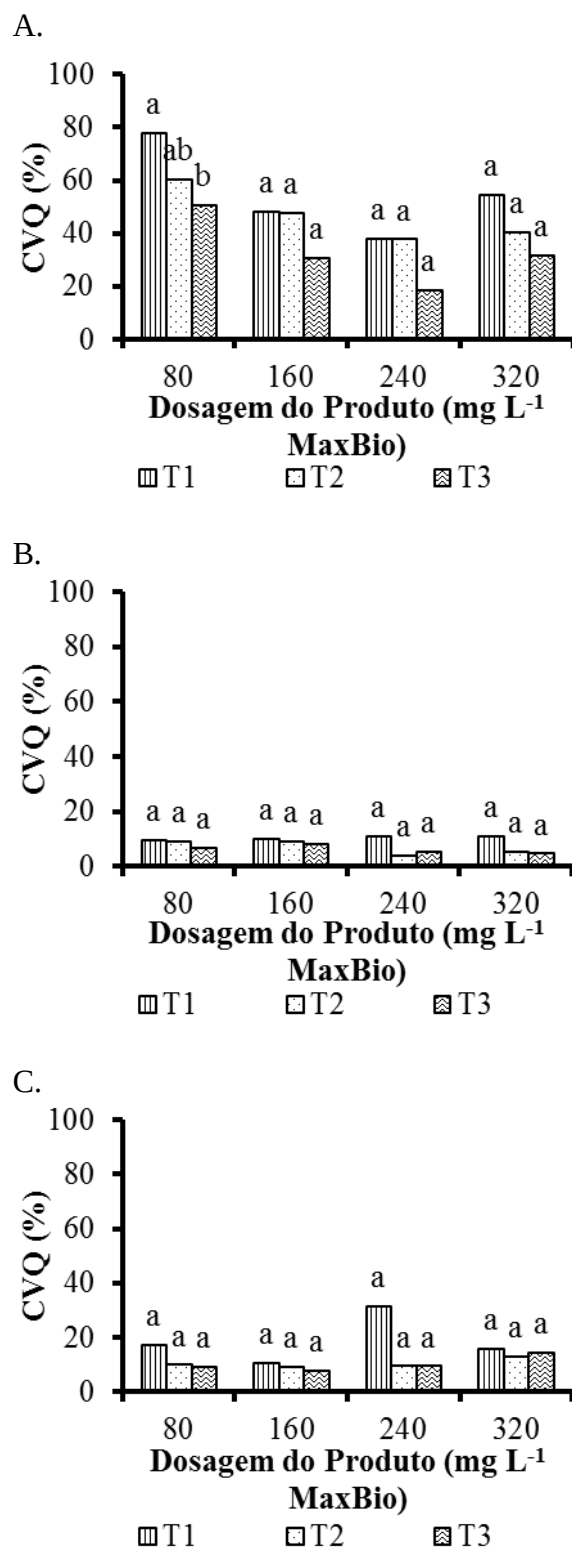
Dehghanisani et al. (2005) ajustaram equações de regressão linear múltiplas entre os níveis populacionais de fito e zooplâncton e de cloração no valor de vazão de seis tipos de gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada, apresentando valores de R^2 que oscilaram de 0,59 a 0,69.

4.3.2 Efeitos no coeficiente de variação de vazão (CVQ)

Nas Figuras 19A, 19B e 19C, notou-se o efeito dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC), na alteração dos valores de CVQ dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função das dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹) do produto MaxBio.

Em relação ao gotejador G1 (Figura 19A), o tratamento T3 mostrou-se estatisticamente eficiente na dosagem de 80 mg L⁻¹, com redução significativa no valor do CVQ, enquanto que nas demais dosagens, não houve efeito significativo dos tratamentos na alteração dos valores de CVQ. Para os gotejadores G2 (Figura 19B) e G3 (Figura 19C), os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si em função das dosagens estudadas.

O melhor efeito do tratamento com MaxBio na diminuição dos valores de CVQ ocorreu no gotejador G1, no qual a dosagem de 80 mg L⁻¹ foi a mais eficiente entre as demais, sendo este efeito considerado mais expressivo com a segunda aplicação (T3) do produto.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 19. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de variação de vazão (CVQ) para os gotejadores G1 (Figura 19A), G2 (Figura 19B) e G3 (Figura 19C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

As equações de regressão que melhor se ajustaram à variável CVQ em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e tratamentos utilizados (T2 e T3), estão descritas na Tabela 17.

Tabela 17. Equações de regressão ajustadas à variável CVQ em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\widehat{CVQ} = 83,083 - 0,331^0 \text{ DOS} + 0,000612^0 \text{ DOS}^2$	0,98
2	G2 x T2	$\widehat{CVQ} = \overline{CVQ} = 6,750$	-
3	G3 x T2	$\widehat{CVQ} = 13,583 - 0,0573^0 \text{ DOS} + 0,000169^0 \text{ DOS}^2$	0,98
4	G1 x T3	$\widehat{CVQ} = 91,833 - 0,608^0 \text{ DOS} + 0,00130^0 \text{ DOS}^2$	0,97
5	G2 x T3	$\widehat{CVQ} = \frac{1}{0,105 + 0,000292^0 \text{ DOS}}$	0,72
6	G3 x T3	$\widehat{CVQ} = 13,583 - 0,0769^{**} \text{ DOS} + 0,000247^{**} \text{ DOS}^2$	1,00

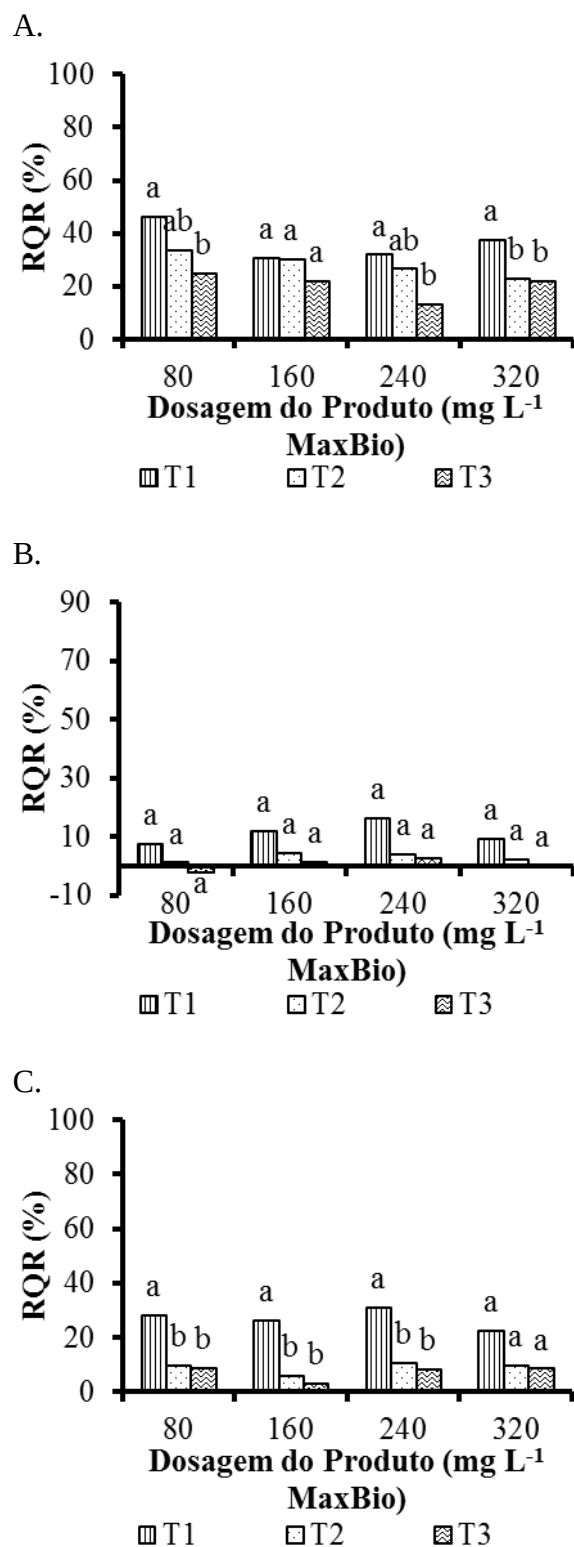
Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3).

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

O modelo quadrático foi o que melhor representou a relação entre a variável CVQ e as dosagens do produto MaxBio para as combinações 1 (G1 x T2), 3 (G3 x T2), 4 (G1 x T3) e 6 (G3 x T3), apresentando valor do coeficiente de determinação (R²) variando de 0,97 a 1,00. Para a combinação 5 (G2 x T3), o modelo hiperbólico ajustou-se melhor à relação dos dados do CVQ e dosagens do produto, sendo o valor do R² igual a 0,72. Os valores do CVQ para a combinação 2 (G2 x T2) não foram alterados, significativamente, pelas dosagens do produto.

4.3.3 Efeitos no coeficiente de redução da vazão relativa (RQR)

Evidenciou-se nas Figuras 20A, 20B e 20C, o efeito dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC) no RQR dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função das dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹) do produto MaxBio.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 20. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de redução da vazão relativa (RQR) para os gotejadores G1 (Figura 20A), G2 (Figura 20B) e G3 (Figura 20C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

Para o gotejador G1 (Figura 20A) houve redução, significativa, nos valores do RQR quando comparados os tratamentos T1 e T3 nas dosagens de 80 e 240 mg L⁻¹, enquanto na dosagem de 320 mg L⁻¹, os tratamentos T2 e T3 não diferiram estatisticamente entre si, apresentando efeito significativo quando comparados ao tratamento T1. Na dosagem de 160 mg L⁻¹ os tratamentos diferiram estatisticamente entre si. Em relação ao gotejador G2 (Figura 20B), os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si em função das dosagens. Foi constatado aumento da vazão relativa (valores negativos) para o gotejador G2, no tratamento T3 em função da dosagem de 80 mg L⁻¹.

Cararo et al. (2006) constataram valores negativos de RQR em gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada após 373 h. Os referidos autores relatam que esse fato ocorre em função do aumento de vazão nos gotejadores, acarretado pela acumulação de biofilme nas membranas de autocompensação e no labirintos dos emissores que favorece a sobrelevação de pressão de serviço.

No gotejador G3 (Figura 20C), os tratamentos T2 e T3 não diferiam estatisticamente entre si, entretanto, houve efeito significativo nos valores de RQR quando comparados ao tratamento T1 em função das dosagens de 80, 160 e 240 mg L⁻¹ de MaxBio. Para a dosagem de 320 mg L⁻¹ não houve efeito significativo dos tratamentos na alteração dos valores de RQR.

O melhor efeito do tratamento com MaxBio, na diminuição de RQR, foi observado nos gotejadores G1 e G3, nos quais as dosagens estudadas apresentaram eficiência semelhante. Para o gotejador G3, este efeito foi mais marcadamente com a primeira aplicação do produto MaxBio, enquanto que, para o gotejador G1 este efeito foi mais significativo com a segunda aplicação do produto.

As equações de regressão ajustadas à variável RQR, em função das dosagens (DOS) do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e tratamentos utilizados (T2 e T3), estão dispostas na Tabela 18.

O modelo linear ajustou-se melhor à relação entre a variável RQR e as dosagens do produto MaxBio para a combinação 1 (G1 x T2), sendo o valor do coeficiente de determinação (R²) igual a 1,00. O modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou à relação entre a variável RQR e as dosagens do produto para a combinação 2 (G2 x T2), apresentando valor do R² de 0,99. Na combinação 5 (G2 x T3), o modelo quadrático ajustou-se melhor à relação entre a variável RQR e as dosagens do produto, sendo o valor do R² igual a 1,00. Para as combinações 3 (G3 x T2), 4 (G1 x T3) e 6 (G3 x T3), o

modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou para as dosagens aplicadas do produto em função do RQR.

Tabela 18. Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\widehat{RQR} = 37,500 - 0,0458^{**} DOS$	1,00
2	G2 x T2	$\widehat{RQR} = -22,097 + 3,889^{*} DOS^{1/2} - 0,141^{*} DOS$	0,99
3	G3 x T2	$\widehat{RQR} = \overline{RQR} = 8,833$	-
4	G1 x T3	$\widehat{RQR} = \overline{RQR} = 20,333$	-
5	G2 x T3	$\widehat{RQR} = -8,833 + 0,104^{*} DOS - 0,000234^{*} DOS^2$	1,00
6	G3 x T3	$\widehat{RQR} = \overline{RQR} = 7,167$	-

Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3).

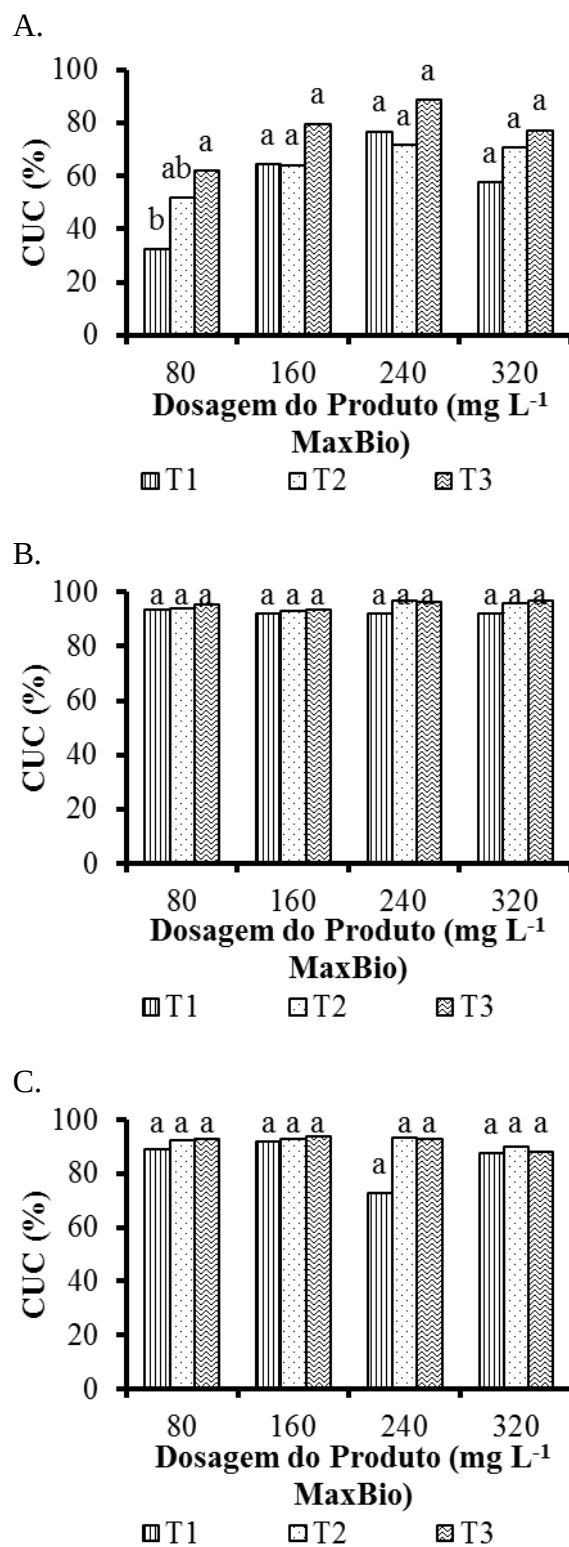
**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

4.3.4 Efeitos no coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)

O efeito dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC) no CUC dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função das dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹), apresentam-se nas Figuras 21A, 21B e 21C.

No gotejador G1 (Figura 21A), houve efeito significativo entre os tratamentos T1 e T3 na dosagem de 80 mg L⁻¹, contudo, nas demais dosagens os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. Para os gotejadores G2 (Figura 21B) e G3 (Figura 21C) observou-se que não houve efeito significativo dos tratamentos na alteração dos valores de CUC em função das dosagens testadas.

O melhor efeito do tratamento com MaxBio no aumento dos valores de CUC ocorreu no gotejador G1, no qual a dosagem de 80 mg L⁻¹ apresentou-se mais eficiente quanto à recuperação da uniformidade de emissão, sendo este efeito mais expressivo com a segunda aplicação do produto.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 21. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) para os gotejadores G1 (Figura 21A), G2 (Figura 21B) e G3 (Figura 21C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

Estão presentes, na Tabela 19, as equações de regressão ajustadas à variável CUC em função das dosagens (DOS) do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e tratamentos utilizados (T2 e T3).

Tabela 19. Equações de regressão ajustadas à variável CUC em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\widehat{CUC} = 32,250 + 0,284^* \text{DOS} - 0,000508^0 \text{DOS}^2$	1,00
2	G2 x T2	$\widehat{CUC} = \overline{CUC} = 94,917$	-
3	G3 x T2	$\widehat{CUC} = \overline{CUC} = 92,083$	-
4	G1 x T3	$\widehat{CUC} = 26,500 + 0,528^0 \text{DOS} - 0,00115^0 \text{DOS}^2$	0,98
5	G2 x T3	$\widehat{CUC} = \overline{CUC} = 95,417$	-
6	G3 x T3	$\widehat{CUC} = 88,917 + 0,0681^* \text{DOS} - 0,000221^* \text{DOS}^2$	1,00

Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3).

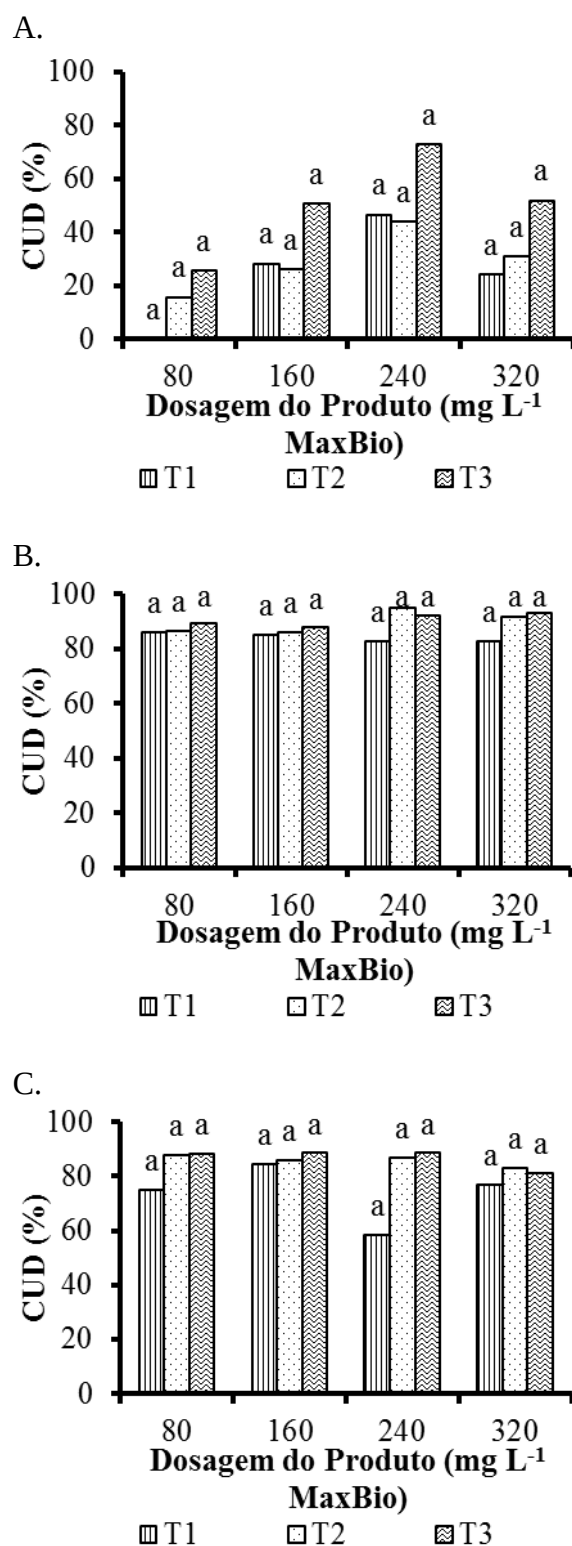
**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

O modelo quadrático foi o que melhor representou a relação entre a variável CUC e as dosagens do produto MaxBio para as combinações 1 (G1 x T2) e 6 (G3 x T3), com valores do coeficiente de determinação (R²) iguais a 1,00, e para a combinação 4 (G1 x T3), sendo o valor do R² igual a 0,98. Nas demais combinações, o modelo nulo (média) foi o que melhor representou a relação entre as dosagens aplicadas do produto e a variável CUC.

4.3.5 Efeitos no coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)

O efeito dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC) no CUD dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função das dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹), estão apresentados nas Figuras 22A, 22B e 22C.

Observou-se que não houve diferença estatística entre os tratamentos, em função das dosagens do produto, para os três tipos de gotejadores. Dessa forma, a aplicação do produto MaxBio não resultou em efeito significativo de aumento no CUD ao comparar os tratamentos efetuados em função de cada dosagem.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 22. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) para os gotejadores G1 (Figura 22A), G2 (Figura 22B) e G3 (Figura 22C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

As equações de regressão ajustadas à variável CUD, em função das dosagens (DOS) do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e tratamentos utilizados (T2 e T3), constam na Tabela 20.

O modelo hiperbólico foi o que melhor se ajustou à relação entre a variável CUD e as dosagens do produto MaxBio para a combinação 1 (G1 x T2), apresentando valor do coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,67. O modelo linear ajustou-se melhor à relação entre a variável CUD e as dosagens do produto para as combinações 3 (G3 x T2) e 5 (G2 x T3), sendo os R^2 de 0,67 e 0,66, respectivamente. Nas combinações 2 (G2 x T2), 4 (G1 x T3) e 6 (G3 x T3), o modelo nulo (média) foi o que melhor representou a relação entre as dosagens aplicadas do produto e a variável CUD.

Tabela 20. Equações de regressão ajustadas à variável CUD em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\widehat{CUD} = \frac{1}{0,0658 - 0,000134^0 \text{ DOS}}$	0,67
2	G2 x T2	$\widehat{CUD} = \overline{CUD} = 89,667$	-
3	G3 x T2	$\widehat{CUD} = 89,500 - 0,0175^0 \text{ DOS}$	0,70
4	G1 x T3	$\widehat{CUD} = \overline{CUD} = 50,417$	-
5	G2 x T3	$\widehat{CUD} = 86,167 + 0,0213^0 \text{ DOS}$	0,66
6	G3 x T3	$\widehat{CUD} = \overline{CUD} = 86,583$	-

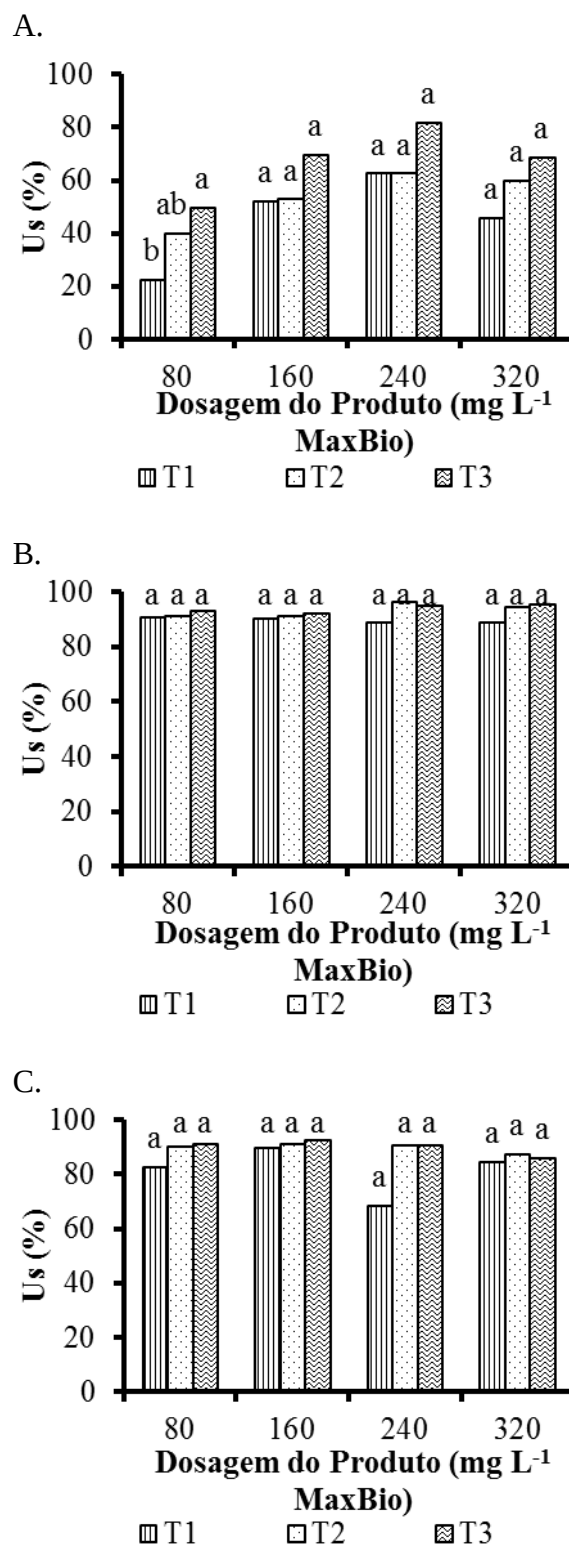
Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3).

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

4.3.6 Efeitos no coeficiente de uniformidade estatística (Us)

As Figuras 23A, 23B e 23C referem-se aos efeitos dos tratamentos T1 (S/ APLIC), T2 (1ª APLIC) e T3 (2ª APLIC) na alteração dos valores de Us dos gotejadores (G1, G2 e G3), em função das dosagens DOS1 (80 mg L⁻¹), DOS2 (160 mg L⁻¹), DOS3 (240 mg L⁻¹) e DOS4 (320 mg L⁻¹) do produto MaxBio.

No gotejador G1 (Figura 23A), o tratamento T3 foi estatisticamente eficiente no aumento dos valores de Us em função da dosagem de 80 mg L⁻¹. Contudo, para as demais dosagens, os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. Em relação aos gotejadores G2 (Figura 23B) e G3 (Figura 23C), não houve efeito significativo entre os tratamentos na alteração dos valores de Us em função das dosagens estudadas.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 23. Efeito dos tratamentos (T1, T2 e T3) nos valores médios do coeficiente de uniformidade estatística (U_s) para os gotejadores G1 (Figura 23A), G2 (Figura 23B) e G3 (Figura 23C) em função das dosagens (DOS1, DOS2, DOS3 e DOS4) do produto MaxBio.

O melhor efeito do tratamento com MaxBio no aumento dos valores de Us foi observado no gotejador G1, no qual a dosagem de 80 mg L⁻¹ foi mais eficiente quanto à recuperação da uniformidade de emissão, sendo este efeito mais expressivo com a segunda aplicação do produto.

Estão apresentadas na Tabela 21 as equações de regressão ajustadas à variável Us, em função das dosagens (DOS) do produto MaxBio, para as combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e tratamentos utilizados (T2 e T3).

Tabela 21. Equações de regressão ajustadas à variável Us em função das dosagens (DOS) aplicadas do produto (80, 160, 240 e 320 mg L⁻¹ de MaxBio), nas unidades de irrigação por gotejamento, para a combinação entre tipos de gotejadores (G) e tratamentos utilizados (T2 e T3)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
1	G1 x T2	$\bar{U}_s = 16,917 + 0,331^0 \text{ DOS} - 0,000612^0 \text{ DOS}^2$	0,98
2	G2 x T2	$\bar{U}_s = \bar{U}_s = 93,250$	-
3	G3 x T2	$\bar{U}_s = 86,417 + 0,0573^0 \text{ DOS} - 0,000169^0 \text{ DOS}^2$	0,98
4	G1 x T3	$\bar{U}_s = 8,167 + 0,608^0 \text{ DOS} - 0,00130^0 \text{ DOS}^2$	0,97
5	G2 x T3	$\bar{U}_s = \bar{U}_s = 93,667$	-
6	G3 x T3	$\bar{U}_s = 86,417 + 0,0769^{**} \text{ DOS} - 0,000247^{**} \text{ DOS}^2$	1

Nota: 1ª aplicação do produto MaxBio (T2) e 2ª aplicação do produto MaxBio (T3)

**, *, e ⁰ significativos a 1, 5 e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

O modelo quadrático foi o que melhor representou a relação entre a variável Us e as dosagens aplicadas do produto MaxBio para as combinações 1 (G1 x T2), 3 (G3 x T2), 4 (G1 x T3) e 6 (G3 x T3) apresentando valor do coeficiente de determinação (R²) variando de 0,97 a 1,00. Para as combinações 2 (G2 x T2) e 5 (G2 x T3) o modelo nulo (média) foi o que melhor representou a relação entre as dosagens do produto e a variável Us.

5 CONCLUSÕES

A bioincrustação, resultante da interação entre os agentes físico-químicos e biológicos, propiciou entupimento parcial e total dos gotejadores e, conseqüentemente, redução no desempenho hidráulico das unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica tratada.

O gotejador G1 foi mais suscetível ao entupimento do que os gotejadores G2 e G3, fato atribuído à menor vazão, ao menor comprimento do labirinto e à formação de bioincrustação, principalmente, na área de filtração e no interior do labirinto.

Os modelos de regressão raiz quadrada e o quadrático foram os que melhor explicaram a relação entre as variáveis de desempenho hidráulico e o tempo de operação das unidades de irrigação.

As características SS, SD, Fe, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT predominaram nos modelos empíricos de desempenho hidráulico para os três tipos de gotejadores.

O tratamento biológico com o produto MaxBio propiciou a desobstrução parcial dos gotejadores, sendo que os melhores efeitos ocorreram nos gotejadores G1 e G3.

No gotejador G1, a dosagem de 80 mg L^{-1} de MaxBio apresentou resultados mais positivos, quanto à recuperação do desempenho hidráulico, sendo este efeito mais expressivo com a realização da segunda aplicação do produto.

A dosagem de 80 mg L^{-1} de MaxBio, também, apresentou os melhores resultados na desobstrução do gotejador G3, sendo necessária, apenas, a primeira aplicação do produto.

Os modelos de regressão nulo (média) e quadrático foram os que melhor se ajustaram às variáveis de desempenho hidráulico, em função das dosagens do produto.

O tratamento biológico, proposto neste trabalho, apresenta-se como uma alternativa para estudos posteriores na desobstrução de gotejadores que operam com água residuária doméstica tratada.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Equipamentos de irrigação agrícola - Emissores e tubos emissores - Especificações e métodos de ensaio. ABNT NBR ISO 9261. São Paulo: ABNT, 2006. 17p.
- Adin, A.; Sacks, M. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.117, p.813-826, 1991.
- Almeida, O. T. Qualidade da água de irrigação. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 227p.
- American Society For Agricultural Engineerin - ASAE EP 405.1 APR1988 (R2008). Design and installation of microirrigation systems. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.
- Azevedo, L. P.; Oliveira, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, v. 25, p. 253-263, 2005.
- Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Mesquita, F. O. Desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da suinocultura. *Magistra*, v. 26, p. 75-88, 2014.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Santos, D. B.; Oliveira, A. F. M.; Azevedo, C. A. V.; Medeiros, S. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, p.698-705, 2013.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Mesquita, F. O. Desempenho hidráulico de sistema de irrigação por gotejamento aplicando água residuária de suinocultura. *Revista Verde*, v. 7, p. 26-32, 2012.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Moreira, D. A.; Feitosa, A. P.; Bezerra, J. M. Influência de diferentes qualidades de esgoto doméstico na vazão de gotejadores. *Revista Caatinga*, v.24, p.128-134, 2011a.
- Batista, R. O.; Costa, F. G. B.; Lopes, H. S. S.; Coelho, D. C. L.; Paiva, M. R. F. C. Efeito das características do esgoto doméstico na uniformidade de aplicação de sistemas de irrigação por gotejamento. *Revista Caatinga*, v. 24, p. 137-144, 2011b.

- Batista, R. O.; Souza, J. A. R.; Ferreira, D. C. Influência da aplicação de esgoto doméstico tratado no desempenho de um sistema de irrigação. *Revista Ceres*, v.57, p.18-22, 2010.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Marin Zapata, O. L.; Souza, J. A. R.; Leite, V. C.; Moreira, D. A. Taponamiento de goteros y del filtro de discos con agua residual sanitaria de una laguna de maduración. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, v.62, p.4957-4966, 2009.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Souza, J. A. R.; Oliveira Batista, R. Modelos empíricos da irrigação localizada com esgoto sanitário tratado. *Engenharia na Agricultura*, v.16, p.369-377, 2008.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, p. 81-87, 2006.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C. Efeito do efluente de lagoa de maturação em gotejadores com e sem tratamento químico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Suplemento, p.62-65, 2005.
- Berkowitz, S. J. Hydraulic performance of subsurface wastewater drip systems. In: ON-SITE WASTEWATER TREATMENT, 9., Fort Worth, 2001. *Proceedings...* St. Joseph: ASAE, 2001. p.583-592.
- Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de irrigação. 8. ed. Viçosa: UFV, 2008. 596 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012. Brasília: ANA, 2012a. 215p.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas. Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil. Brasília: ANA, 2012b. 264p.
- BRASIL. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. A questão da água no Nordeste. Brasília: CGEE, 2012c. 436p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 10 jun. 2014.

- BRASIL. Agência Nacional de Águas. Atlas do Brasil: abastecimento urbano de água. Brasília: ANA, ENGECORPS/COBRAPE, v. 2, 2010. 72p. (Panorama Nacional, volume 1).
- BRASIL. Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº. 154, de 15 de junho de 2004. Estabelece o regulamento técnico para o funcionamento dos serviços de diálise. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2004. 20p. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/hotsite/segurancadopaciente/documentos/rdcs/RDC%20N%C2%BA%20154-2004.pdf> Acesso em 27 de julho de 2014.
- Brito, L. L. A.; Cardoso, A. B.; Salvador, D. P.; Heller, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, p. 307-317, 2005.
- Busato, C. C. M.; Soares, A. A.; Ramos, M. M.; Reis, E. F.; Busato, C. Dicloroisocianurato na prevenção do entupimento devido ao uso de águas ferruginosas em sistemas de irrigação por gotejamento. Semina: Ciências Agrárias, v.33, p.49-56, 2012.
- Busato, C. C. M.; Soares, A. A. Desempenho de gotejadores utilizando água de baixa qualidade química e biológica. Bioscience Journal, v.26, p.739-746, 2010.
- Capra, A.; Scicolone, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. Journal of Cleaner Production, v.15, p.1529-1534, 2007.
- Capra, A. Scicolone, B. Assessing dripper clogging and filtering performance using municipal wastewater. Irrig. Drain., v. 54, p. S71-S79, 2005.
- Capra, A.; Scicolone, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. Agricultural Water Management, v.68, p.135-149, 2004.
- Capra, A.; Scicolone, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. Journal of Agricultural Engineering Research, v.70, p.355-365, 1998.
- Cararo, D. C.; Botrel, T. A.; Hills, D. J.; Leverenz, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. Applied Engineering in Agriculture, v. 22, p. 251-257, 2006.
- Carmo Filho, F.; Oliveira, O. F. Mossoró: Um município do semi-árido nordestino, caracterização climática e aspecto florístico. Mossoró: ESAM, 1995. 62p. Coleção Mossoroense, série B.

- CEARÁ. Portaria nº154, de 22 de Julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 9 jun. 2014.
- Coelho, R. D.; Vilela, L. A. A.; Resende, R. S.; Teixeira, M. B.; Sá, J. S. Entupimento de gotejadores em decorrência de pulsos de partículas sólidas na malha hidráulica. Irriga, v.12, p.108-122, 2007.
- Cunha, F. F.; Matos, A. T.; Batista, R. O.; Lo Monaco, P. A. Uniformidade de distribuição em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. Acta Scientiarum. Agronomy, v. 28, p. 143-147, 2006.
- Daltro Filho, J. Saneamento ambiental: doença, saúde e o saneamento da água. São Cristóvão: Editora da UFS, 2004. 331 p.
- Dazhuang, Y.; Zhihui, B.; Rowan, M.; Likun, G.; Shumei, R.; Peiling, Y. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. Journal of Environmental Sciences, v.21, p.834-841, 2009.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Ould Ahmad, B. V.; Fujiyama, H.; Miyamoto, K. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. Transaction of the ASAE, v.48, p.519-527, 2005.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Rasiah, V. Impact of biological clogging agents on filter and emitter discharge characteristics of microirrigation system. Irrigation and Drainage, v.53, p.363-73, 2004.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Rasiah, V.; Inoue, M.; Keshavarz, A. Control of clogging in microirrigation using wastewater in Tohaku, Japan. ASAE Meeting, St. Joseph, Mich.: ASAE, 2003. (Paper n. 032027).
- Dias, N. S.; Oliveira, M. V. A. M.; Coelho, R. D. Resistência de diferentes tipos de tubogotejadores ao entupimento por precipitação química de cálcio. Irriga, v.9, p.115-125, 2004.
- ERGON - Ergon Equipamentos Industriais Ltda. Bactérias para o tratamento de efluentes. 2014. Disponível em: <http://www.ergonequipamentos.com.br/index.php?option=com_docman&Itemid=8>. Acesso em: <07 de julho de 2014>.

- Eroglu, S.; Sahin, Ü.; Tunc, T.; Sahin, F. Bacterial application increased the flow rate of CaCO_3 -clogged emitters of drip irrigation system. *Journal of Environmental Management*, v. 98, p.37-42, 2012.
- Faria, L. F.; Coelho, R. D.; Flecha, P. A. N.; Robles, W. G. R.; Vásquez, M. A. N. Entupimento de gotejadores e seu efeito na pressão da rede hidráulica de um sistema de microirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.6, p.195-198, 2002.
- Figueiredo Filho, D. B.; Silva Júnior, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). *Revista Política Hoje*, v. 18, p.115-146, 2009.
- Fonseca, A. F.; Herpin, U.; Paula, A. M.; Victória, R.; Melfi, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. *Scientia Agrícola*, v.64, p.194-209, 2007.
- Franco, G. Tabela de composição química dos alimentos. 9 ed. São Paulo: Atheneu, 2007. 324p.
- GOOGLE EARTH. Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps> >. Acesso em: 02 jun. 2014.
- Hespanhol, I. Viabilidade de um AVAD(*) não superior a 10^{-4} por pessoa por ano, para reuso agrícola de água, em países em desenvolvimento. *Ambi-Água*, v.4, p.124-134, 2009.
- Hespanhol, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Estudos Avançados*, São Paulo, v.22, p.131-158, 2008.
- Hills, D. J.; Brenes, M. J. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. *Applied Engineering in Agriculture*, v.17, p.303-308, 2001.
- Hills, D. J.; El-Ebaby, F. G. Evaluating of microirrigation self-cleaning emitters. *Applied Engineering in Agriculture*, v.6, p.441-445, 1990.
- Hills, D. J.; Nawar, F. M.; Waller, P. M. Effects of chemical clogging in drip-tape irrigation uniformity. *Transaction of the ASAE*, v.32, p.1202-1206, 1989.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. 219p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: < <http://www.censo2010.ibge.gov.br/> >. Acesso em: 10 mar. 2014.
- Jordão, E. P.; Pessôa, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6. ed. Rio De Janeiro: ABES, 2011. 1050p.

- Kobiyama, M.; Mota, A. A.; Corseuil, C. W. Recursos hídricos e saneamento. 1. ed. Curitiba: Ed. Organic Trading, 2008. 160p.
- Kronemberger, D. M. P.; Júnior, J. C. Esgotamento sanitário inadequado e impactos na saúde da população. São Paulo: Instituto Trata Brasil; 2010. Disponível em: <<http://cmdss2011.org/site/wp-content/uploads/2012/01/esgotamento.pdf>> Acesso em: 25 fev. 2014.
- Lesikar, B. J.; Weynand, V. L.; Persyn, R. A. Evaluation of the application uniformity of subsurface drip distribution systems. In: ON-SITE WASTEWATER TREATMENT, 10., Sacramento, 2004. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 2004. p.73-83. (Paper n. 701P0104).
- Li, J.; Li, Y.; Zhang, H. Tomato yield and quality and emitter clogging as affected by chlorination schemes of drip irrigation systems applying sewage effluent. Journal of Integrative Agriculture. v. 11, p. 1744-1754, 2012.
- Li, G., Li, Y., Xu, T., Liu, Y., Jin, H., Yang, P., Yan, D., Ren, S., Tian, Z. Effects of average velocity on the growth and surface topography of biofilms attached to the reclaimed wastewater drip irrigation system laterals. Irrig. Sci., v.30, p.103–113, 2011a.
- Li, Y.; Liu, Y.; Li, G.; Xu, T. Liu, H.; Ren, S.; Yan, D.; Yang, P. Surface topographic characteristics of suspended particulates in reclaimed wastewater and effects on clogging in labyrinth drip irrigation emitters. Irrig. Sci., v. 30, p. 43-56, 2011b.
- Li, Y. K; Yang P. L; Ren S.M; Xu T.W. Hydraulic characterizations of tortuous labyrinth path drip irrigation emitter. Journal of Hydrodynamics, v.18, p.449–457. 2006.
- Liu, H.; Huang, G. Laboratory experiment on drip emitter clogging with fresh water and treated sewage effluent. Agricultural Water Management, v.96, p.745-756, 2009.
- Mantovani, E. C. AVALIA: Programa de Avaliação da Irrigação por Aspersão e Localizada. Viçosa, MG: UFV, 2001.
- Marengo, J. A.; Ambrizzi, T.; Alves, L.; Nobre, C.; Pisnitchenko, I. Atlas de cenários climáticos futuros para o Brasil. Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos - CPTEC. INPE. 2007.
- Matos, A. T. Disposição de águas residuárias no solo. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 140p. (Caderno didático n.38).

- Medeiros, P. R. F.; Coelho, R. D.; Barros, A. C.; Melo, R. F.; Dinâmica do entupimento de gotejadores em função da aplicação de carbonato de potássio. *Irriga*, v. 13, p. 288-297, 2008.
- Medeiros, S. S.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A.; Souza, J. A. A.; Souza, J. A.; Matos, A. T. Comportamento dos atributos químicos do solo em resposta à aplicação de água residuária de origem doméstica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, (Suplemento), p. 268-273, 2005.
- Mélo, R. F.; Coelho, R. D.; Teixeira, M. B. Entupimento de gotejadores convencionais por precipitados químicos de carbonato de cálcio e magnésio, com quatro índices de saturação de Langelier. *Irriga*, v.13, p.525-539, 2008.
- Mélo, R. F.; Ferreira, P. A.; Ruiz, H. A.; Matos, A. T.; Oliveira, L. B. Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. *Irriga*, v.10, p.383-392, 2005.
- Merriam, J. L.; Keller, J. Farm irrigation system evaluation: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978. 271p.
- Nakayama, F. S.; Boman, B. J.; Pitts, D. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. *Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management*. Amsterdam: Elsevier, cap. 11, p. 389-430, 2006.
- Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F. Reclaiming partially clogged trickle emitters. *Transactions of the ASAE, St Joseph*, v.20, p.278-280, 1977.
- Oliver, M. M. H.; Hewa, G. A.; Pezzaniti, D. Bio-fouling of subsurface type drip emitters applying reclaimed water under medium soil thermal variation. *Agricultural Water Management*, v. 133, p.12-23, 2014.
- Pitts, D.J.; Haman, D.Z.; Smajstla, A.G.. Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems. Gainesville, University of Florida, Florida Cooperative Extension Service, University of Florida, 2011, 258, p.11 (Bulletin).
- Pizarro Cabello, F. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF) goteo, microaspersión, exudación. 2. ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1990. 471p.
- Pletsch, T. A.; Cruz, R. L.; Mazzer, H. R.; Oliveira, E. F. Desempenho de gotejadores com uso de efluente de esgoto doméstico tratado. *Irriga*, v.14, p. 243-253, 2009.
- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Elbana, M.; Duran-Ros, M.; Barragán, J.; Ramírez de Cartagena, F.; Lamm, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. *Agricultural Water Management*, v.97, p.883- 891, 2010.

- Rav-Acha, C.; Kummel, M.; Salamon, I.; Adin, A. The effect of chemical oxidants on effluent constituents for drip irrigation. *Water Research*, v.29, p.119-129, 1995.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A.; Sagi, G. Control of clogging in drip irrigation with stored reclaimed wastewater. *Irrigation Science*, v.13, p.129-139, 1992.
- Resende, R. S.; Casarini, E.; Folegatti, M. V.; Coelho, R. D. Ocorrência de entupimento de origem biológica em sistema de irrigação por gotejamento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, p.156-160, 2001.
- Resende, R. S.; Coelho, R. D.; Piedade, S. M. S. Eficiência da cloração da água de irrigação no tratamento de gotejadores com entupimento de causa biológica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.4, p.382-389, 2000.
- Ribeiro, P. A. A.; Teixeira, M. B.; Coelho, R. D.; Franco, E. M.; Silva, N. F.; Carvalho, L. C. C.; Alves, M. E. B. Gotejadores submetidos a condições críticas de qualidade da água. *Irriga, Ed. Especial*, p.368-379, 2012.
- Ribeiro, T. A. P.; Paterniani, J. E. S. Microaspersores entupidos devido a problemas de ferro na água. *Ciência Rural*, v.38, p.1.456-1.459, 2008.
- Ribeiro, T. A. P.; Airolidi, R. P. S.; Paterniani, J. E. S.; Silva, M. J. M. Variação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água em um sistema de irrigação localizada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 295-301, 2005.
- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Clesceri, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- Rodrigues, L. N.; Nery, A. R.; Fernandes, P. D.; Beltrão, N. E. M.; Gheyi, H. R. Crescimento e produção de bagas da mamoneira irrigada com água residuária doméstica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v.13, (Suplemento), p. 825-835, 2009.
- Rowan, M.; Mancl, K.; Tuovinen, O. H. Clogging incidence of drip irrigation emitters distributing effluents of differing levels of treatment. In: ON-SITE WASTEWATER TREATMENT, 10., 2004, Sacramento. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 2004. p.84-91. (Paper n. 701P0104).
- SAEG - Sistema para análises estatísticas versão 9.1 (SAEG). Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, UFV, 2007. Disponível em: <<http://www.ufv.br/saeg/>> Acesso em: 02 de julho de 2014.

- Sagi, G.; Paz, E.; Ravina, I.; Schischa, A.; Marcu, A.; Yechiely, Z. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa e sulfur bacteria. In: INTERNATIONAL MICROIRRIGATION CONGRESS, 5., 1995, Orlando. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 1995. p.250-254.
- Şahin, Ü.; Anapali, Ö.; Dönmez, M. F.; Şahin, F. Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. *Journal of Environmental Management*, v.76, p.338-341, 2005.
- Santos, J. G.; Piveli, R. P.; Campos, F.; Sundefeld, G.; Sousa, T. S.; Cutolo, S. A. Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias. *Revista de Patologia Tropical*, v.41, p.319-336. 2012.
- Santos, S. S.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C.; Batista, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. *Engenharia na Agricultura*, v.14, p.32-38, 2006.
- SÃO PAULO (Estado). Recursos hídricos. São Paulo: SMA/CEA, 2011. 138 p. (Cadernos de Educação Ambiental, 14).
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Barbosa Filho, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. *Revista Ceres*, v.60, p.339-346, 2013.
- Silva, L. P.; Silva, M. M.; Correa, M. M.; Souza, F. C. D.; Silva, E. F. F. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, p.480-486, 2012.
- Sousa, J. T.; Van Haandel, A. C.; Cavalcanti, P. F. F.; Figueiredo, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semiárido nordestino. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, p.260-265, 2005.
- Souza, J. A. A.; Batista, R. O.; Ramos, M. M.; Soares, A. A. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário. *Acta Scientiarum. Technology*, v.33, p.5-8, 2011.
- Souza, J. A. A.; Cordeiro, E. A.; Costa, E. L. Aplicação de hipoclorito de sódio para recuperação de gotejadores entupidos em irrigação com água ferruginosa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.5-9, 2006a.
- Souza, L. O. C.; Mantovani, E. C.; Soares, A. A.; Ramos, M. M.; Freitas, P. S. L. Avaliação de sistemas de irrigação por gotejamento, utilizados na cafeicultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.541–548. 2006b.

- Taylor, H. D.; Bastos, R. K. X.; Pearson, H. W.; Mara, D. D. Drip irrigation with waste stabilization pond effluents: solving the problem of emitter fouling. *Water Science Technology*, v.31, p.417-424, 1995.
- Teixeira, M. B.; Melo, R. F.; Coelho, R. D.; Neto, O. R.; Ribeiro, P. A. A. Tratamento para desentupimento de gotejadores convencionais. *Irriga*, v. 13, p. 235-248, 2008.
- Vidotti, E. C.; Rollemberg, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Química Nova*, v. 27, p. 139-145, 2004.
- von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011. 452p.
- Yan, D.; Yang, P.; Rowan, M. ; Ren, S.; Pitts, D. Biofilm accumulation and structure in the flow path of drip emitters using reclaimed wastewater. *Transactions of the ASABE*, v. 53, p.751-758, 2010.
- Yan, D.; Bai, Z.; Rowan, M.; Gu, L.; Shumei, R.; Yang, P. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, v.21, p.834-841, 2009.
- Zhao L.; Wang Y.; Yang J.; Xing M.; Li X.; Yi D.; Deng D. Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, v. 44, p. 2572-2582, 2010.