

CASSIO ROBERTO SILVA NORONHA

**DINÂMICA DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES EM SISTEMA DE
FERTIRRIGAÇÃO OPERANDO COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DOMÉSTICAS E A AÇÃO DE BACTÉRIAS NA DESOBSTRUÇÃO**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013

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

T

N852d
2013

Noronha, Cássio Roberto Silva, 1974-

Dinâmica de obstrução de gotejadores em sistema de
fertirrigação operando com águas residuárias domésticas e a
ação de bactérias na desobstrução / Cássio Roberto Silva
Noronha. – Viçosa, MG, 2013.

xi, 72f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Orientador: Antônio Alves Soares

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 64-72

1. Irrigação com águas residuais. 2. Biofilmes. 3. Água -
Reuso. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3

CASSIO ROBERTO SILVA NORONHA

**DINÂMICA DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES EM SISTEMA DE
FERTIRRIGAÇÃO OPERANDO COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DOMÉSTICAS E A AÇÃO DE BACTÉRIAS NA DESOBSTRUÇÃO**

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

APROVADA: 28 de fevereiro de 2013.

Gustavo Augusto Lacorte

Milton Edgar Pereira Flores

Ana Cardoso C. F. F. de Paula
(Coorientadora)

Adilson Rodrigues Soares

Antônio Alves Soares
(Orientador)

Aos meus pais

José Ferreira de Noronha

Maria Josely Silva Noronha

e aos meus filhos

Lucas Roberto Quirino Noronha e

Maria Eduarda Cunha Freitas Noronha

Dedico.

À minha querida esposa Solange das
Graças Quirino Noronha, fonte de
minha saúde, esperança, força, incentivo
e constante presença em todos os
momentos.

Ofereço.

AGRADECIMENTOS

Deus, por tudo.

A Fundação de Apoio da Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de estudos.

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

Aos professores do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial ao professor Antonio Alves Soares pela orientação e a Milton Edgar Pereira-Flores e Adilson Rodrigues Soares.

Aos professores do Departamento de Microbiologia;

Aos companheiros Andressa Gazzola Cursi, Felipe da Silva Nascimento, Gilberto Estanislau dos Santos e Pablo Messias, pela ajuda e condução do experimento.

Aos Colegas de Curso em especial aos do programa DINTER/Bambuí;

Ao IFMG Campus Bambuí em nome do Sr. Diretor Flávio Vasconcelos Godinho e Áureo Rodrigues Pereira, Professora Ana Cardoso C. F. F. de Paula e Gustavo Augusto Lacorte e outros;

Aos alunos do IFMG Campus Bambuí, pelo apoio de compreensão em certos momentos;

A minha esposa Solange pela dedicação e apoio durante esta fase.

Aos meus filhos.

Aos meus pais e irmã.

BIOGRAFIA

CASSIO ROBERTO SILVA NORONHA, filho de Maria Josely Silva Noronha e José Ferreira de Noronha, nasceu em São Paulo, SP, em 23 de setembro de 1974.

Em 1994, matriculou-se no Curso de Engenharia Agrônômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, graduando-se no ano de 2001.

Em 2001, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de mestrado, em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, da Universidade Federal de Goiás (UFG), em Goiânia, GO, submetendo-se à defesa da dissertação em 2002.

Atuou dos anos de 2002 a 2008 como administrador de fazendas e professor em instituições particulares ministrando aulas nas áreas agrônômicas e de meio ambiente.

Em janeiro de 2007 foi aprovado em concurso público federal como professor substituto no CEFET de Bambuí e após os dois anos de contrato foi efetivado em dezembro de 2008 e empossado como professor do ensino básico, técnico e tecnológico no CEFET de Bambuí – MG, por aprovação em novo concurso público realizado em setembro de 2007 no então CEFET de Januária - MG.

No início de 2009, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Doutorado, em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, submetendo-se à defesa de sua tese em fevereiro de 2013.

SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| LISTA DE TABELAS | vii |
| LISTA DE FIGURAS | viii |
| RESUMO | x |
| ABSTRACT | xi |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. OBJETIVOS | 2 |
| 2.1. Objetivo Geral | 2 |
| 2.2. Objetivos específicos | 2 |
| 3. REVISÃO DE LITERATURA | 3 |
| 3.1. A irrigação e o uso de água residuária na agricultura | 3 |
| 3.2. A irrigação localizada e fertirrigação com água residuária | 4 |
| 3.3. Fatores que contribuem ao entupimento de gotejadores | 5 |
| 3.4. A formação do biofilme | 7 |
| 3.4.1. Mecanismos de formação de biofilme | 8 |
| 3.4.2. Adesão a uma superfície | 12 |
| 3.4.3. Maturação do biofilme | 13 |
| 3.4.4. Ruptura do biofilme | 14 |
| 3.5. Microrganismos presentes no biofilme | 15 |
| 3.6. Prevenção de entupimento de gotejadores | 16 |
| 3.7. Desobstrução de Gotejadores | 17 |
| 3.7.1. Método químico | 17 |
| 3.7.2. Método mecânico | 18 |
| 3.7.3. Método microbiológico | 18 |
| 3.8. O uso de bactérias no desentupimento de gotejadores | 18 |
| 3.9. Uniformidade de aplicação de água e eficiência de irrigação | 19 |
| 3.10. Importância da filtração de águas residuárias para uso de irrigação | 20 |
| 3.11. Importância dos pré-tratamentos no uso de águas residuárias na irrigação | 21 |
| 3.11.1. Tratamento preliminar | 21 |
| 3.11.2. Tratamento primário | 22 |
| 3.11.3. Tratamento secundário | 22 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS | 23 |
| 4.1. Localização da área experimental | 23 |
| 4.2. Descrição do sistema de irrigação por gotejamento | 24 |
| 4.3. Descrição dos tratamentos experimentais utilizados | 26 |
| 4.4. Avaliação do sistema de gotejamento | 32 |
| 4.5. Análise estatística | 34 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 34 |
| 5.1. Primeira fase do experimento: escolha da água residuária mais propícia à formação do biofilme | 35 |
| 5.1.1. Qualidade do esgoto | 35 |
| 5.1.2. Desempenho hidráulico do sistema de irrigação | 38 |
| 5.1.3. Análise estatística | 44 |
| 5.2. Segunda fase do experimento: estabilização do sistema com esgoto doméstico bruto | 46 |
| 5.2.1. Desempenho hidráulico | 46 |
| 5.2.2. Análise estatística | 50 |
| 5.3. Terceira fase do experimento: efeito da aplicação das colônias de bactérias na desobstrução dos emissores | 51 |

| | |
|---|----|
| 5.3.1. Qualidade do esgoto ao final do experimento..... | 51 |
| 5.3.2. Efeito das bactérias no desempenho hidráulico do sistema | 55 |
| 5.3.3. Análise estatística..... | 59 |
| 6. RESUMO E CONCLUSÃO | 61 |
| 7. RECOMENDAÇÕES | 63 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 63 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Resultados de análise física, química e bacteriológica em diversos pontos de amostragem | 5 |
| Tabela 2 - Características químicas, microbiológicas, bioquímicas e físicas do esgoto doméstico bruto, esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial e esgoto doméstico tratado com lagoa facultativa utilizado no sistema de irrigação localizada por gotejamento | 37 |
| Tabela 3 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, na primeira fase do experimento..... | 41 |
| Tabela 4 - Resumo da análise de variância obtida das variáveis Q, CUC e CUD em relação ao tempo de funcionamento para parcelas subdivididas, na primeira fase do experimento..... | 45 |
| Tabela 5 - Equações de regressão ajustadas as variáveis CUC e CUD em função do tempo para cada tipo de esgoto | 46 |
| Tabela 6 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, na segunda fase do experimento | 47 |
| Tabela 7 - Equações de regressão ajustada as variáveis Q e CUD para segunda fase do experimento..... | 51 |
| Tabela 8 - Características químicas, microbiológicas, bioquímicas e físicas dos esgotos domésticos brutos utilizados no sistema de irrigação localizada por gotejamento na fase inicial do experimento (EDB inicial), após 250 horas de funcionamento do sistema (EDB) | 54 |
| Tabela 9 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, das linhas de fertirrigação que receberam as bactérias desobstrutoras.. | 56 |
| Tabela 10 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, das linhas de fertirrigação que não receberam as bactérias desobstrutoras (testemunhas) | 56 |
| Tabela 11 - Resumo da análise de variância obtida da variável Q em relação ao tempo de funcionamento para parcelas subdivididas, na terceira fase do experimento..... | 59 |
| Tabela 12 - Equações de regressão ajustadas as variáveis Q em função do tempo para cada tipo de cepa de bactéria utilizada como agente deobstrutora..... | 60 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Esquema do sistema de formação de um biofilme bacteriano. | 9 |
| Figura 2 – Sequência fotográfica da formação de um biofilme. | 10 |
| Figura 3 - Vista geral da plataforma ou rampa de teste da unidade de fertirrigação na Unidade-Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada (UTAR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa- MG..... | 24 |
| Figura 4 - Componentes principais do sistema de irrigação localizado por gotejamento: (a) reservatório de esgoto água residuária; (b) válvula de pé; (c) conjunto motobomba; (d) filtro de disco; (e) linha principal de PVC, e (f) linhas laterais. | 25 |
| Figura 5 - Gotejador Naan-Dan retirado do tubo gotejador. (a) tubo gotejador inteiro. (b) tubo gotejador partido ao meio com a visão do orifício do gotejador e a membrana que o torna autocompensante. (c) detalhe do orifício do gotejador. | 25 |
| Figura 6 - Tanque séptico que armazena esgoto doméstico bruto..... | 27 |
| Figura 7 - Rampa de escoamento superficial para tratamento do esgoto..... | 27 |
| Figura 8 - Lagoa Facultativa para tratamento de esgoto. | 28 |
| Figura 9 – Frascos com diferentes cepas da bactéria utilizadas no experimento para desobstrução do sistema de gotejadores, colônia “111 A” aplicada na plataforma 1, colônia “155” aplicada na plataforma 2 e colônia ”RI 4914” aplicada na plataforma 3..... | 29 |
| Figura 10 - Balde e tambor utilizados na diluição das três cepas da bactéria que foi aplicadas no experimento..... | 30 |
| Figura 11 - Linhas laterais abertas (L1, L2, L3 e L4) para garantir o contato de todos os gotejadores com as três cepas da bactéria que foram inoculadas..... | 31 |
| Figura 12 – Sequência de aplicação das bactérias no sistema de irrigação (a) e (b). E na figura (c) a realização da primeira avaliação após a aplicação das bactérias..... | 32 |
| Figura 13 - Variação da Vazão (Q) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL). | 42 |
| Figura 14 - Variação do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL). | 43 |
| Figura 15 - Variação do Coeficiente de Distribuição (CUD) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de | |

| | |
|--|----|
| escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL). | 44 |
| Figura 16 - Comportamento dos valores médios de Q ao longo do tempo do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento. | 48 |
| Figura 17 - Comportamento dos valores médios de CUC ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento. | 48 |
| Figura 18 - Comportamento dos valores médios de CUD ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento. | 49 |
| Figura 19 - Gotejadores demonstrando o acúmulo de biofilme e sedimentos no seu interior. (a) gotejador na plataforma 1; (b) gotejador na plataforma 2; (c) gotejador na plataforma 3. | 50 |
| Figura 20 - Comportamento dos valores médios da Q das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas. | 57 |
| Figura 21 - Comportamento dos valores médios do CUC das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas. | 57 |
| Figura 22 - Comportamento dos valores médios do CUD das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas. | 58 |

RESUMO

NORONHA, Cassio Roberto Silva, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Dinâmica de obstrução de gotejadores em sistema de fertirrigação operando com águas residuárias domésticas e a ação de bactérias na desobstrução.** Orientador: Antônio Alves Soares. Coorientadores: Marcos Rogério Tótola e Ana Cardoso C. Filha Ferreira de Paula.

Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a viabilidade técnica da utilização de bactérias inibidoras de biofilme na desobstrução de gotejadores de sistemas de fertirrigação com esgoto doméstico, avaliando: a formação de biofilme no sistema de fertirrigação por gotejamento que usa água de esgoto doméstico bruto, esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa; o desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento durante o processo de formação de biofilme utilizando esgoto doméstico na fertirrigação; a eficiência de colônias de três tipos de bactérias na inibição de biofilme no sistema de irrigação por gotejamento com o uso de esgoto doméstico, na fertirrigação. Na 1^o fase, as unidades de fertirrigação funcionaram diariamente por oito horas, com esgoto doméstico bruto, esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa, até completar 300 horas de funcionamento. A cada 50 horas mediu-se a vazão de todos os gotejadores de cada linha lateral efluyente determinou-se os coeficientes de uniformidade de Christianwen (CUC) e de distribuição (CUD). Na 2^o fase do experimento o sistema funcionou diariamente por oito horas, aplicando-se o esgoto doméstico por 250 horas de funcionamento determinando os indicadores de uniformidade, identificando a obstrução dos gotejadores. Na 3^o fase do experimento foram utilizadas três colônias de bactérias inibidoras de formação de biofilme, como agentes de desobstrução dos gotejadores, correspondentes a três cepas de *Bacillus subtilis* pertencentes à Coleção de Culturas do Laboratório de Biotecnologia e Biodiversidade/BIOAGRO/UFV, selecionadas a partir da identificação dos microrganismos presentes nos biofilmes. Utilizou-se colônias no nível populacional de 10^9 UFC mL⁻¹ (unidades formadoras de colônias por mililitro). O esgoto doméstico bruto apresenta maior capacidade de formação de biofilme. O desempenho hidráulico do sistema de irrigação é afetado pelo uso do esgoto doméstico em fertirrigação reduzindo os valores de CUD e CUC; As colônias de bactérias utilizadas na desobstrução do sistema de fertirrigação localizada por gotejamento são eficientes quanto a seu desempenho na desobstrução dos gotejadores na fertirrigação, mas não o suficiente para tornar o sistema tecnicamente viável.

ABSTRACT

NORONHA, Cassio Roberto Silva, D. Sc., Federal University of Viçosa, February 2013. **Dynamic obstruction of drip fertigation system on operating with domestic wastewater and bacterial action in clearing.** Advisor: Antonio Alves Soares. Co-advisor: Marcos Rogério Tótolá and Ana Cardoso C. Filha Ferreira de Paula.

This aim of this research was to evaluate the technical feasibility of using bacteria-inhibiting biofilm in clearing a drip fertirrigation system with sewage, evaluating: the ability of biofilm formation in the system an drip fertirrigation using domestic raw sewage and treated sewage for ramprunoff and domestic sewage treated by facultative lagoon, the hydraulic performance of drip irrigation system during the process of biofilm formation using domestic sewage in fertirrigation; and the efficiency of colonies of three bacteria in the inhibition of biofilm in a drip irrigation system using domestic sewage, in fertirrigation. In the 1st phase, fertirrigation units functioned for eight hours daily, with raw sewage, treated sewage for ramp runoff and domestic sewage treated by facultative pond, to complete 300 hours of operation. Every 50 hours the discharge was measured in all emitters of each drip lateral line to determine the Christiansen uniformity coefficient (CUC) and distribution uniformity coefficient (CUD). In a 2nd stage of the experiment the system operated daily for eight hours, applying the sewage identified in the first stage for 250 hours of operation. And then take, uniformity indicators were determined identify the drippers obstruction. In the 3rd phase of the experiment three colonies of biofilm inhibiting bacteria were used, as agents of clearing the emitters, correspondent of three strains of *Bacillus subtilis* belonging to the Culture Collection of the Laboratory of Biotechnology and Biodiversity / BIOAGRO / UFV, selected using microorganism's presents in biofilms. We used colonies in the population level of 10^9 CFU ml⁻¹ (colony-forming units per milliliter). The gross domestic wastewater has higher ability of biofilm formation; Performance Hydraulic irrigation system is affected by the use of domestic sewage in fertirrigation reducing the values of CUD and CUC at levels considered bad or unacceptable from the point of view of irrigation uniformity clearing system of drip irrigation are efficient as his performance in clearing the drippers in drip irrigation, but not enough to make the system technically feasible, the bacteria colony "155" is the most efficient in clearing the drip fertirrigation system in the colony then "111" and "RI 4914".

1. INTRODUÇÃO

Atualmente há uma preocupação generalizada com a economia de água no mundo. Entre as alternativas para otimizar o uso da água encontra-se a utilização de águas residuárias e do reuso de esgoto doméstico na fertirrigação. Quando se utiliza o sistema de irrigação localizada por gotejamento observa-se a ocorrência de entupimento ou obstrução dos gotejadores. Esta é uma realidade encarada hoje com estudo e desenvolvimento de pesquisas nas áreas de engenharia de produtos de irrigação e técnicas de manejo que visam amenizar sua ocorrência.

Os fatores que mais atuam na obstrução de gotejadores são físicos, com a presença de partículas sólidas, químicos, com a presença de sais minerais e biológicos como a presença de microrganismos. Ou ainda a combinação destes fatores como é o caso da formação dos biofilmes.

O biofilme é uma associação complexa de microrganismos que apresenta um comportamento diferente de quando está na forma planctônica (livres) o que dificulta o desenvolvimento de técnicas preventivas para evitá-los ou mesmo combatê-los quando já instalados.

Técnicas de desobstrução de sistemas de irrigação foram desenvolvidas e testadas por diversos pesquisadores e as mais comuns se baseiam em princípios mecânicos, como o uso de ar comprimido, e em princípios químicos com a utilização de substâncias ácidas na solubilização do agente obstrutor. A utilização de bactérias inibidoras de biofilme no desentupimento de gotejadores de sistemas de fertirrigação com água residuária e/ou com esgoto doméstico é uma alternativa que vem sendo desenvolvida para evitar, ou prevenir o problema da obstrução dos gotejadores.

Neste contexto pretende-se, comparar a eficiência técnica de três tipos de diferentes colônias de bactérias como agentes de desobstrução de gotejadores de um sistema de irrigação localizada fertirrigando com esgoto doméstico.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Caracterizar a dinâmica da obstrução de gotejadores de um sistema de fertirrigação utilizando águas residuárias domésticas e avaliar a viabilidade técnica da utilização de bactérias inibidoras de biofilme na desobstrução de gotejadores de sistemas de fertirrigação com esgoto doméstico bruto e tratado.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade de formação de biofilme no sistema de fertirrigação por gotejamento que usa água de esgoto doméstico bruto, esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa;
- Determinar o desempenho hidráulico das linhas de fertirrigação por gotejamento durante o processo de formação de biofilme utilizando esgoto doméstico na fertirrigação;
- Avaliar a eficiência de colônias de três cepas da bactéria *Bacillus Subtilis* na inibição de biofilme no sistema de irrigação por gotejamento com o uso de esgoto doméstico, na fertirrigação.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. A irrigação e o uso de água residuária na agricultura

A técnica da irrigação pode ser definida como sendo a aplicação artificial de água ao solo, em quantidades adequadas, visando proporcionar a umidade do solo para desenvolvimento normal das plantas nele cultivadas, a fim de suprir a falta ou a má distribuição das chuvas. Dessa forma, o objetivo da irrigação é complementar a água da chuva, visando satisfazer as necessidades hídricas das culturas, aplicando a água uniformemente e de forma eficiente. Ou seja, que a maior quantidade de água aplicada seja armazenada na zona radicular à disposição da cultura (BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006), sem alterar a fertilidade do solo e com mínima interferência sobre os demais fatores necessários à produção vegetal. Os sistemas de irrigação além de potencializarem o desenvolvimento da agricultura em regiões de poucas chuvas permitem a utilização de água residuária.

Ferreira (2008) evidencia a importância do uso adequado da água residuária e de esgoto doméstico salientando o uso correto da aplicação no solo e os possíveis efeitos de sua má utilização como a contaminação do lençol freático e do meio ambiente como um todo. E ainda ressalta que sua utilização deve ser encarada como responsável por atender as necessidades nutricionais da planta e não como irrigação suplementar. A utilização de águas residuárias na agricultura é também uma alternativa para minimizar a poluição de corpos hídricos receptores e um meio alternativo de disponibilização de fertilizantes para as culturas. Von Sperling (2005) demonstra que a limitação no uso da água residuária se explica pela própria composição e características das diferentes águas residuárias produzidas.

Segundo Von Sperling (2005), as águas residuárias provenientes de esgoto sanitário possuem características próprias que as tornam importantes como fonte alternativa de nutrientes e são ideais para desenvolvimento microbiano. Medeiros et al. (2005) utilizaram esgoto doméstico bruto aplicado diretamente no solo e constataram que, em dosagens corretas, a água residuária melhora as características do solo agrícola. Porém um problema potencial é a ocorrência de variações químicas e físicas indesejáveis que podem promover contaminação do solo, de águas subterrâneas e superficiais, incluindo a salinização (FERREIRA, 2008). Entretanto

quando aplicados de maneira imprópria ou inadequada. Sousa et al. (2011) utilizando água residuária na fertirrigação constatou que a utilização adequada de esgoto bruto na fertirrigação não causa contaminação no solo por nutrientes. E que a contaminação do solo por bactérias como as coliformes termotolerantes deixa de ser significativa a 1 metro de profundidade. Mas as alterações químicas e físicas que ocorrem no solo também foram evidenciadas por Santos (2004) e Santos (2006). Os autores constataram que, o uso de água residuária de esgoto doméstico no cafeeiro, como fonte de nutrientes é ideal, mas não para suprir a necessidade hídrica da cultura e sim como fonte complementar de nutrientes.

O uso de águas residuárias de esgoto doméstico gera limitações quanto as seu uso. Biscaro et al. (2004) demonstram que a irrigação de folhosas, como a alface americana (*Lactuca sativa* L.) não é recomendada por apresentarem índices de contaminação por coliformes fecais acima dos níveis permitidos pela legislação brasileira.

Considerando-se que já existe o reuso de águas residuárias no Brasil, Almeida (2010) ressalta a necessidade de se regulamentar este procedimento vistos os perigos de sua utilização indiscriminada para a saúde pública e o meio ambiente.

3.2. A irrigação localizada e fertirrigação com água residuária

Batista et al. (2005) e Cunha et al. (2006) demonstraram em seus trabalhos a ineficiência do uso de fitas gotejadoras na aplicação de água residuária sem o uso de um sistema de filtragem por ocorrer obstrução dos orifícios dos gotejadores. Lo Monaco et al. (2002) testaram vários tipos de elementos filtrantes para esse fim.

Já a irrigação localizada por aspersão possui a desvantagem de proporcionar condições para o desenvolvimento de pragas e doenças nas folhas, por criar um microclima de alta umidade e rico em nutrientes, além da ocorrência do entupimento dos aspersores devido à presença de sólidos em suspensão na água residuária (VIEIRA, 2002; BERNARDO et al., 2006). Tal entupimento também foi constatado por Souza et al. (2005) com água residuária da bovinocultura e Sousa et al. (2006) com água residuária da avicultura que usaram águas residuárias com alta concentração de sólidos totais que resultaram em severa obstrução dos aspersores.

3.3. Fatores que contribuem ao entupimento de gotejadores

Resende et al. (2001), avaliaram a uniformidade de distribuição de água em uma parcela de um sistema de irrigação por gotejamento para produção de flores em estufa, com 5 anos de uso. As análises química, física e de contagem bacteriológica da água estão apresentadas na tabela 1 (RESENDE et al., 2001).

Tabela 1 - Resultados de análise física, química e bacteriológica em diversos pontos de amostragem

| Parâmetro | Unidade | Fonte d'água | Após Filtro | Final de Linha |
|---------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| 1. Físicos | | | | |
| Sedimentos | mg L ⁻¹ | 10,3 | 16,0 | 19,7 |
| Turbidez | UNT | 18 | 10 | 15 |
| Dureza Total | mg L ⁻¹ | 9,2 | 12,1 | 12,2 |
| 2. Químicos | | | | |
| Alcalinidade | mg L ⁻¹ | 1,5 | 1,7 | 2,1 |
| pH | | 6,3 | 6,5 | 6,6 |
| Cloreto | mg L ⁻¹ | 3,5 | 3,5 | 3,5 |
| Nitrato | mg L ⁻¹ | 1,5 | 2,0 | 1,8 |
| Sulfato | mg L ⁻¹ | 2,5 | 2,5 | 3,4 |
| Fósforo | mg L ⁻¹ | 0,04 | 0,01 | 0,01 |
| N-NH ₃ | mg L ⁻¹ | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Sódio | mg L ⁻¹ | 3,5 | 4,2 | 4,0 |
| Potássio | mg L ⁻¹ | 2,5 | 3,0 | 3,5 |
| Cálcio | mg L ⁻¹ | 1,6 | 2,4 | 2,0 |
| Magnésio | mg L ⁻¹ | 1,3 | 1,5 | 1,8 |
| Ferro | mg L ⁻¹ | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| Cobre | mg L ⁻¹ | N.C. | N.C. | N.C. |
| Manganês | mg L ⁻¹ | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Zinco | mg L ⁻¹ | 0,03 | 0,04 | 0,04 |
| 3. Biológica | | | | |
| | UFC mg L ⁻¹ | 5,5 x 10 ² | 1,0 x 10 ³ | 2,5 x 10 ⁷ |

UFC mL⁻¹: Unidades Formadoras de Colônia por mL de água

UNT: Unidade Nefelométrica de Turbidez. Fonte: Rezende et al. (2001).

Este trabalho evidencia que a utilização do sistema de irrigação por gotejadores está susceptível a entupimentos parcial ou total mesmo quando se usa o sistema de filtragem ou se utiliza água não residuária o que pode ser confirmado pelos altos valores para contagem bacteriológica de 2,5 x 10⁷ UFC mg⁻¹. O elevado valor de UFCs encontrados no final da linha de emissores (Tabela 1), considerados altos, coincidem com a ocorrência das baixas vazões determinadas neste ponto de amostragem evidenciando a ocorrência de entupimento de origem biológica, o que origina, por sua vez, a baixa uniformidade de aplicação de água U_s = 75%.

Cararo (2004) demonstra que ocorre maior incidência e maior acúmulo de biofilme nos cantos e nas paredes do labirinto dos gotejadores aplicando água

residuária. Ribeiro; Coelho; Teixeira (2010) afirma que a arquitetura interna dos gotejadores é fator determinante na formação de obstruções a passagem de água pelos mesmos. Já Resende et. al. (2001) não concordam eles afirmam que não existe diferença significativa quanto ao tipo de gotejador e sua influência na formação de biofilme. O entupimento por causa biológica mostra-se mais relacionado à forma interna do gotejador ou dos emissores do que outros parâmetros como vazão e diâmetro do orifício do gotejador (RESENDE et. al., 2001).

Smajstrla et al. (1983) avaliaram sistemas de irrigação localizada por gotejamento e aspersão durante um período de 5 anos e compararam os níveis de obstrução dos mesmos. Constataram que o sistema que utilizou gotejadores se obstruía pela formação de complexos ferrosos enquanto os aspersores na maioria das vezes pela presença de insetos na água de irrigação de citrus. Observaram ainda que quanto menor o uso do sistema, no caso deles ocorria no inverno, maiores os índices de obstrução.

Resende (2000), conclui em seu trabalho, avaliando a ocorrência de entupimento por origem biológica em sistemas de irrigação por gotejamento, que uma das principais causas para baixa uniformidade de distribuição de água (o que afeta negativamente sua eficiência) é a formação de biofilmes.

O principal fator físico relacionado ao entupimento de gotejadores é a presença de partículas sólidas como areia, silte e argila, além de partículas orgânicas como fragmentos vegetais, animais, bactérias, larvas de insetos entre outros.

Gilbert e Ford (1986) evidenciaram ainda, que a turbidez, apesar de ser um indicador de sólidos em suspensão não constitui um bom indicador para o potencial entupimento dos sistemas de irrigação localizada. Pois existem casos de utilização de águas com alta turbidez que não levaram ao entupimento do sistema.

A precipitação de sais de cálcio, magnésio, ferro e manganês é a principal causa de obstrução de gotejadores em sistemas de irrigação. Esta obstrução pode ser parcial ou total. Os principais fatores que contribuem para a formação dos sais são a combinação de altos valores de pH e aumento da temperatura (RESENDE et al., 2001).

A ocorrência de ferro ou sulfetos de hidrogênio estimula o desenvolvimento biológico na água de irrigação e favorece o entupimento de sistemas de irrigação localizada (GILBERT; FORD, 1986).

A presença de algas, em águas superficiais, também pode adicionar carbono orgânico ao sistema, favorecendo o desenvolvimento de limo nas paredes das tubulações (GILBERT; FORD, 1986).

Granberry; Harrison e Kelley (2012) ressaltam em seu trabalho sobre quimigação com injeção de ácidos, fertilizantes e cloro, que existem bactérias presentes na água que podem vir a formar complexo bacteriano, principalmente as bactérias associadas a enxofre e ferro.

A interação de fertilizantes e o aquecimento da água nas tubulações de cor preta, também podem promover o crescimento do biofilme (GILBERT; FORD, 1986). Às vezes a obstrução dos gotejadores ou aspersores de irrigação ocorre por depósitos de lama, partículas sólidas ou mesmo a formação de biofilmes, além da presença de insetos (SMAJSTRLA et al., 1983).

3.4. A formação do biofilme

O entupimento do sistema de irrigação localizada por gotejadores utilizados em fertirrigação ocorre normalmente pela formação de depósitos gelatinosos de algas e zooplânctons, chamados biofilmes (RESENDE et. al., 2001).

Os biofilmes são constituídos por uma comunidade estruturada de células aderentes a uma superfície inerte (abiótica) ou viva (biótica), embebidas numa matriz de exopolissacarídeos (BRANDA; KOLTER, 2004). Exopolissacarídeos são polímeros de elevado peso molecular compostos de resíduos de açúcares que são secretados pelos organismos produtores no ambiente onde se encontram (WATNICK; KOLTER, 2000).

O biofilme funciona como uma barreira hidratada protetora entre as células bacterianas e seu ambiente. Ele facilita a sobrevivência, em condições adversas e insultos ambientais tais como radiação ultravioleta, estresses físico-químicos, dessecação e suprimento insuficiente de recursos nutritivos. Por estas razões, na

natureza a maioria dos micróbios vive como comunidades em biofilmes (PACHECO, 2009).

Apesar dos polissacarídeos representarem o componente extracelular mais abundante nos biofilmes, no caso de biofilmes de esgoto doméstico as proteínas e ácidos húmicos foram predominantes na composição das matrizes dos exopolissacarídeos (STARKEY et al., 2004).

Os biofilmes mais comuns na natureza são heterogêneos, compostos por duas ou mais espécies, podendo os produtos do metabolismo de uma espécie auxiliar o crescimento das outras e uma dada espécie pode fornecer as ligações que promovem a adesão de outras. Através de técnicas microscópicas, tem sido possível observar a grande heterogeneidade espacial dos biofilmes, em que coexistem células em diferentes estados fisiológicos. Esta heterogeneidade constitui uma importante estratégia de sobrevivência porque essas células terão maior probabilidade de sobreviver a agressões externas (WATNICK; KOLTER, 2000; JORGE, 2010).

3.4.1. Mecanismos de formação de biofilme

A associação dos organismos em biofilmes constitui uma forma de proteção ao seu desenvolvimento, fomentando relações simbióticas e permitindo a sobrevivência em ambientes hostis e se inicia com o estabelecimento de um organismo, normalmente uma bactéria, em um habitat que considera seguro (WATNICK; KOLTER, 2000).

Segundo Pasternak (2009) as bactérias têm sistemas de comunicação entre si, um dos quais se chamam quorum sensing, a capacidade de inferir se a população bacteriana é maior ou menor no local onde ela está, e provavelmente as primeiras bactérias que se fixam a uma superfície emitem sinais químicos que atraem outras bactérias da mesma espécie, ou se fixam em microcolônias já existentes ou em novas microcolônias.

As primeiras revelações, após a adoção do uso do microscópio a laser, também adotado por Yang et al. (2000), Xavier (2001), Xavier (2003) e Xavier (2005) para observar biofilmes, foram que os biofilmes não são compostos de células

bacterianas aleatoriamente distribuídas em uma matriz homogênea mas são compostas por microcolônias de células envoltas em uma matriz com ligações entre si para a passagem de água assim como no esquema apresentado pela figura 1 (COSTERTON, 2004).

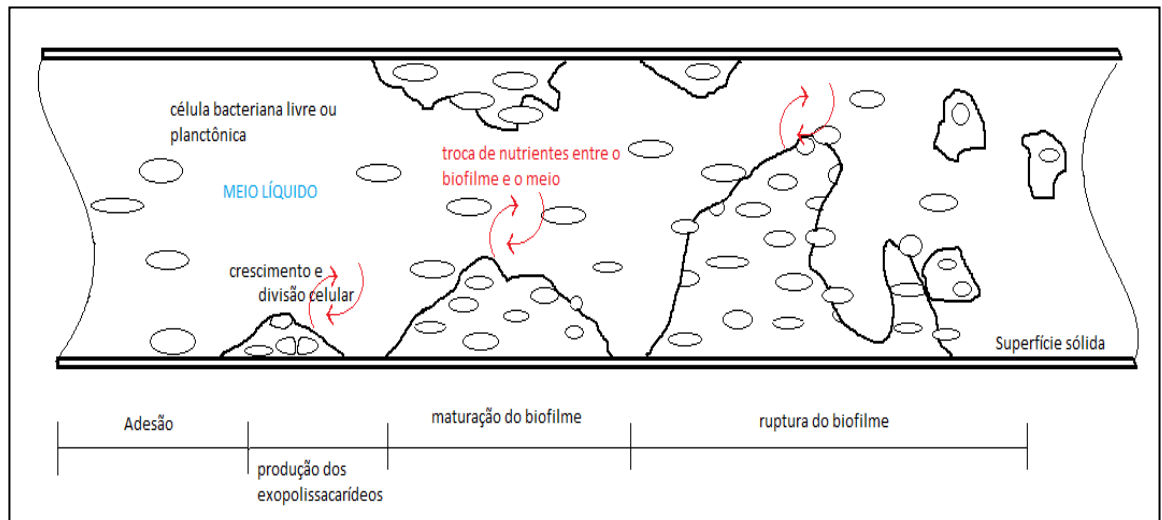


Figura 1 - Esquema do sistema de formação de um biofilme bacteriano.

Fonte: Adaptado de Xavier et al. (2001).

Segundo Pasternak (2009) as bactérias podem assumir duas formas básicas. Isoladas sob a forma planctônica ou associada sob a forma de biofilme.

Biofilme microbiano é uma associação de células bacterianas ou de bactérias e fungos, fixas a superfícies, bióticas ou abióticas, envolvidas em uma complexa matriz extracelular de substâncias poliméricas, juntamente com os nutrientes capturados para a formação da matriz (CASALINI, 2008). Batista et al. (2005) destacam ainda que aos biofilmes podem se agregar partículas orgânicas e inorgânicas. Tecnicamente, biofilmes são uma conglomeração de bactérias, fungos, algas, protozoários, resíduos ou produtos de corrosão aderidos em uma matriz autoproduzida e secretada de Substâncias Poliméricas Extracelulares (PACHECO, 2009).

Microrganismos podem viver associados formando um biofilme dentro ou sobre uma superfície. A estrutura exata, química e fisiologia dos biofilmes variam com a natureza dos microrganismos presentes, o local de sua formação e meio ambiente onde se encontra (BRANDA et al., 2005).

Toutain; Caiazza; O`toole (2004) usando pseudomonas para estudar o processo de formação dos biofilmes revelou que fatores como a estrutura da superfície de adesão, a estrutura de locomoção das bactérias, as proteínas da membrana externa e os reguladores que controlam essa mudança de estágio de desenvolvimento, são necessários para a transição de células de forma planctônicas para forma de colônias maduras (os biofilmes).

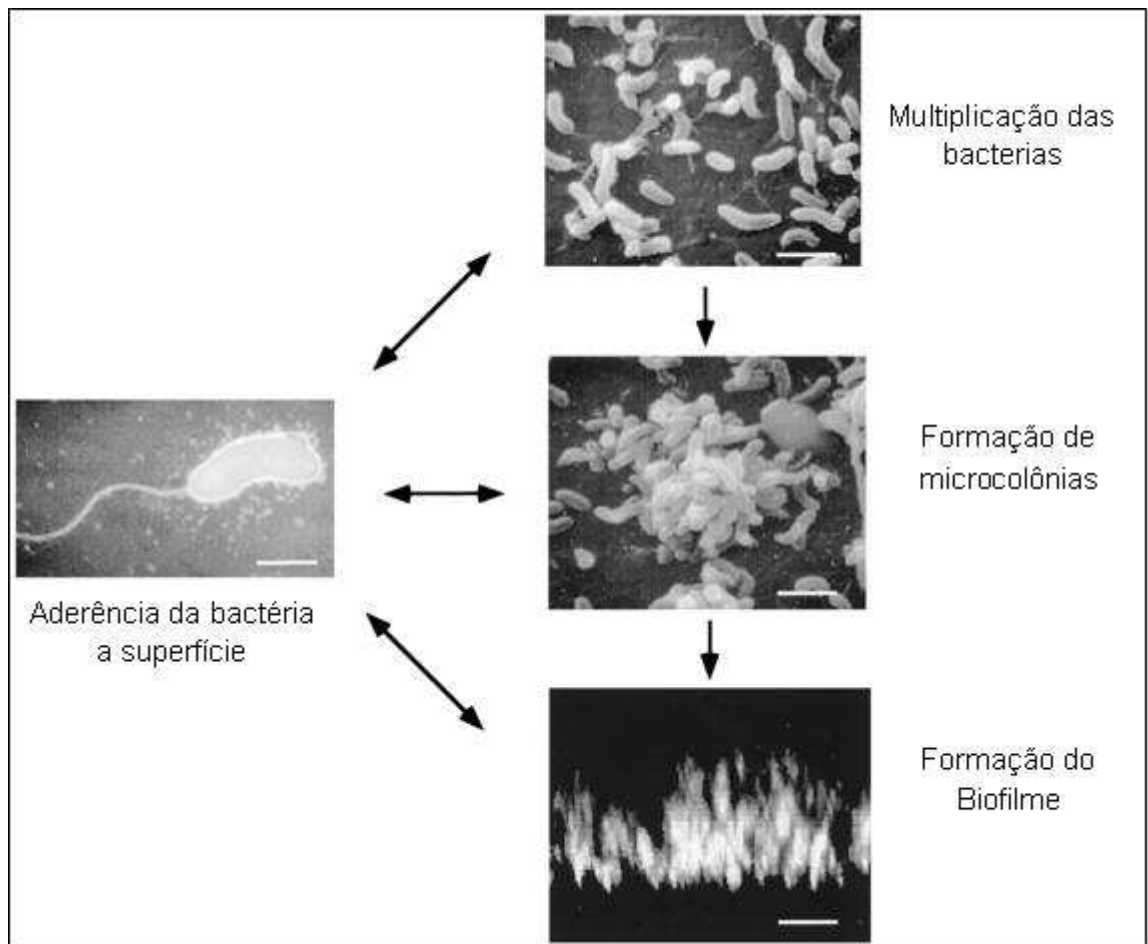


Figura 2 – Sequência fotográfica da formação de um biofilme.

Fonte: Adaptado de Watnick; Kolter (2000).

Os processos fisiológicos envolvidos no desenvolvimento de biofilmes passam pela capacidade da célula microbiana de sintetizar substâncias e ou utilizar de substância presentes no meio em que se desenvolve para que a vida seja possível (JORGE, 2010).

A reprodução bacteriana é realizada por divisão binária, onde ocorre a formação de um septo equatorial na região do mesossomo e divisão da célula em

duas células novas de tamanho aproximadamente igual (JORGE, 2010). O crescimento bacteriano se caracteriza por quatro fases bem distintas. A fase de latência ou fase lag, fase logarítmica ou exponencial, também chamada de fase log, fase estacionária e a fase de declínio ou morte.

A fase lag ou de latência se caracteriza como a fase de preparação do microrganismo bacteriano quando se prepara para divisão celular. É nesta fase que ocorre a replicação do material genético, produção de proteínas e enzimas. O número de indivíduos permanece constante. A fase log ou exponencial, caracterizada pela ocorrência de abundância de nutrientes e a presença de substâncias inibidoras é de pouca importância fisiológica. A fase estacionária caracteriza-se pela imobilidade da colônia. O número de células novas é igual ao número de células que estão morrendo. Ocorre a diminuição da absorção de nutrientes do ambiente externo e acumulam-se substâncias tóxicas como ácidos (JORGE, 2010). O autor ainda destaca que não existe explicação plausível para a ocorrência desta fase. A fase de morte ou declínio se caracteriza pela diminuição da disponibilidade de nutrientes e o acúmulo de substâncias tóxicas. Jorge (2010) acredita que estas substâncias tóxicas possam entrar nas vias de síntese de metabólitos essenciais aos microrganismos.

O crescimento bacteriano depende essencialmente da concentração de nutrientes e de condições ideais para seu desenvolvimento no ambiente onde ela se encontra e está associado à capacidade da célula bacteriana em sintetizar componentes do citoplasma, inclusões e parede celular. As características visuais do biofilme crescendo em ambientes diversos são similares sugerindo que estratégias de sobrevivência do biofilme são em parte devido à especialização estrutural (PUREVDORJ-GAGE; STOODLEY, 2004).

Quando comparados aos organismos isoladamente, vivendo de forma livre, os organismos presentes no biofilme se comportam de maneira diferente possuindo, por exemplo, maior resistência à ação de antimicrobianos (PINHEIRO, 2006).

Os processos envolvidos na formação de um biofilme passam por três procedimentos básicos. A fixação, adesão e agregação do biofilme a superfície orgânica ou inorgânica (PINHEIRO, 2006).

Pesquisadores como Branda et al. (2005) afirmam que a interação ecológica entre os microrganismos presentes no biofilme a sua capacidade de produção de uma matriz extracelular que seria a base da sustentação da colônia ainda não é bem explicada. Basta dizer que em um experimento realizado por eles com bactérias mutantes induzidas, que não possuem a capacidade de produção de matriz extracelular, ainda se associam na forma de biofilme.

Os biofilmes além de normalmente possuírem mais resistência a agentes antimicrobianos possuem características peculiares como desenvolvimento de resistência a condições adversas do meio (PASTERNAK, 2009). Toutain; Caiazza; O'toole (2004) ressaltam que é necessário se aprofundar mais os estudos sobre biofilmes devido aos múltiplos caminhos e formas existentes para o seu desenvolvimento.

3.4.2. Adesão a uma superfície

O padrão de desenvolvimento de um biofilme envolve várias etapas: a adesão inicial à superfície, seguida da formação de microcolônias e, na maioria dos casos, a diferenciação das microcolônias em macrocolônias envolvidas numa matriz de exopolissacarídeos, formando biofilmes maduros (MACEDO, 2000; BOARI, 2009).

A taxa de adesão de células componentes do biofilme depende da quantidade, tipo e composição das células presentes no meio (PINHEIRO, 2006). A adesão primária de um organismo a uma superfície é um processo reversível que envolve a aproximação deste à superfície, de forma aleatória ou através de mecanismos de quimiotaxia e de mobilidade. Quando o microrganismo atinge uma proximidade crítica da superfície, a ocorrência de adesão depende do balanço final entre forças atrativas e repulsivas (interações eletrostáticas e hidrofóbicas, forças de Van der Waals, impedimento estereoquímico, etc) geradas entre as duas superfícies (MACEDO, 2000; BOARI, 2009).

Macedo (2000) descreve que a repulsão entre duas superfícies pode ser ultrapassada através de interações moleculares específicas mediadas por adesinas, que são proteínas localizadas em estruturas que irradiam da superfície celular. Foi ainda demonstrado que os mecanismos de mobilidade das células são dependentes de

pili superficiais e do flagelo polar que são fundamentais no processo de iniciação de um biofilme.

A adesão inicial à superfície é a primeira etapa do metabolismo da formação de um biofilme, seguida da formação de microcolônias e, na maioria dos casos, a diferenciação das microcolônias em macrocolônias envolvidas numa matriz de exopolissacárideo daí, os biofilmes passam à fase madura (MACEDO, 2000; BOARI, 2009). Pasternak (2009) descreve a formação de colônias aderidas a superfícies. Onde existem associações de bactérias de diferentes espécies esses biofilmes possuem ecologia diferente das formas planctônicas de vida livre. Matrizes extracelulares podem ser tão diversas como biofilmes, e contribuem significativamente para a organização da comunidade microbiana (BRANDA et al., 2005).

Segundo Pasternak (2009) após a fixação da primeira bactéria a superfície esta produz substâncias, ou sinais químicos, que atraem outras bactérias de mesma espécie ou mesmo outras microcolônias. A adesão de uma bactéria a uma superfície abiótica é geralmente mediada por interações inespecíficas como as forças hidrofóbicas (BOARI, 2009).

3.4.3. Maturação do biofilme

Após a adesão primária, as células fracamente ligadas consolidam o processo de adesão produzindo exopolissacárideos que complexam os materiais da superfície e os receptores específicos localizados nos flagelos, Pili ou fímbrias. Na ausência de interferência mecânica ou química, a adesão torna-se, nesta fase, irreversível. A taxa de crescimento do biofilme é influenciada também pelo volume de fluxo de líquido, dos nutrientes existentes no líquido, da concentração da droga antimicrobiana e da temperatura ambiente (PINHEIRO, 2006).

Durante este estágio de adesão, os microrganismos individualizados ou planctônicos podem “colar-se” uns aos outros, formando agregados na superfície a que aderem (MACEDO, 2000; BOARI, 2009), conforme mostrado por Xavier (2001).

O crescimento de qualquer biofilme é limitado pela disponibilidade de nutrientes no ambiente circundante e pela sua propagação das células localizadas no interior do biofilme (MACEDO, 2000; Von SPERLING, 2005; BOARI, 2009). A taxa de crescimento do biofilme é influenciada também pelo volume de fluxo de líquido, dos nutrientes existentes no líquido, da concentração da droga antimicrobiana e da temperatura ambiente (PINHEIRO, 2006).

Após a adesão irreversível da bactéria à superfície, inicia-se o processo de maturação do biofilme. A densidade e complexidade do biofilme aumentam à medida que as células se dividem (ou morrem) e os componentes extracelulares gerados pelas bactérias interagem com moléculas orgânicas e inorgânicas do ambiente circundante para formar o glicocálix. Nesta fase, os biofilmes tornam-se altamente hidratados, formando-se estruturas abertas compostas por 73% a 98% de material não celular, incluindo exopolissacarídeos e canais por onde circulam os nutrientes (MACEDO, 2000; BOARI, 2009).

Fatores como o pH, difusão de oxigênio, fonte de carbono e osmolaridade controlam também a maturação do biofilme. Quando completamente maduro, o biofilme funciona como um consórcio funcional de células, com padrões de crescimento alterados, cooperação fisiológica e eficiência metabólica. Nesta fase, as células localizadas em regiões diferentes do biofilme exibem diferentes padrões de expressão genética (MACEDO, 2000; BOARI, 2009).

3.4.4. Ruptura do biofilme

Quando o biofilme atinge uma determinada massa crítica e o equilíbrio dinâmico é alcançado, as camadas mais externas do biofilme começam a libertar células em estado planctônico, que pode rapidamente se dispersar e multiplicar, colonizando novas superfícies e organizando novos biofilmes em novos locais. Com a ausência de nutrientes e/ou de oxigênio, dificuldades na sua difusão, a diminuição do pH e a acumulação de metabólitos secundários tóxicos, inicia-se um processo de morte celular junto à superfície e subsequente desintegração do biofilme (MACEDO, 2000; BOARI, 2009).

Na indústria de alimentos a formação de biofilmes leva a potencial contaminação de alimentos por patógenos que podem gerar graves problemas de saúde a população (CASALINI, 2008).

Branda et al., (2005) destacam que esta habilidade de vida livre ou associada à um biofilmes é uma característica semelhante a de outras células vivas. No entanto, uma semelhança importante entre os biofilmes é que a sua integridade estrutural crítica depende de uma matriz extracelular, normalmente polissacarídica, de suas células constituintes (BRANDA et al., 2005).

3.5. Microrganismos presentes no biofilme

Von Sperling (2005) ressalta que a ocorrência de microrganismos na água residuária depende diretamente de sua própria composição e características. Essas diferentes águas residuárias produzidas são colonizadas por diferentes comunidades de microrganismos.

Batista (2004) analisou a água residuária de esgoto sanitário e encontrou em sua composição bactérias formadoras de colônia, zooplâncton e fitoplâncton e ainda ressaltou que a presença de protozoários pode ocorrer, mas depende da velocidade de escoamento da água residuária que deve ser menor que 2 m s^{-1} para que os mesmos ocorram. Os zooplâncton identificados por Batista (2004) na água residuária de esgoto eram dos filos Rotifera e Clodocera.

Batista (2006) avaliou o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento utilizando a aplicação de água residuária de esgoto residencial tratado, no qual foram identificadas como componentes do biofilme as bactérias dos gêneros Clostridium, Bacillus, Pseudomonas e Enterobacter, juntamente com a ferrobactéria da espécie Cremothix sp., formando um muco microbiano, no qual se aderiram partículas, principalmente de origem orgânica, representadas por células de algas vivas ou em decomposição.

Análises detalhadas do biofilme de gotejadores têm indicado que os gêneros de bactérias Pseudomonas, Enterobacter, Clostridium, Flavobacterium,

Brevibacterium, Micrococcus e Bacillus podem propiciar problemas de obstrução (NAKAYAMA; BUCKS, 1991).

Os biofilmes diferem quanto aos organismos presentes na sua composição. Existem biofilmes compostos apenas por bactérias de uma mesma espécie pela associação de bactérias de espécies diferentes além de associações entre outros organismos como fungos e protozoários (PINHEIRO, 2006), denominados por Pasternak (2009) de microcolônias.

3.6. Prevenção de entupimento de gotejadores

Para que a utilização de água residuária na fertirrigação possa se tornar uma prática viável é preciso aperfeiçoar as técnicas de tratamento, aplicação e manejo nas águas residuárias. Segundo Sahin et al. (2005) os mecanismos utilizados para inibir a formação ou mesmo minimizar os efeitos da formação de biofilmes em sistemas de irrigação por gotejamento passam por critérios de ausência de nutrientes e/ou de oxigênio ou dificuldades na sua difusão, a diminuição do pH e a acumulação de metabólitos secundários tóxicos.

Vieira (2004) sugere a utilização de medidas preventivas do entupimento de gotejadores deve ser tomada antes mesmo do projeto de irrigação ser produzido. A análise da água de irrigação, por exemplo, irá auxiliar na identificação das medidas a serem tomadas com o pré-tratamento da água antes de sua utilização na irrigação propriamente dita.

Silva (2006) desenvolveu sistemas de baixo custo e de operação e manutenção simples utilizando filtração lenta e exposição ao sol, para conferir à água residuária melhores características físicas e biológicas, de tal modo que se pode adequar o efluente para o reuso em atividades de irrigação.

Lo Monaco et al. (2002), utilizaram bagaço de cana e serragem de madeira para formação de filtros biológicos que tornassem a água residuária apta ao uso. Silva et al. (2003), testou a utilização de áreas alagadas naturais para o tratamento de água residuária de despolpa de café, obtendo bons resultados. Filtros anaeróbios seguidos por filtro de areia também foram utilizados com a mesma finalidade por

Tonetti et al. (2009), gerando uma água residual possível de ser reusada. Segundo Airoidi (2007), a incorporação de pré-filtros e pré-tratamentos como a filtração lenta pode ser bastante positiva para uma melhora no desempenho da utilização de água residuária na irrigação por gotejamento.

3.7. Desobstrução de Gotejadores

3.7.1. Método químico

A aplicação de cloro foi utilizada por Cararo e Tarteli (2007) entre outros métodos para minimizar a obstrução dos gotejadores com a formação de biofilme.

Martins (2007) e Cararo e Tarlei (2007) utilizaram em seu experimento com tubos gotejadores a cloração orgânica para avaliar o seu efeito sobre a uniformidade de distribuição de água e na vazão dos mesmos e constatou que sua utilização minimiza a formação de mucilagem. Mas nenhuma destas alternativas associa o controle no interior de um sistema de irrigação localizada por gotejamento sem uma intervenção direta no sistema.

Granberry; Harrison; Kelley (2012) também utilizaram a aplicação de cloro para amenizar a formação de mucilagem bacteriana e ressaltam que o cloro funcional nesse combate é apenas o cloro que não se associa a matéria orgânica e que este pode causar sérios riscos ecológicos posteriores.

Mantovani (2002) e Vieira (2002) utilizaram hipoclorito de sódio e ácido fosfórico na desobstrução de gotejadores e constataram que o uso de hipoclorito de sódio possui uma boa relação benefício/custo, apesar de ácido fosfórico ser mais eficiente possui elevado custo de operação.

Hipoclorito de sódio foi usado por Cordeiro (2002) e Ribeiro; Paterniani (2008) com bons resultados da desobstrução de gotejadores utilizando água ferruginosa.

3.7.2. Método mecânico

O impacto mecânico com o uso de ar comprimido também foi usado por Mantovani (2002) e Vieira (2002) mostrando que esta alternativa é viável com resultados interessantes principalmente quando se trabalha com produção orgânica, que impede o uso de produtos químicos. Cararo e Tarlei (2007), Vieira (2004) usaram ar comprimido para minimizar a obstrução dos gotejadores com a formação de biofilme.

A utilização de ar comprimido, em teste realizado em laboratório, mostrou-se mais eficiente do que métodos químicos na desobstrução de gotejadores quando a obstrução foi causada por partículas sólidas como argila, silte e areia e não química pela deposição mineral (TEIXEIRA; COELHO; SILVEIRA, 2010).

3.7.3. Método microbiológico

A utilização de microrganismos na desobstrução de gotejadores é uma tecnologia nova e pouco difundida no Brasil. O uso de bactérias inibidoras de biofilme pode ser uma alternativa viável. As bactérias são seres unicelulares aclorofilados, microscópicos, que se produzem por divisão binária. Elas são células esféricas ou em forma de bastonetes curtos com tamanhos variados, alcançando às vezes micrômetros linearmente.

3.8. O uso de bactérias no desentupimento de gotejadores

O uso de bactérias na inibição da formação de biofilmes foi feito por Sahin et al. (2005) com bactérias do gênero *Bacillus* e do gênero *Burkholderia*. Observaram que estas bactérias minimizam o entupimento biológico de gotejadores.

Batista (2007) avaliou o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento utilizando a aplicação de água residuária da suinocultura, no qual foram identificadas como componentes do biofilme os microrganismos bacilos curvos, bacilos em pares, cocos bacilus, filamentos e bactérias semelhantes a *Methanosaeta* e

Methanosarcina e diatomáceas, o que também ficou evidente em outros trabalhos como os de Luiz (2007) e Morais e Paula Júnior (2004).

A utilização do gênero *Bacillus* ssp está ligada ao fato de ser manipulada facilmente em laboratório. A relativa facilidade de isolamento de culturas bacterianas deste gênero foi exemplificada em vários trabalhos que ressaltaram sua utilização nos Postulados de Koch que descobriu a bactéria bacilos causadora da tuberculose, a espécie *Mycobacterium tuberculosis* ou Bacilo de Koch (JORGE, 2010).

Batista et al. (2006), Batista et al. (2007) e Airoidi (2007) confirmam que a incorporação de pré-filtros e pré-tratamentos como a filtração lenta pode ser efetiva na melhor do desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento, operando com água residuária.

A competição pelos nutrientes e a acumulação de metabolitos tóxicos produzidos pelas espécies colonizadoras limitam a diversidade de espécies num biofilme (SAHIN et al., 2005).

A escolha de bactérias dos gêneros *Bacillus* ssp e do gênero *Burkholdria* ssp partiram de testes realizados por Sahin et al. (2005) e estudos anteriores. Estas pesquisas constataram que as bactérias possuem atividade antagonista e produzem substâncias que inibem o desenvolvimento de outras bactérias presentes no biofilme.

3.9. Uniformidade de aplicação de água e eficiência de irrigação

Do ponto de vista prático, a vazão média de emissores pode ser considerada um bom parâmetro para avaliar o processo de entupimento, sendo utilizado em todos os trabalhos pertinentes como os de Gilbert et al. (1979), Nakayama et al. (1977) e Ravina et al. (1992) citados por Resende, 2000.

A uniformidade em sistemas de irrigação localizada pode ser afetada por fatores hidráulicos, atmosféricos, falta de manutenção dos equipamentos e baixa qualidade da água de irrigação, resultando em aplicações insuficientes ou excessivas que causam prejuízos à produtividade (SILVA, 2003; SILVA, 2005).

Trabalhos demonstram a ocorrência do entupimento total ou parcial em sistemas de irrigação localizada por gotejamento quando da utilização de águas residuárias. Estes trabalhos evidenciam os problemas relacionados pelo entupimento como a redução da vazão, a desuniformidade de aplicação de água e a redução da eficiência de irrigação (RESENDE, et al. 2000; RESENDE, et al. 2001; VIEIRA et al. 2004).

Reis et al. (2005), avaliaram a uniformidade, o manejo e a eficiência de projetos de irrigação por gotejamento, e mesmo sem a utilização de água residuária, em todos os sistemas de irrigação o coeficiente uniformidade de distribuição foi inferior ao recomendado para sistemas de irrigação localizada, que é de 90%. A lâmina real necessária à planta foi inferior à aplicada pelo irrigante para o período avaliado e o manejo da irrigação foi incorreto em todos os sistemas testados.

Batista et al. (2006) demonstram que utilizando água residuária de esgoto doméstico ocorre a formação de biofilme resultante da interação entre colônias de bactérias e algas que propiciam o entupimento dos gotejadores e redução nos valores de Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) e Coeficiente de Uniformidade de distribuição (CUD).

3.10. Importância da filtração de águas residuárias para uso de irrigação

Os mecanismos de filtração podem ser divididos em três tipos: filtros de tela, filtros de discos e filtros de areia. Os filtros de tela e disco podem ser classificados como de elementos de filtração mecânica ou de superfície. Já os filtros de areia utilizam processos de filtração que se baseiam no princípio de que os poros do meio filtrante são menores que o diâmetro das partículas a serem filtradas, a retenção dessas partículas é conseguida por processos físico-químicos (RIBEIRO, et al., 2005).

Ribeiro, et al. (2005) ressaltam que a perda de carga em dois filtros, um de disco e outro de manta sintética não-tecida, em um sistema de irrigação por gotejamento. Demonstraram que os parâmetros químicos que apresentaram médio risco de obstrução aos emissores foram: pH, ferro e sulfetos. Os parâmetros físicos e biológicos analisados apresentaram baixo risco de entupimento dos emissores. E que

no filtro de manta sintética não-tecida a evolução da perda de carga foi mais acentuada e mais rápida em relação ao de disco.

Já Batista et al. (2006), utilizando água residuária de esgoto doméstico demonstraram que apenas a filtração não se mostra eficiente na inibição da formação de biofilme e conseqüente obstrução parcial ou total dos gotejadores, ocorrendo decréscimo nos valores do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) e Coeficiente de Uniformidade de distribuição (CUD) ao longo do tempo de irrigação.

Batista et al. (2008), analisaram a remoção de sólidos suspensos por filtros de membrana e de discos em sistemas de irrigação por gotejamento, operando com esgoto sanitário tratado. Quantificaram os sólidos suspensos das amostras e concluíram que o esgoto sanitário tratado apresentou um grande potencial para obstrução de sistemas de filtração.

3.11. Importância dos pré-tratamentos no uso de águas residuárias na irrigação

3.11.1. Tratamento preliminar

Trata-se de remover poluentes que podem causar problemas operacionais na estação de tratamento ou aumentar o serviço de manutenção de equipamentos bem como parte dos sólidos em suspensão sedimentáveis e parte da matéria orgânica. Utilizam-se opções físicas como peneiramento e sedimentação.

A remoção da fração sólida grosseira é realizada por peneiras ou grades já a areia contida nos esgotos é retirada utilizando desarenador, constituído de uma caixa de sedimentação ou caixa de passagem onde os grãos de areia se depositam devido à sua maior densidade (Von SPERLING, 2005).

3.11.2. Tratamento primário

Após o tratamento preliminar, que retira apenas os sólidos grosseiros em suspensão, o tratamento primário aumenta a eficiência de remoção de sólidos em suspensão que são a fração orgânica do esgoto (Von SPERLING, 2005). Este autor esclarece que a remoção por sedimentação, que é considerado um processo simples de remoção, implica em redução da carga de demanda biológica de oxigênio (DBO) em 25% a 30%.

O processo mais utilizado é o uso de decantadores, que podem ser retangulares ou circulares. Nestes locais o esgoto escoar em velocidade lenta onde os sólidos podem decantar no fundo e a parte mais leve como graxas e óleos se acumulam na superfície por terem menor densidade que o líquido do esgoto (Von SPERLING, 2005).

3.11.3. Tratamento secundário

O principal objetivo do tratamento secundário é a remoção de matéria orgânica dissolvida, causadora da DBO solúvel ou filtrada, e da matéria orgânica em suspensão, causadora da DBO suspensa ou particulada, que não é removida em processos físicos de remoção de matéria orgânica (Von SPERLING, 2005).

Von Sperling (2005) ainda sugere a possibilidade de utilização de vários tipos de tratamentos secundários ou a combinação deles. Os mais comuns são: Lagoas de estabilização e suas variantes; Processos de disposição sobre o solo; Reatores anaeróbios; Lodos ativados e suas variantes; e Reatores aeróbios com biofilmes.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Localização da área experimental

O experimento foi realizado no módulo de avaliação de desempenho de gotejadores na Unidade-Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada (UTAR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa-MG. A UTAR, construída como suporte técnico a experimentos relacionados à linha de pesquisa de medidas de recuperação de gotejadores obstruídos com biofilme, é formado por uma estação elevatória e unidades de tratamento de água residuária de origem doméstica, abastecida com esgoto proveniente do condomínio residencial Bosque do Acamari.

Na linha de derivação de cada unidade de fertirrigação foram inseridos sete conectores para a instalação de sete linhas laterais com 12 m de comprimento, sendo três linhas laterais utilizadas como testemunha e as outras quatro para aplicação das três diferentes colônias de bactérias do tratamento biológico. As unidades de fertirrigação foram montadas sobre três plataformas de testes, construídas em concreto impermeabilizado, nas dimensões de 1 m de largura por 12,0 m de comprimento, com declividade transversal de 2%. Uma canaleta com 0,2 m de profundidade e declividade longitudinal de 1% foi construída ao longo da lateral mais baixa da plataforma, com a finalidade de coletar e retirar da plataforma a água aplicada pelos gotejadores e retorná-la ao sistema em um sistema de recirculação fechada (Figura 3).



Figura 3 - Vista geral da plataforma ou rampa de teste da unidade de fertirrigação na Unidade-Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada (UTAR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa- MG.

4.2. Descrição do sistema de irrigação por gotejamento

Cada unidade de fertirrigação era constituída por reservatório de $0,25 \text{ m}^3$, para armazenamento do esgoto, um conjunto motobomba de 1,5 cv, válvula de pé, filtro de disco de 120 mesh (Figura 4). E tubos de PVC com diâmetro nominal de 32 mm e sete linhas laterais com registro e gotejador plano do modelo Naan Paz 10, com as seguintes especificações técnicas: autocompensante, vazão nominal de $2,2 \text{ L h}^{-1}$, espaçamento entre gotejadores de 0,50 m e variação de pressão de 20 a 40 kPa (Figura 5).



Figura 4 - Componentes principais do sistema de irrigação localizado por gotejamento: (a) reservatório de esgoto água residuária; (b) válvula de pé; (c) conjunto motobomba; (d) filtro de disco; (e) linha principal de PVC, e (f) linhas laterais.

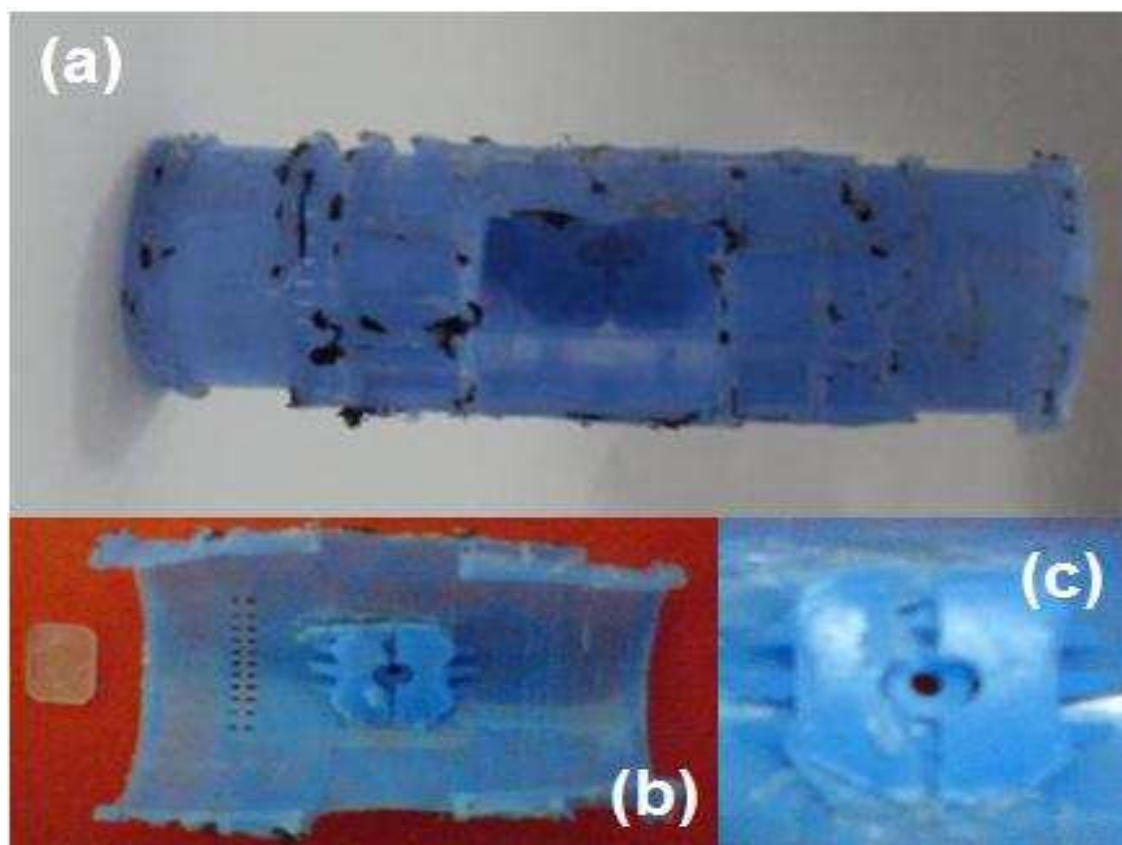


Figura 5 - Gotejador Naan-Dan retirado do tubo gotejador. (a) tubo gotejador inteiro. (b) tubo gotejador partido ao meio com a visão do orifício do gotejador e a membrana que o torna autocompensante. (c) detalhe do orifício do gotejador.

4.3. Descrição dos tratamentos experimentais utilizados

Na 1ª fase, as unidades de fertirrigação funcionaram diariamente por oito horas, com águas residuárias diferentes: esgoto doméstico bruto (EDB) (Figura 6), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) (Figura 7) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL) (Figura 8), até completar 300 horas de funcionamento. A cada 50 horas mediu-se a vazão de todos os gotejadores de cada linha lateral (volume de esgoto aplicado pelo gotejador) durante três minutos. Com os dados desta medição calcularam-se os dois coeficientes de uniformidade de Christiansen (CUC) e de Uniformidade de Distribuição (CUD). Os valores de vazão (Q), de CUC, de CUD e os resultados das análises microbiológicas e químicas formaram o conjunto de indicadores utilizados na escolha do tipo de água residuária mais adequado para se prosseguir com o experimento.



Figura 6 - Tanque séptico que armazena esgoto doméstico bruto.



Figura 7 - Rampa de escoamento superficial para tratamento do esgoto.



Figura 8 - Lagoa Facultativa para tratamento de esgoto.

Em uma 2^o fase do experimento o sistema funcionou diariamente por oito horas, aplicando-se a água residuária identificada na primeira fase, até completar 250 horas de funcionamento. Novamente, a vazão foi medida durante três minutos a cada 50 horas e os indicadores de uniformidade calculados. A meta nesta fase era apenas provocar a obstrução dos gotejadores, com provável formação do biofilme, para viabilizar o teste de eficiência das colônias de bactérias na terceira e última fase.

Na 3^o fase do experimento foram utilizadas três colônias de bactérias inibidoras de formação de biofilme, como agentes de desobstrução dos gotejadores. Foram usadas cepas de *Bacillus subtilis* pertencentes à Coleção de Culturas do Laboratório de Biotecnologia e Biodiversidade/BIOAGRO/UFV, desenvolvidas a partir dos microrganismos presentes nos biofilmes formados nos gotejadores. As deferentes cepas de colônias de bactérias foram identificadas como colônia “111 A”, colônia “155” e colônia “RI 4914” (Figura 9). Elas foram armazenadas em recipientes de vidro devidamente esterilizados, identificadas por códigos e transportadas em caixa térmica com gelo para garantir sua vitalidade até o momento

da aplicação no sistema de gotejamento. Utilizou-se colônias no nível populacional de 10^9 UFC mL⁻¹ (unidades formadoras de colônias por mililitro).

Cada colônia foi aplicada nas linhas laterais do sistema de irrigação por gotejamento, para desobstruir os gotejadores obstruídos com o biofilme, visando retomar a vazão normal ao longo do tempo, assim como, utilizado por Sahin et al. (2005). Nesta fase foram avaliados, também, a vazão dos emissores e a uniformidade de distribuição.



Figura 9 – Frascos com diferentes cepas da bactéria utilizadas no experimento para desobstrução do sistema de gotejadores, colônia “111 A” aplicada na plataforma 1, colônia “155” aplicada na plataforma 2 e colônia ”RI 4914” aplicada na plataforma 3.

Para se aplicar as colônias de bactérias no sistema de irrigação foi preciso determinar o volume de água necessário para diluição. O volume total mínimo

suficiente para escoar pelos gotejadores foi de 5,25 litros por mangueira de tubos gotejadores ou 21 litros para todo o sistema (Figura 10).



Figura 10 - Balde e tambor utilizados na diluição das três cepas da bactéria que foi aplicadas no experimento.

Para que as bactérias escoassem por toda a mangueira foram abertos os fins de linha e colocados sobre um anteparo de modo que quando a sucção terminasse as bactérias ainda continuassem na mangueira por uma hora, tempo necessário para a fixação das bactérias na tubulação e o início de seu desenvolvimento, segundo orientação do Laboratório do Departamento de Biotecnologia (Figura 11).

Apenas as linhas L1, L2, L3 e L4 de cada rampa experimental receberam as bactérias. As linhas restantes, (L5, L6 e L7) foram às testemunhas, sem aplicação das bactérias. A plataforma de teste 1 recebeu a colônia de bactérias “111 A”, a plataforma 2 recebeu a colônia de bactérias “155” e a plataforma 3 a colônia de bactérias “RI4914”



Figura 11 - Linhas laterais abertas (L1, L2, L3 e L4) para garantir o contato de todos os gotejadores com as três cepas da bactéria que foram inoculadas.

Na figura 12 apresenta-se uma composição de fotos feitas no momento da aplicação das colônias de bactérias. As fotos (a) e (b) mostram a diluição das colônias de bactérias aplicadas nas plataformas 3 e 2, respectivamente. A foto (c) mostra a realização da primeira leitura da vazão dos gotejadores das três plataformas de escoamento superficial após 1 hora da inoculação das bactérias. A partir daí foram realizadas novas medições de 16 em 16 horas até se completarem 64 horas de leitura.



Figura 12 – Sequência de aplicação das bactérias no sistema de irrigação (a) e (b). E na figura (c) a realização da primeira avaliação após a aplicação das bactérias.

4.4. Avaliação do sistema de gotejamento

Durante o período dos testes foram realizadas análises físicas, químicas, bioquímicas e microbiológicas das águas residuárias utilizadas. Os valores da temperatura, pH e condutividade elétrica foram medidos “in loco”. A análise dos sólidos totais, sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, potássio total e de coliformes totais foram

realizadas no Laboratório de Qualidade da Água (DEA/UFV), segundo a metodologia descrita no Standard Methods (APHA, 1998).

No cálculo da uniformidade de aplicação de efluente foram utilizadas as equações 1 e 2 propostas por Keller; Karmeli (1975) e Bralts et al. (1987), respectivamente.

Equação (1)

$$CUC = 100 \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |Q_i - \bar{Q}|}{n_e \times \bar{Q}} \right]$$

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.

Equação (2)

$$CUD = 100 \times \frac{Q_{25\%}}{\bar{Q}}$$

em que:

CUD = coeficiente de uniformidade de distribuição em %;

$Q_{25\%}$ = valor médio dos 25% menores valores da vazão observada, L h⁻¹; e

\bar{Q} = vazão média dos gotejadores, L h⁻¹.

4.5. Análise estatística

O experimento foi conduzido em três fases distintas.

A primeira fase o experimento seguiu um esquema de parcela subdividida, tendo como parcela os tipos de água residuárias; esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL) e nas subparcelas os tempos (0, 50, 100, 150, 200, 250 e 300 horas) de avaliação em delineamento inteiramente ao acaso (DIC) com sete repetições.

Os dados foram analisados por meio de análise de variância e de regressão. As médias do fator qualitativo (tipo de esgoto) foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey adotando um nível de 5% de probabilidade. Para o fator quantitativo os modelos foram escolhidos baseados na significância do coeficiente de regressão, no coeficiente de determinação ($R_2 = SQ_{regressão} / SQ_{tratamento}$) e no comportamento biológico.

A segunda fase foi realizada para promover a obstrução do sistema de fertirrigação por gotejamento pela formação do biofilme e possibilitar a aplicação dos tratamentos com as três diferentes cepas da bactéria utilizada no experimento.

Na terceira fase seguindo-se um esquema de parcela subdividida, tendo como parcelas as três colônias de bactérias denominadas colônia “111 A”, colônia “155” e colônia “RI 4914”. E como subparcelas os tempos 0, 16, 32, 48 e 64 horas de avaliação em delineamento inteiramente ao acaso (DIC) com sete repetições. Os dados foram analisados por meio de análise de regressão.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para facilitar a compreensão os resultados foram apresentados passo a passo seguindo as três fases do experimento. Em cada fase foi feita uma análise descritiva

(tabular e gráfica) sob o ponto de vista da qualidade do esgoto e do desempenho hidráulico do sistema seguido da análise estatística.

5.1. Primeira fase do experimento: escolha da água residuária mais propícia à formação do biofilme

5.1.1. Qualidade do esgoto

Considerando-se que o principal objetivo da pesquisa é testar a viabilidade do uso de bactérias para desobstruir os gotejadores em sistemas de irrigação por gotejamento, a água residuária mais apropriada para o experimento é aquela que apresenta as melhores condições para formação do biofilme que entope o sistema. Daí a necessidade de se escolher uma das três alternativas. Isto foi feito inicialmente, por análises, química, microbiológica, bioquímica e física dos esgotos utilizados. Mas, a identificação da alternativa que proporciona água residuária que menos entope, também é importante.

Assim, verificou-se que o esgoto doméstico bruto (EDB) apresenta menor basicidade ($\text{pH}_{\text{EDB}} = 7,05$) do que esgoto doméstico tratado por rampa (EDR) ($\text{pH}_{\text{EDR}} = 7,24$) e o esgoto doméstico tratado por lagoa (EDL) com $\text{pH}_{\text{EDL}} = 7,35$ (Tabela 2). O valor de pH encontrado no EDB pode ser maior devido a atividade bacteriana de divisão e multiplicação celular cujas reações químicas liberam H^+ no esgoto bruto (rico em nutrientes), acidificando o meio, portanto, tornando-o menos básico. Segundo Von Spering (1996) os sistemas de tratamento de esgotos por rampa de escoamento superficial e por o tratamento por lagoa facultativa possuem eficiência de remoção de nutrientes e indiretamente de bactérias em torno de 60% e 90% o que mantém o pH destes esgotos menos básico.

Segundo Ayrs e Westcot (1999), a faixa normal de pH que indica boa qualidade de água para irrigação está entre 6,5 a 8,4. Neste sentido os três tipos de esgoto podem ser utilizados na fertirrigação, mas isto não significa que oferecem o mesmo potencial de formação dos biofilmes obstrutores dos gotejadores. Utilizando o pH dos parâmetros desenvolvidos por Gilbert e Ford (1986) apud Mantovani

(2006), os esgotos utilizados no experimento podem ser considerados de pH moderado segundo Von Sperling (1996). Este autor, em pesquisa com águas residuárias provenientes de esgoto doméstico bruto, encontrou que normalmente estas possuem pH de 6,7 a 7,5, resultado semelhante ao desta pesquisa.

A condutividade elétrica no esgoto bruto ($CE_{EDB} = 0,882 \text{ dSm}^{-1}$) foi maior do que nas outras duas águas residuárias ($CE_{EDR} = 0,734 \text{ dSm}^{-1}$ e $CE_{EDL} = 0,533 \text{ dSm}^{-1}$). Utilizando o critério de Ayres e Westcot (1999), o EDB e o EDR podem ser classificados como ligeiro a moderado potencial de salinização enquanto o EDL não apresenta risco de salinização ou de sodificação. O resultado é um pouco diferente quando se utiliza como parâmetro de avaliação a proposta do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, apresentada por Bernardo; Soares e Mantovani (2006). Neste caso o EDB de alta salinidade, o EDR salinidade moderada e o EDL seria classificado de salinidade baixa.

Os valores encontrados na contagem de coliformes totais e fecais (Tabela 2) são classificados como de alto potencial para provocar o entupimento de gotejadores, segundo Batista (2004), portanto, este indicador, sozinho, não permite a escolha do melhor esgoto para a fase seguinte do experimento.

Quanto à demanda química e biológica por oxigênio, os valores encontrados não permitem o lançamento de nenhum das três águas residuárias analisadas diretamente nos corpos de água, segundo a legislação do Estado de Minas Gerais contidas na COPAM (1986), COPAM (1995) e CONAMA (2005). Mas, podem ser usadas para fins de fertirrigação desde que sejam tomados os devidos cuidados para que não causem poluição ou contaminação do solo ou de cursos d'água.

Tabela 2 - Características químicas, microbiológicas, bioquímicas e físicas do esgoto doméstico bruto, esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial e esgoto doméstico tratado com lagoa facultativa utilizado no sistema de irrigação localizada por gotejamento

| Amostra | Temp | pH | CE | CT | CF | DQO | DBO | ST | SS | N(total) | P(total) | K(total) |
|------------|------|------|----------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------|-----|-------|-------|----------|----------|----------|
| | (°C) | | μScm^{-1} | NMP/100 ml | | mg L ⁻¹ | | | | | | |
| EDB | --- | 7,05 | 882 | 62,4 x 10 ⁵ | 22,8 x 10 ⁵ | 617,4 | 318 | 675,5 | 236,6 | 8,904 | 10,32 | 17,8 |
| EDR | --- | 7,24 | 734 | 120,3 x 10 ⁵ | 8,16 x 10 ⁵ | 480,2 | 174 | 576,0 | 218,3 | 5,512 | 7,38 | 14,6 |
| EDL | --- | 7,35 | 533 | 38,73 x 10 ⁵ | 5,04 x 10 ⁵ | 264,6 | 60 | 484,5 | 108,3 | 2,544 | 4,99 | 14,6 |

Sendo: T – temperatura (°C); pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica (μScm^{-1}); CT – coliformes totais (NMP/100 ml); CF – coliformes fecais (NMP/100 ml); NMP – número mais provável; DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); DBO – Demanda Biológica de Oxigênio (mg L⁻¹); ST – Sólidos Totais (mg L⁻¹); SS – Sólidos em Suspensão (mg L⁻¹); N (total) – Nitrogênio total (mg L⁻¹); P (total) – Fósforo total (mg L⁻¹); K (total) – Potássio total (mg L⁻¹).

A presença de altas concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos é um dos principais fatores que contribuem para a ocorrência de obstrução de gotejadores. Sólidos suspensos acima de 100 mgL^{-1} na água utilizada na irrigação potencializa a ocorrência de obstrução do sistema (Gilbert e Ford (1986) citado por BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006) . Logo os valores encontrados nos três tipos de águas residuárias utilizadas no experimento, todos acima de 100, as classificam como severas quanto ao potencial de obstrução (Tabela 2). Os maiores valores, entretanto, foram encontrados no EDB.

A presença dos macronutrientes, N, P e K nas amostras analisadas estavam abaixo do que Von Sperling (1996) encontrou em esgoto doméstico. Isto ocorreu até mesmo com o esgoto doméstico bruto (EDB) que apresentou os maiores valores de nitrogênio total nas três fontes de esgoto, ($N_{\text{total EDB}} = 8,904 \text{ mgL}^{-1}$).

Estes baixos ou moderados valores de N total, P total e K total, encontrados nas amostras dos esgotos estudados, podem dificultar a formação do biofilme no sistema de irrigação localizada por gotejamento. Apesar disto, vale ressaltar, o EDB apresenta maior disponibilidade destes elementos químicos, favorecendo sua escolha para a fase seguinte do experimento.

5.1.2. Desempenho hidráulico do sistema de irrigação

O desempenho hidráulico do sistema de irrigação fertirrigando com os diferentes tipos de esgotos do experimento resultaram em queda neste desempenho. Os coeficientes de Q, CUC e CUD se comportam de maneira a diminuir ao longo do tempo (Tabela 3). Existem muitos trabalhos que evidenciam esta queda da eficiência e na uniformidade de irrigação ao longo do tempo para sistemas que utilizam gotejadores com água subterrânea. El-Qousy et al. (2006) mostram claramente em seu trabalho que o sistema de irrigação por gotejamento não consegue trabalhar na margem aceitável de 90% para os valores de CUC e CUD sugeridos por Mantovani (2002).

No caso do esgoto doméstico bruto a vazão cai drasticamente da primeira medida para a segunda, aumenta até às 200 horas de funcionamento e torna a

diminuir daí em diante até seu valor mínimo ao final das 300 horas de funcionamento do sistema de irrigação.

Já para o esgoto tratado por rampa de escoamento superficial observa-se que todos os três indicadores de desempenho hidráulico mantiveram-se relativamente estáveis (quando comparado com o do EDB) durante todo o período de irrigação. A vazão manteve-se alta, quase todo o tempo. Seu menor valor ($1,87 \text{ Lh}^{-1}$) ocorreu na medição de 150 horas, mesmo assim caiu 15% em relação ao valor nominal ($2,20 \text{ Lh}^{-1}$). Portanto, para estas condições experimentais, o sistema de tratamento com rampa possui alta eficiência de remoção de nutrientes presentes na água dificultando a formação de biofilmes no sistema de irrigação, o que é ruim para fertirrigação por não contribuir com nutrientes para a cultura fertirrigada. E no caso do presente experimento essa água residuária não é recomendada para a fase seguinte do experimento.

Os resultados das medições na plataforma que recebeu água residuária da lagoa mostram comportamento muito semelhante à água residuária de rampa de escoamento superficial o que sugere baixa eficiência na formação de biofilme, dificultando a obstrução ou mesmo o entupimento parcial dos gotejadores da fertirrigação em questão.

O comportamento da vazão quando da utilização do esgoto tratado por lagoa facultativa demonstrou que os valores da Q oscilaram entre $1,66 \text{ Lh}^{-1}$ e $2,12 \text{ Lh}^{-1}$. A vazão nominal destes gotejadores era de $2,2 \text{ Lh}^{-1}$, portanto a variação que foi identificada fica muito próxima à percentagem de variação de fabricação ($\text{CVF} = 4\%$) que seria de $2,0 \text{ Lh}^{-1}$ a $2,4 \text{ Lh}^{-1}$, mesmo sabendo que esta consideração só possa ser utilizada quando comparada com gotejadores novos, assim como fizeram Faria; Coelho; Resende (2004).

Na tabela 3 pode ser observado que os três tipos de água residuária utilizados não apresentaram grande diferença entre si quanto aos coeficientes de uniformidade de distribuição ao longo do tempo.

O comportamento da vazão (Q) ao longo do tempo, medido pelo teste de Tukey mostra que o EDB apresenta diferença significativa a 5% de probabilidade entre a primeira medida e as demais. Há inicialmente uma queda brusca, flutua daí

em diante até reduzir-se bastante na última medição às 300 horas de funcionamento do sistema. Os outros dois tipos de água residuária (colunas 3 e 4 da mesma tabela) não apresentaram diferenças significativas. Estes resultados confirmam a decisão de se prosseguir na segunda fase do experimento apenas com o EDB já que os demais esgotos EDR e EDL não apresentaram diminuição significativa nos valores de vazão ao longo do tempo.

O resultado de CUC, muito baixo, nas 300 horas de funcionamento merece uma explicação. O CUC é normalmente utilizado para avaliar o desempenho hidráulico dos sistemas de irrigação e não de fertirrigação. Acontece que na irrigação dificilmente ocorre obstrução de mais de 50% dos gotejadores de uma linha ou mesmo de todo o sistema de irrigação. Na fertirrigação, que é o caso deste experimento, ocorre o oposto, exatamente porque o objetivo desta fase do experimento é a obstrução do sistema para posterior aplicação dos tratamentos para desobstruí-la.

Ora, dado que o CUC trabalha com a média dos desvios absolutos da vazão em relação à vazão média como medida de dispersão, os dados originais mostraram que sempre que 50% ou mais dos gotejadores da linha avaliada apresentam valores iguais à zero (obstrução total) o valor de CUC torna-se negativo. Com o este coeficiente é expresso em porcentagem, o valor negativo não faz sentido. Por isso sempre que este comportamento foi observado no decorrer do experimento os valores negativos de CUC foram substituídos por zero na linha de gotejadores.

No caso do CUC encontraram-se diferenças significativas apenas entre as duas primeiras, as duas seguintes e as três últimas medições, para EDB. Resultado semelhante foi encontrado para EDR e nenhuma diferença significativa foi encontrada para EDL ao longo do tempo.

Comportamento semelhante se observa quanto à variação do CUD ao longo do tempo de funcionamento do sistema, exceto em duas medições. Há um pequeno aumento da primeira para a segunda medida (50 horas), queda brusca do valor de CUD na terceira medição, e aumento até às 200 horas e cai novamente chegando às 300 horas chegando a zero (Tabela 3).

Tabela 3 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, na primeira fase do experimento

| Tempo (horas) | Q Lh ⁻¹ | | | CUC (%) | | | CUD(%) | | |
|---------------|--------------------|-------------------|--------------------|------------------|-------------------|--------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| | EDB ⁺ | EDR ⁺⁺ | EDL ⁺⁺⁺ | EDB ⁺ | EDR ⁺⁺ | EDL ⁺⁺⁺ | EDB ⁺ | EDR ⁺⁺ | EDL ⁺⁺⁺ |
| 0 | 2,08a | 2,08a | 1,99a | 80,67a | 78,27a | 76,89a | 60,25a | 56,55a | 57,21a |
| 50 | 0,84b | 2,15a | 2,11a | 82,21a | 93,40a | 80,16a | 64,52b | 86,93a | 58,80b |
| 100 | 1,29b | 1,95a | 2,12a | 32,02c | 73,44b | 96,21a | 3,82c | 46,47b | 93,35a |
| 150 | 1,56b | 1,87a | 1,66ab | 39,54c | 67,50b | 95,97a | 6,21c | 34,92b | 93,44a |
| 200 | 1,69b | 2,20a | 2,10a | 51,91b | 83,14a | 76,30a | 13,82b | 65,66a | 53,15a |
| 250 | 1,41b | 2,05a | 2,08a | 27,24b | 93,93a | 82,72a | 0,80b | 88,13a | 68,88a |
| 300 | 0,75b | 2,10a | 1,79a | 1,30b | 79,22a | 67,83a | 0,00c | 56,66a | 35,02b |

Sendo: Q – vazão dos gotejadores; CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição. * médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si à nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey; + esgoto doméstico bruto; ++ esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial; +++ esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa.

Este comportamento indica a não ocorrência de entupimento do sistema de irrigação localizada por gotejamento ao longo do tempo de funcionamento o que pode ser explicado pela análise qualitativa da tabela 2, que evidenciou a baixa presença de nutrientes como o nitrogênio o fósforo e o potássio, quando se compara a água residuária utilizada neste experimento com o esgoto sanitário lançado nas estações de tratamento. Outra explicação para a baixa formação de biofilme, neste caso pode ser a boa eficiência na remoção de nutrientes por parte dos sistemas de tratamento por rampa de escoamento superficial que pode chegar de 60% a 90%, segundo Von Sperling (1996). E que foi de 61,9% na rampa de tratamento utilizada no experimento.

Analisando as Figuras 13, 14 e 15 observam-se com clareza, por exemplo, que o EDB apresenta vazão e CUC nitidamente abaixo das outras duas águas residuárias, desta forma ele foi selecionado para as fases seguintes do experimento.

Na figura 13 observa-se que o valor de vazão do esgoto doméstico bruto encontra-se abaixo das demais durante todo o funcionamento desta fase. Resende et al. (2001), encontraram em seus trabalhos o mesmo comportamento do esgoto doméstico bruto.

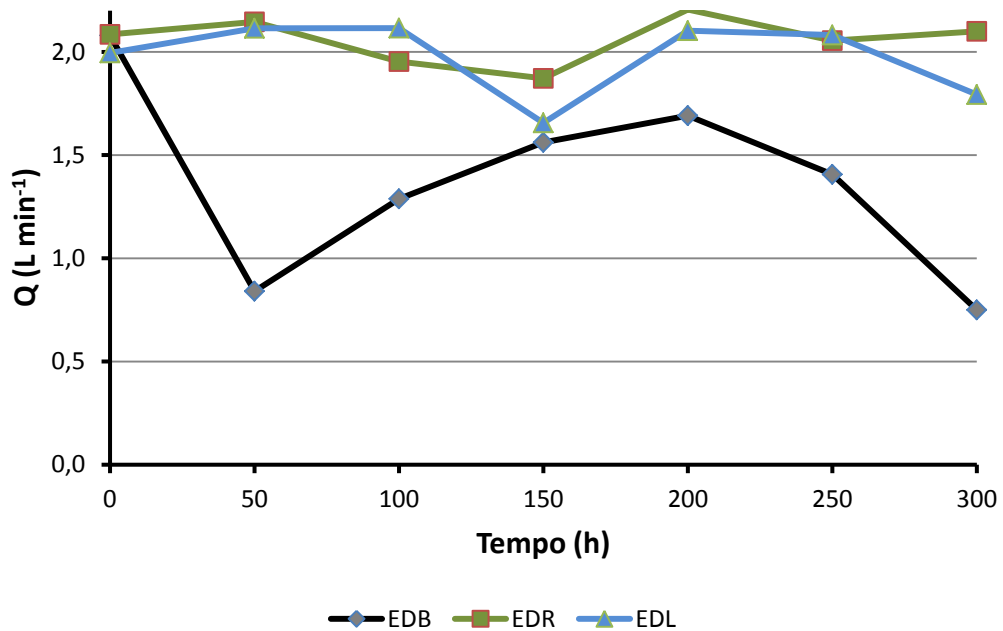


Figura 13 - Variação da Vazão (Q) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL).

O CUC apresentou uma variação estável ao longo do tempo, terminando às 300 horas de leitura com um valor de 67,83%. O comportamento de CUC durante o tempo de funcionamento do experimento mostra-se estável nas duas primeiras medidas (início e após 50 horas) seguido de uma queda significativa na terceira medida (100 horas) voltando a aumentar levemente até às 200 horas. Cai a seguir até seu nível mínimo (próximo de zero) com 300 horas de funcionamento (Figura 14).

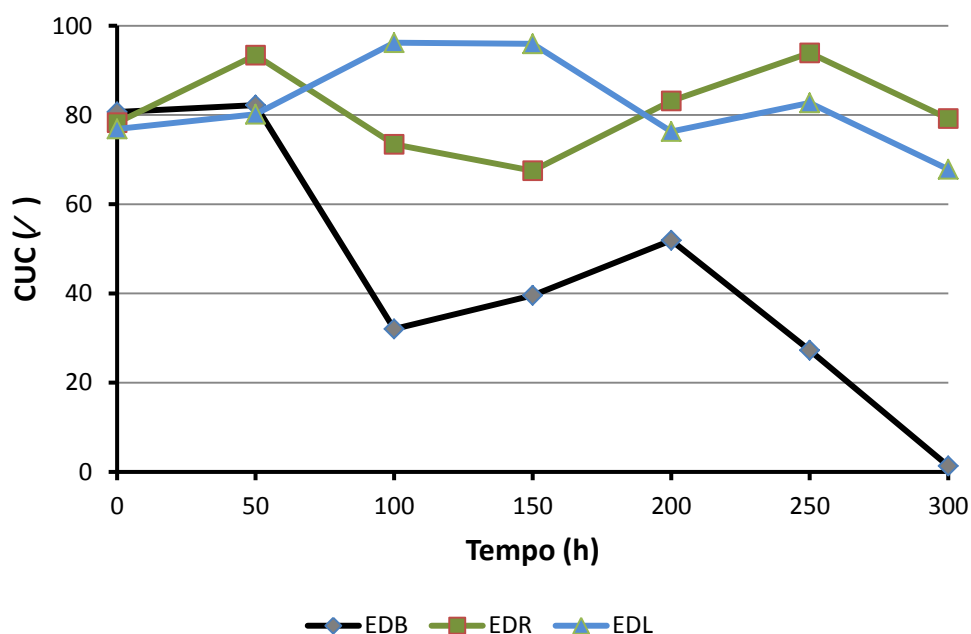


Figura 14 - Variação do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL).

Já CUD, para esgoto doméstico bruto, apresenta dois picos de elevação neste coeficiente às 50 horas de funcionamento e às 250 horas de funcionamento e mantendo-se um pouco acima de 56% à zero hora e 300 horas de funcionamento do sistema de fertirrigação por gotejamento (Figura 15). Na avaliação de CUD são consideradas inaceitáveis para as três águas residuárias utilizadas. Para o esgoto tratado por lagoa facultativa, por exemplo, o valor de CUD, no início do funcionamento do sistema foi próximo de 60,0% subindo a 93,4 às 150 horas e descendo novamente atingindo 35,0% em 300 horas de funcionamento (Figura 15).

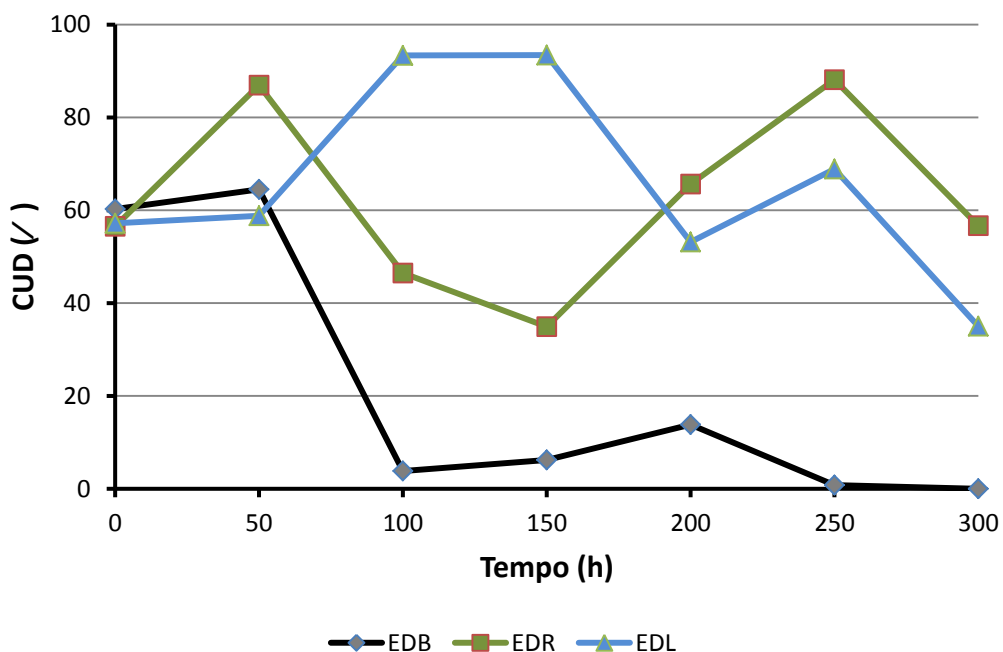


Figura 15 - Variação do Coeficiente de Distribuição (CUD) ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto (EDB), esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL).

A redução dos coeficientes CUC e CUD são coerentes com os resultados encontrados por Batista et al. (2006) e El. Qousy et al. (2006). Mas é importante salientar que na presente pesquisa os valores de CUC flutuaram ao redor de 80% e CUD ao redor de 60%, valores certamente muito baixos sob o ponto de vista de irrigação, mas compatíveis aos 81,4% e 81,7% encontrados por El. Qousy et al. (2006).

5.1.3. Análise estatística

Os resultados mostram (Tabela 4) que o tipo de esgoto, tempo e a interação são significantes ao nível de 5% de probabilidade. Nota-se também nesta tabela que o coeficiente de variação da vazão é menor do que os coeficientes de variação de CUC e CUD tanto nas parcelas quanto nas subparcelas.

Tabela 4 - Resumo da análise de variância obtida das variáveis Q, CUC e CUD em relação ao tempo de funcionamento para parcelas subdivididas, na primeira fase do experimento

| Fonte de variação | GL | QM | | |
|---------------------------|-----|------------------------|-------------|-------------|
| | | Q (L h ⁻¹) | CUC (%) | CUD (%) |
| Tipo de esgoto (E) | 2 | 6,8841 ** | 22132,13 ** | 29787,35 ** |
| Resíduo (a) | 18 | 0,0942 | 260,99 | 341,03 |
| Tempo (T) | 6 | 0,0667 ** | 2608,06** | 3206,38 ** |
| E x T | 12 | 0,5968 ** | 2407,38 ** | 4207,82 ** |
| Resíduo (b) | 108 | 0,0526 | 102,45 | 230,11 |
| CV (%) Parcela | | 17,01 | 37,09 | 45,19 |
| CV (%) Subparcela | | 12,71 | 14,56 | 30,49 |

** significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; CV - coeficiente de variação.

A tabela 5 apresenta as equações de regressão que melhor explicam o comportamento da variável CUC em função do tempo de funcionamento do sistema para os tipos de esgoto utilizados na primeira fase do experimento. Não há equações de regressão para os valores da variável CUD em função do tempo de funcionamento do sistema.

O modelo linear foi o que melhor se ajustou aos dados em relação a variável CUC com um coeficiente de determinação $R^2 = 75\%$. Apesar dos valores de R^2 serem considerados baixos o comportamento biológico e a significância do teste em nível de 1% de probabilidade explicam de maneira considerável o que ocorreu com o EDB. Quanto mais tempo de funcionamento do sistema menores são os CUC (Tabela 5).

Para o EDL o modelo que melhor explica o comportamento do CUC em função do tempo de funcionamento do sistema é o modelo quadrático com coeficientes de determinação 67%. Novamente estes comportamentos podem ser considerados devido ao nível de significância e do comportamento biológico. Quanto mais tempo de funcionamento do sistema menor os valores de CUC apresentados para o EDL (Tabela 5).

Tabela 5 - Equações de regressão ajustadas as variáveis CUC em função do tempo para cada tipo de esgoto

| Tipo de esgoto | Equações de regressão | R ² |
|--------------------|---|----------------|
| EDB ⁺ | $CUC = 80,1451 - 0,2344^{**}T$ | 0,75 |
| EDR ⁺⁺ | *** | *** |
| EDL ⁺⁺⁺ | $CUC = 76,2110 + 0,2240^{**}T - 0,0085^{**}T^2$ | 0,67 |

⁺ esgoto doméstico bruto; ⁺⁺ esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial; ⁺⁺⁺ esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa; ^{ns} – não significativo; * - significativo a 5% de probabilidade; ** - significativo a 1% de probabilidade.

5.2. Segunda fase do experimento: estabilização do sistema com esgoto doméstico bruto

Na segunda fase do experimento realizou-se a estabilização do sistema nas três plataformas de teste utilizando a água residuária selecionada na primeira fase que foi o esgoto doméstico bruto, sem passar por processos de tratamento algum. A estabilização do sistema consistiu na operação do sistema com esgoto bruto, proporcionando a obstrução do sistema de gotejadores pela formação do biofilme,

5.2.1. Desempenho hidráulico

Na plataforma 1 a vazão média dos gotejadores reduziu de 1,73 Lh⁻¹ para 1,34 Lh⁻¹ ao final das 250 horas de funcionamento do sistema de fertirrigação. O comportamento de CUC durante o funcionamento do experimento foi bastante semelhante ao ocorrido com a Q, onde o menor valor encontrado foi de 42,48% nas 250 horas de funcionamento do sistema. O valor do CUD também reduziu ao longo do tempo, mas apresentou uma queda mais acentuada de 200 para 250 horas de funcionamento do sistema, chegando a 2,17 (Tabela 6).

Na tabela 6 os valores de Q em relação ao tempo de funcionamento na plataforma 2 resultam em diminuição da vazão ao final das 250 horas de funcionamento do sistema de fertirrigação, comportamento semelhante ao da plataforma 1. Esses resultados demonstraram a ocorrência do entupimento (obstrução) do sistema de fertirrigação localizada por gotejamento ao longo do tempo

de funcionamento. O comportamento de CUC durante a variação do tempo de funcionamento do experimento (Tabela 6) mostra queda suave até o fim chegando a 62,21% às 250 horas de funcionamento. Os valores de CUD diminuem com o tempo, chegando a 28,5% às 250 horas de funcionamento. Os resultados de CUD abaixo de 30% demonstram a ocorrência de obstrução do sistema de fertirrigação localizada por gotejamento ao longo do tempo de funcionamento na segunda plataforma.

Os valores de vazão caem sistematicamente em relação ao tempo de funcionamento até o final das 250 horas de funcionamento do sistema de fertirrigação, na plataforma 3 (Tabela 6). Os valores de CUC diminuíram sistematicamente de 95,99% para 41,93% após 250 horas de funcionamento. A relação CUD e tempo de funcionamento do sistema de irrigação mostra um comportamento semelhante aos demais indicadores na plataforma 3. Sofre queda até às 250 horas de funcionamento do sistema.

Tabela 6 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, na segunda fase do experimento

| Tempo (horas) | Q (Lh ⁻¹) | | | CUC (%) | | | CUD (%) | | |
|---------------|-----------------------|------|------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|
| | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 |
| 0 | 1,73 | 1,89 | 2,01 | 71,37 | 87,36 | 95,99 | 39,33 | 73,12 | 93,62 |
| 50 | 1,61 | 1,70 | 1,76 | 68,83 | 81,19 | 87,48 | 31,67 | 59,26 | 73,58 |
| 100 | 1,64 | 1,63 | 1,71 | 70,41 | 74,50 | 81,97 | 35,65 | 45,96 | 61,10 |
| 150 | 1,58 | 1,65 | 1,65 | 66,55 | 73,51 | 73,85 | 28,17 | 46,20 | 43,70 |
| 200 | 1,48 | 1,63 | 1,61 | 61,49 | 73,54 | 69,20 | 21,37 | 47,22 | 35,75 |
| 250 | 1,34 | 1,55 | 1,39 | 42,82 | 62,21 | 41,93 | 2,17 | 28,92 | 12,95 |

Sendo: Q – vazão dos gotejadores; CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição. P1 – plataforma 1; P2 – plataforma 2; P3 – plataforma 3; + esgoto doméstico bruto; ++ esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial; +++ esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa.

As figuras 16, 17 e 18 mostram o comportamento da vazão, CUC e CUD, respectivamente nas plataformas 1, 2 e 3 de modo a se analisar seus comportamentos de maneira simultânea.

O comportamento destas variáveis é constante e semelhante nas três plataformas e mostra que o efeito plataforma não precisa ser levado em consideração nesta fase.

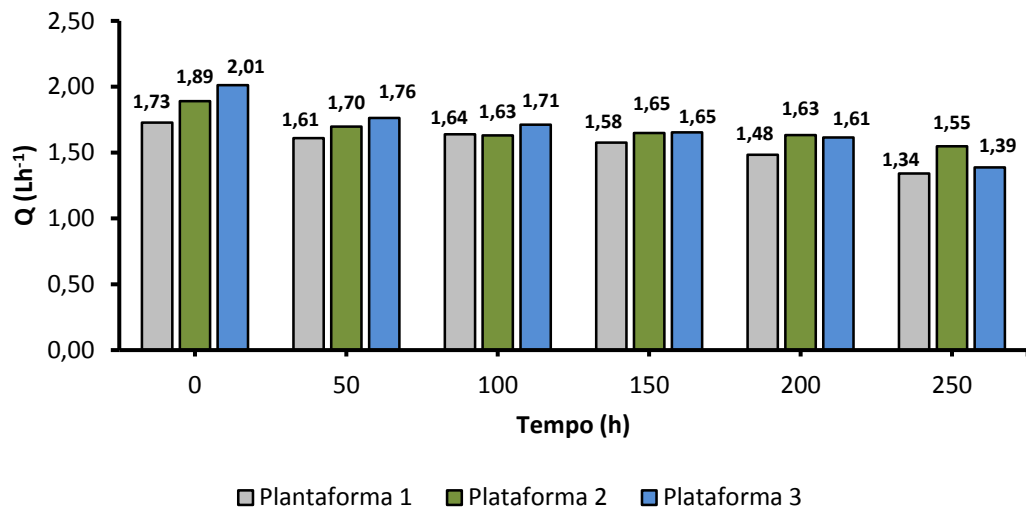


Figura 16 - Comportamento dos valores médios de Q ao longo do tempo do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento.

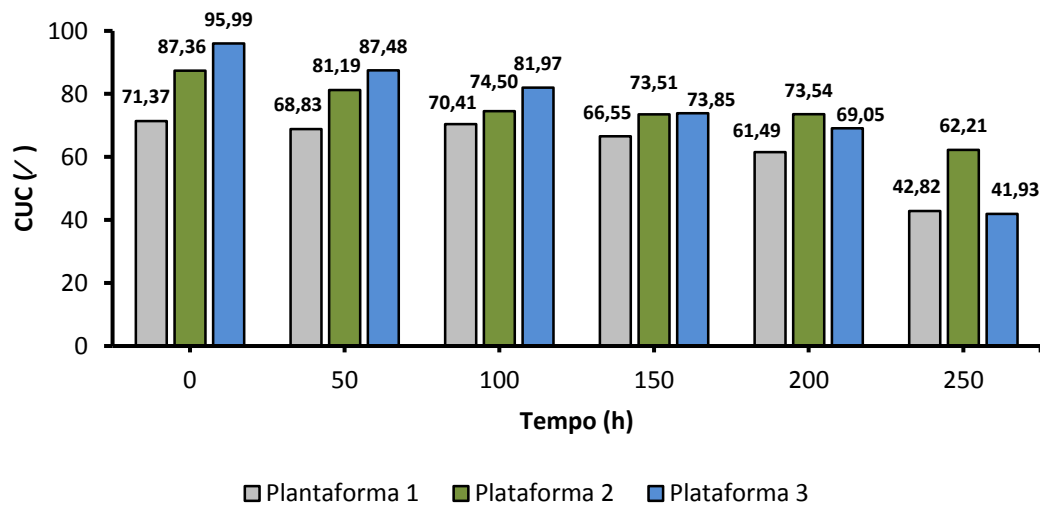


Figura 17 - Comportamento dos valores médios de CUC ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento.

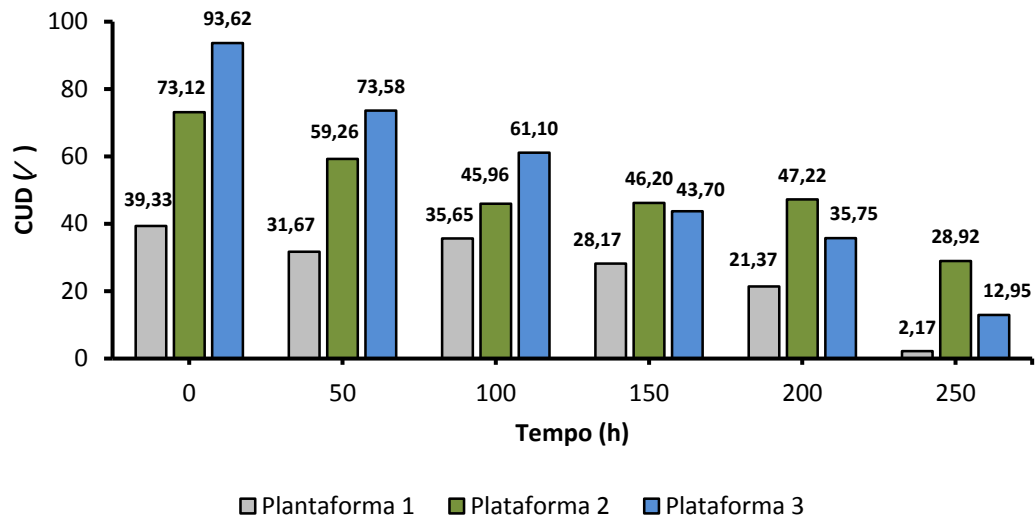


Figura 18 - Comportamento dos valores médios de CUD ao longo do tempo de aplicação do esgoto doméstico bruto nas três plataformas de teste do experimento.

Resumindo. Os demais valores de Q, CUC e CUD demonstram a ocorrência de obstrução do sistema de fertirrigação localizada por gotejamento ao longo do tempo de funcionamento, nas três plataformas, possibilitando a inoculação das colônias de bactérias desobstrutoras ou inibidoras da formação de biofilme na terceira fase do experimento. A interpretação dos gráficos mostrados nas figuras 16, 17 e 18 evidencia o resultado positivo e, portanto, o término da 2ª fase do experimento, porque o esgoto selecionado na 1ª fase já obstruiu o sistema de irrigação localizada por gotejadores com a formação do biofilme. Isto fica ainda mais claro observando-se a fotos apresentadas na Figura 19.



Figura 19 - Gotejadores demonstrando o acúmulo de biofilme e sedimentos no seu interior. (a) gotejador na plataforma 1; (b) gotejador na plataforma 2; (c) gotejador na plataforma 3.

5.2.2. Análise estatística

A melhor equação que descreveu o comportamento da vazão em função do tempo foi à equação linear. Nesta, a variação do tempo, influencia em 90,51% do comportamento da vazão. Quanto mais tempo se passava menor foi a vazão dos gotejadores (Tabela 7).

O CUC responde a uma equação quadrática onde este coeficiente responde significativamente ao longo do tempo com um coeficiente de determinação de 94%. Quanto mais se avança no tempo menor foi o CUC encontrado.

A equação que melhor descreveu o comportamento de CUD foi o modelo linear, com um coeficiente de determinação de 96%. Quanto mais tempo se passou menor foi o CUD encontrado.

Tabela 7 - Equações de regressão ajustada as variáveis Q e CUD para segunda fase do experimento

| Equações de regressão | R ² |
|--------------------------------|----------------|
| Q = 1,8302 – 0,0150***T *** | 0,91 *** |
| CUD = 37,9091 – 0,1596***T | 0,96 |

^{ns} – não significativo; * - significativo a 5% de probabilidade; ** - significativo a 1% de probabilidade.

5.3. Terceira fase do experimento: efeito da aplicação das colônias de bactérias na desobstrução dos emissores

Nesta fase do experimento foram aplicadas as três colônias de bactérias, nas linhas 1 a 4 de cada plataforma, visando desobstruir os gotejadores do sistema de fertirrigação. As linhas de 5 a 7 foram testemunhas.

5.3.1. Qualidade do esgoto ao final do experimento

As características químicas, microbiológicas, bioquímicas e físicas do esgoto doméstico bruto utilizado no sistema de irrigação localizada por gotejamento na fase inicial, após as 250 horas da segunda fase de funcionamento do sistema e após 64 horas da aplicação dos tratamentos com as bactérias desobstrutoras ou inibidoras da formação do biofilme estão na Tabela 8.

Iniciando pelo grau de acidez do esgoto doméstico bruto (único utilizado nas três fases) observa-se que o valor de pH variou pouco entre as três fases do experimento (Tabela 8). No início o EDB apresentou $\text{pH}_{\text{EDB}} = 7,05$, no fim da segunda fase caiu para $\text{pH}_{\text{EDB (250 horas)}} = 6,92$ e após a aplicação dos tratamentos com colônias de bactérias durante 64 horas, $\text{pH}_{\text{EDB (64 horas)}} = 6,95$. Estes são valores considerados normais para o uso na fertirrigação segundo Ayrs e Westcot (1999) e Von Sperling (1996).

A condutividade elétrica (CE) foi bem maior no início, com $\text{CE}_{\text{EDB}} = 0,882 \text{ dSm}^{-1}$ caiu para $\text{CE}_{\text{EDB (250 horas)}} = 0,704$ voltando a subir no final mas sem atingir o valor encontrado no início do experimento, $\text{CE}_{\text{EDB (64)}} = 0,793$. Segundo a classificação feita por Ayres & Westcot (1999) o EDB com $\text{CE}_{\text{EDB}} = 0,882 \text{ dSm}^{-1}$ apresenta ligeiro a moderado potencial de salinização e de disponibilização de água

enquanto o mesmo esgoto com $CE_{EDB(250 \text{ horas})} = 0,704 \text{ dSm}^{-1}$ e $CE_{EDB(64)} = 0,793 \text{ dSm}^{-1}$ apresentam risco de salinização se usado na fertirrigação. Estas variações nos valores da condutividade elétrica do esgoto bruto durante o experimento ocorreram devido a possíveis variações na composição do esgoto ou no tempo de estocagem do mesmo antes de sua utilização na fertirrigação. Os metais presentes no esgoto formam precipitados e se acumulam no lodo das caixas de sedimentação. Na segunda fase do experimento foi instalada uma caixa de passagem antes da coteta do esgoto para a fertirrigação. Este acréscimo no tempo de permanência do esgoto antes de entrar na fertirrigação possibilitou maior formação de precipitados, alterando assim a composição de metais pesados no esgoto e sua capacidade de conduzir eletricidade.

As concentrações de coliformes totais e fecais encontradas nas duas últimas fases do experimento são muito mais elevadas do que no início. Com esses valores, o esgoto apresenta alta suscetibilidade ao entupimento de gotejadores segundo Batista (2004).

Os valores da demanda química de oxigênio (DQO), $DQO_{EDB} = 617,40 \text{ mgL}^{-1}$, $DQO_{EDB(250 \text{ horas})} = 413,60 \text{ mgL}^{-1}$, $DQO_{EDB(64 \text{ horas})} = 432,40 \text{ mgL}^{-1}$, permaneceram no mesmo patamar nestas duas últimas fases. Isto leva, novamente à possibilidade de sua utilização na fertirrigação ou o seu tratamento antes de lançá-lo em corpos receptores de água na natureza. Este tratamento é uma exigência, por exemplo, do CONAMA e COPAM no Estado de Minas Gerais.

Já a demanda biológica de oxigênio teve redução visível a partir da primeira fase, de $DBO_{EDB} = 318 \text{ mgL}^{-1}$, para $DBO_{EDB(250 \text{ horas})} = 268,60 \text{ mgL}^{-1}$ e $DBO_{EDB(64 \text{ horas})} = 245,20 \text{ mgL}^{-1}$, fato este explicado pelo aumento da concentração de coliformes no esgoto utilizado. Valores bem maiores foram encontrados para a DQO, como se observa na coluna anterior da mesma tabela, mas estes também caem a partir da primeira fase. Von Sperling (1996) diferencia DBO de DQO justamente com o argumento que a DBO é realizada pelos organismos vivos enquanto a DQO corresponde à oxidação da matéria orgânica presente no esgoto.

Os níveis de sólidos totais e suspensos nestas análises classificam este esgoto em qualquer uma das etapas deste experimento como de alto potencial de obstrução de gotejadores. A concentração de sólidos totais de $ST_{EDB} = 675,5 \text{ mgL}^{-1}$, $ST_{EDB(250 \text{ horas})} = 635,50 \text{ mgL}^{-1}$ e $ST_{EDB(64 \text{ horas})} = 649,50 \text{ mgL}^{-1}$, é considerada média quanto à

sua presença na composição típica do esgoto doméstico. E a de sólidos suspensos de $SS_{EDB} = 236,6 \text{ mgL}^{-1}$, considerada alta. Os valores de, $SS_{EDB (250 \text{ horas})} = 130,00 \text{ mgL}^{-1}$ e $SS_{EDB (64 \text{ horas})} = 95,00 \text{ mgL}^{-1}$, são baixos em relação à concentração típica encontrada em esgoto doméstico, segundo a classificação Mello (2007).

Tabela 8 - Características químicas, microbiológicas, bioquímicas e físicas dos esgotos domésticos brutos utilizados no sistema de irrigação localizada por gotejamento na fase inicial do experimento (EDB inicial), após 250 horas de funcionamento do sistema (EDB)

| Amostra | Temp | Ph | CE | CT | CF | DQO | DBO | ST | SS | N(total) | P(total) | K(total) |
|----------------------|------|------|----------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------|-------|-------|-------|----------|----------|----------|
| | (°C) | | μScm^{-1} | NMP/100 ml | | mg L ⁻¹ | | | | | | |
| EDB Inicial | 22 | 7,05 | 882 | 62,4 x 10 ⁵ | 22,8 x 10 ⁵ | 617,4 | 318,0 | 675,5 | 236,6 | 8,904 | 10,32 | 17,8 |
| EDB 250 horas | 24 | 6,92 | 704 | 1.553 x 10 ⁵ | 388 x 10 ⁵ | 413,6 | 268,6 | 635,5 | 130,0 | 1,434 | 2,805 | 13,0 |
| EDB 64 horas | 21 | 6,95 | 793 | 1.120 x 10 ⁵ | 248 x 10 ⁵ | 432,4 | 245,2 | 649,5 | 95,0 | 1,238 | 2,990 | 13,6 |

Sendo: T – temperatura (°C); pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica (μScm^{-1}); CT – coliformes totais (NMP/100 ml); CF – coliformes fecais (NMP/100 ml); NMP – número mais provável; DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); DBO – Demanda Biológica de Oxigênio (mg L⁻¹); ST – Sólidos Totais (mg L⁻¹); SS – Sólidos em Suspensão (mg L⁻¹); N (total) – Nitrogênio total (mg L⁻¹); P (total) – Fósforo total (mg L⁻¹); K (total) – Potássio total (mg L⁻¹).

Quanto ao nitrogênio, fósforo e potássio o resultado das análises mostra que este esgoto bruto apresentou baixos teores destes elementos químicos. As quantidades encontradas foram de N total_{EDB} = 8,904 mgL⁻¹, N total_{EDB (2500 horas)} = 1,434 mgL⁻¹ e N total_{EDB (64 horas)} = 1,238 mgL⁻¹, de P total_{EDB} = 10,32 mgL⁻¹, P total_{EDB (250 horas)} = 2,805 mgL⁻¹ e P total_{EDB (64 horas)} = 2,990 mgL⁻¹ e de K total_{EDB} = 17,8 mgL⁻¹, K total_{EDB (250 horas)} = 13,00 mgL⁻¹ e K total_{EDB (64 horas)} = 13,60 mgL⁻¹. Estas quantidades são classificadas segundo Von Sperling (1996) e Matos (2007) como variando de médias a fracas quando comparadas as quantidades típicas apresentadas de um esgoto doméstico bruto.

5.3.2. Efeito das bactérias no desempenho hidráulico do sistema

Nota-se nesta última fase do experimento que os três indicadores de desempenho hidráulico apresentaram melhorias nas condições hidráulicas (Tabela 9) quando comparados aos resultados das testemunhas (Tabela 10) ao longo das 64 horas da fertirrigação tanto nas linhas que receberam as bactérias como nas testemunhas.

A vazão média dos gotejadores não apresenta diferenças significativas entre as medições da colônia “155”. O mesmo ocorre nas outras duas colônias, exceto a média da primeira medição que difere das demais ao nível de 5% (Tabela 9).

Com relação à CUC também não existe diferença significativa entre os seus valores no tempo apesar de mostrarem uma ligeira recuperação nos valores de CUC até o final das 64 horas de aplicação dos tratamentos (Tabela 9).

CUD apresentou o mesmo comportamento que CUC que apesar de se recuperar ao longo do tempo também não apresentou diferença significativa a nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Tabela 9 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, das linhas de fertirrigação que receberam as bactérias desobstrutoras

| Tempo (horas) | Q Lh ⁻¹ | | | CUC (%) | | | CUD(%) | | |
|------------------|--------------------|-------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|
| | 111A | 155 | RI 4914 | 111A | 155 | RI 4914 | 111A | 155 | RI 4914 |
| 0 | 1,49b | 1,82a | 1,43b | 53,42a | 78,03a | 46,34a | 20,55a | 60,39a | 14,96a |
| 16 | 1,42a | 1,68a | 1,42a | 53,45a | 78,04a | 52,98a | 20,79a | 59,95a | 26,61a |
| 32 | 1,43a | 1,66a | 1,45a | 54,51a | 72,74a | 56,71a | 24,17a | 50,38a | 29,48a |
| 48 | 1,56a | 1,53a | 1,52a | 59,60a | 61,13a | 55,99a | 31,60a | 30,02a | 28,18a |
| 64 | 1,63a | 1,72a | 1,58a | 65,85a | 78,65a | 64,22a | 38,74a | 62,21a | 36,55a |

Sendo: Q – vazão dos gotejadores; CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição; 111A, 155 e RI4914 – cepas da bactéria *Bacillus subtilis*, utilizadas no experimento; * médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si à nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Os parâmetros testados nas linhas testemunhas L5, L6 e L7 não apresentaram diferença significativa entre si à nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Mas ao contrário das linhas que receberam os tratamentos com cepas diferentes da bactéria *Bacillus subtilis*, os parâmetros como Q, CUC e CUD apresentaram diminuição nos seus valores.

Tabela 10 - Desempenho hidráulico do sistema de fertirrigação baseado nos valores de Q, CUC e CUD, das linhas de fertirrigação que não receberam as bactérias desobstrutoras (testemunhas)

| Tempo (horas) | Q Lh ⁻¹ | | | CUC (%) | | | CUD(%) | | |
|------------------|--------------------|-------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|
| | 111A | 155 | RI 4914 | 111A | 155 | RI 4914 | 111A | 155 | RI 4914 |
| 0 | 1,36a | 1,76a | 1,35a | 42,90a | 73,50a | 45,36a | 18,09a | 67,65b | 10,93a |
| 16 | 1,54a | 1,30a | 1,26a | 62,35a | 41,59a | 37,50a | 32,34a | 17,07a | 03,42a |
| 32 | 1,54a | 1,33a | 1,30a | 66,01a | 46,99a | 44,97a | 38,11a | 16,52a | 12,40a |
| 48 | 1,68a | 1,40a | 1,32a | 70,46a | 47,96a | 36,15a | 46,75a | 16,56a | 06,56a |
| 64 | 1,38a | 1,35a | 1,53a | 44,04a | 42,41a | 60,57a | 15,39a | 15,47a | 30,91a |

Sendo: Q – vazão dos gotejadores; CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição; 111A, 155 e RI4914 – cepas da bactéria *Bacillus subtilis*, utilizadas no experimento; * médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si à nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Para facilitar a compreensão dos resultados da comparação entre as três colônias de bactérias estudadas (“111 A”, ”155” e “RI 4914”) no esgoto doméstico bruto na fertirrigação, foram feitos os gráficos nas Figuras 20, 21 e 22.

A coluna verde que representa a colônia de bactérias “155”, aplicada na segunda plataforma, mostrou-se mais eficiente na recuperação da vazão quando comparada as demais colônias e as suas respectivas testemunhas (Figura 20).

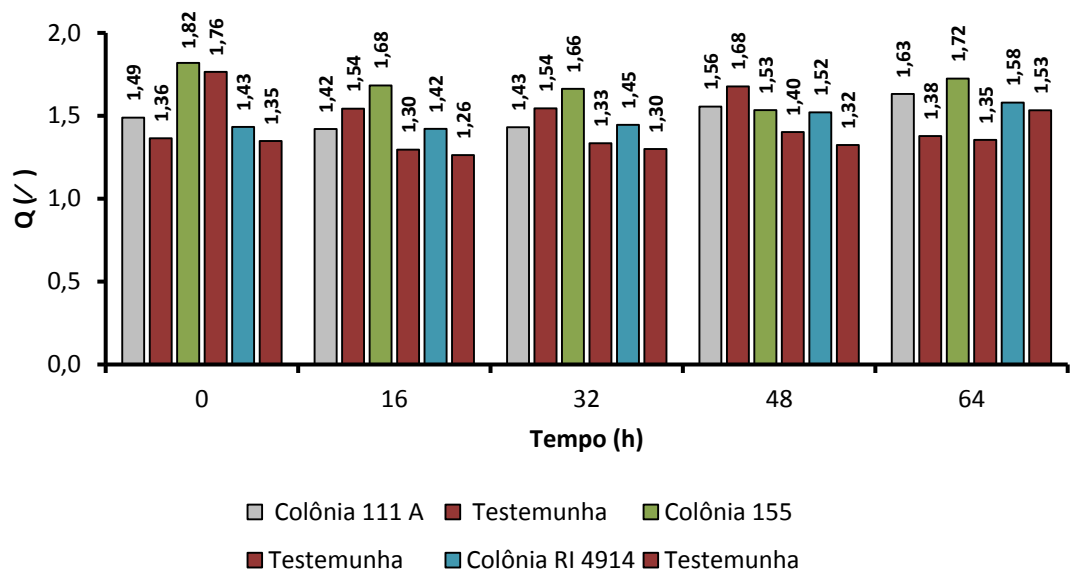


Figura 20 - Comportamento dos valores médios da Q das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas.

O gráfico da figura 21 mostra a que a colônia “115” apresenta CUC superior tanto em relação aos demais tratamentos com bactérias e quanto em relação às testemunhas.

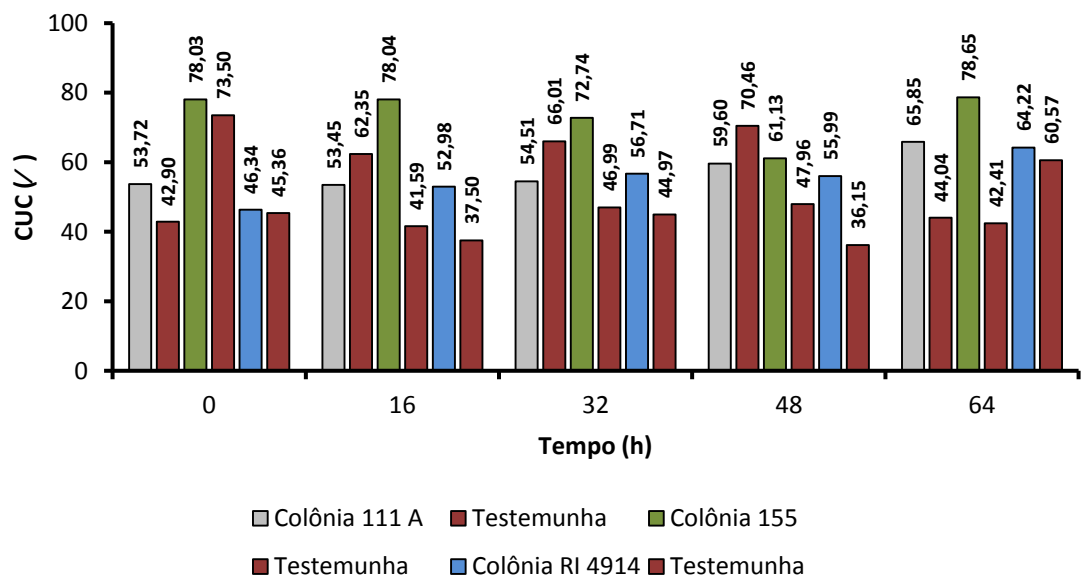


Figura 21 - Comportamento dos valores médios do CUC das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas.

No que diz respeito à CUD a colônia de bactéria que mais surtiu efeito na recuperação da uniformidade de distribuição foi também a “155”. Mesmo quando comprada com todas as outras colônias e com todas as testemunhas (Figura 22).

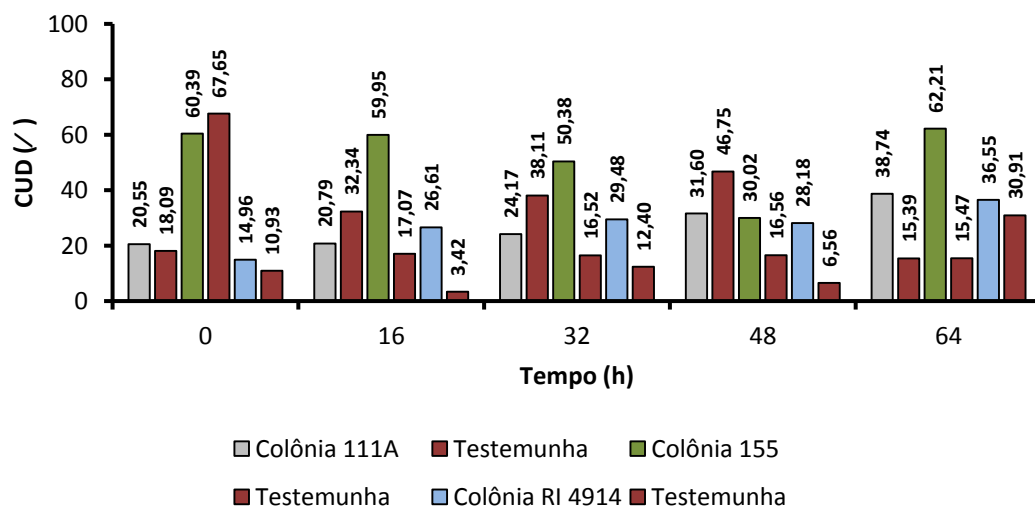


Figura 22 - Comportamento dos valores médios do CUD das três plataformas que receberam diferentes colônias de bactérias e de suas respectivas testemunhas.

A variação dos valores de Q, CUC e CUD observada em cada uma das colônias de bactérias comparada com os das linhas testemunha, mostra que é necessária muita atenção ao analisar e interpretar os resultados. Em contrapartida, demonstra claramente que o comportamento dos indivíduos isolados em forma planctônica (livres, soltos no ambiente) difere significativamente de sua forma de atuação quando associada em forma de um biofilme. Tanto assim que a observação atenta das tabelas e figuras permite concluir que a colônia de bactéria “115” apresentou-se mais eficiente de modo geral na desobstrução do sistema de fertirrigação, seguida da colônia “111 A” e por último, a colônia de bactérias “RI 4914”.

Mas, levando em consideração a importância e características específicas de cada uma das variáveis Q, CUC e CUD como critérios de avaliação de um sistema de fertirrigação (e não de irrigação), a Q seria a variável mais indicada para se julgar a eficácia de uma determinada colônia de bactéria em um sistema de fertirrigação. Vale ressaltar, contudo, que na prática é possível que a colônia de bactéria seja

aplicada antes do entupimento completo dos gotejadores, o que pode aumentar os valores de CUC e CUD. Esta possibilidade não foi testada no experimento.

5.3.3. Análise estatística

Os resultados da análise de variância mostraram que o tipo de esgoto, não afeta significativamente a vazão. Mas o tempo de funcionamento e a interação tempo e tipo de esgoto, sim, aos níveis de 5% e 1% respectivamente.

Tabela 11 - Resumo da análise de variância obtida da variável Q em relação ao tempo de funcionamento para parcelas subdivididas, na terceira fase do experimento

| Fonte de variação | GL | QM Q (Lh ⁻¹) |
|--------------------|----|-----------------------------|
| Tipo de esgoto (E) | | 0,2008 ^{ns} |
| Resíduo (a) | | 0,1032 |
| Tempo (T) | | 0,0418* |
| E x T | | 0,0823** |
| Resíduo (b) | | 0,0151 |
| CV (%) parcela | | 21,12 |
| CV (%) subparcela | | 8,07 |

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; CV - coeficiente de variação.

As equações de regressão que melhor se ajustam aos dados de Q foram os modelos quadráticos e de raiz quadrada. Na tabela 12, não se encontra expressa a variação da Q em função do tempo de funcionamento para a colônia de bactérias “111 A” porque esta não apresentou significância.

Em relação à colônia de bactérias “155” o modelo raiz quadrada apresentou alto poder de explicação da variável Q ao longo do tempo ($R^2 = 97,18\%$) bem como coeficientes de regressão significativos a 1% de probabilidade. Assim, quanto maior o tempo de funcionamento do sistema menor a vazão encontrada (Tabela 12).

O modelo quadrático ajustado aos dados de Q e tempo da colônia de bactérias “RI4914” também apresentou alto coeficiente de determinação ($R^2 = 97,86\%$). Mas o coeficiente de regressão da variável tempo não apresentou significância estatística. Apresenta coeficiente significativo apenas o termo quadrático da equação a 5% de probabilidade (Tabela 12).

Tabela 12 - Equações de regressão ajustadas as variáveis Q em função do tempo para cada tipo de cepa de bactéria utilizada como agente deobstrutora

| Colônia de Bactéria | Equações de regressão | R ² |
|---------------------|--|----------------|
| 111 A | *** | *** |
| 155 | $Q = 1,8430 - 0,1133^{**}T^{1/2} + 0,0094^{**}T$ | 0,9718 |
| RI 4914 | $Q = 1,4180 - 0,0317^{ns}T + 0,0009^{*}T^2$ | 0,9786 |

* - significativo a 5% de probabilidade; ** - significativo a 1% de probabilidade; 111A, 155 e RI4914 – cepas da bactéria Bacillus subtilis, utilizadas no experimento.

6. RESUMO E CONCLUSÃO

Neste trabalho, objetivou-se avaliar a viabilidade técnica da utilização de bactérias inibidoras de biofilme na desobstrução de gotejadores de sistemas de fertirrigação com esgoto doméstico referente aos aspectos: a capacidade de formação de biofilme dos diferentes tipos de esgoto doméstico utilizados; avaliação do desempenho hidráulico do sistema através dos parâmetros Q, CUC e CUD; e identificação da melhor colônia de bactérias entre as utilizadas para desobstrução do sistema.

O experimento foi conduzido na Unidade-Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada (UTAR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa-MG. A UTAR, é formada por uma estação elevatória e unidades de tratamento de água residuária de origem doméstica, abastecida com esgoto proveniente do condomínio residencial Bosque do Acamari.

Na primeira fase do experimento foram montadas três unidades de fertirrigação localizada, uma abastecida com esgoto doméstico bruto (EDB), uma com esgoto doméstico tratado por rampa de escoamento superficial (EDR) e uma com esgoto doméstico tratado por lagoa facultativa (EDL). Cada unidade de fertirrigação denominada plataforma possuía 12 metros de comprimento onde foram instaladas sete linhas de gotejadores espaçados em 50 cm, em um total de 22 gotejadores por linha. As vazões dos gotejadores foram medidas a cada 50 horas de funcionamento até se completar 300 horas, determinando-se os valores de CUC.

Na segunda fase do experimento realizou-se a estabilização do sistema nas três plataformas de teste utilizando o tipo de esgoto que proporcionaram maior obstrução dos gotejadores, que foi o EDB. As avaliações foram realizadas a cada 50 horas de funcionamento assim como na primeira fase. Após a obstrução do sistema que ocorreu com 250 horas de funcionamento prosseguiu-se para última fase.

Na terceira e última fase do experimento realizou-se a aplicação de três cepas de *Bacillus subtilis* pertencentes à Coleção de Culturas do Laboratório de Biotecnologia e Biodiversidade/BIOAGRO/UFV, desenvolvida a partir da

identificação dos microrganismos presentes nos biofilmes. As avaliações do sistema foram realizadas a cada 16 horas de funcionamento em um total de 64 horas.

Os resultados foram analisados sob a ótica da capacidade do esgoto gerar biofilme e do desempenho hidráulico do sistema de irrigação utilizando a estatística descritiva, análise variância, comparação de médias e análise de regressão.

A partir dos resultados obtidos concluiu-se que:

- O esgoto doméstico bruto apresenta maior capacidade de formação de biofilme do que o esgoto tratado por rampa de escoamento superficial e do esgoto tratado por lagoa facultativa;
- O desempenho hidráulico do sistema de irrigação é afetado pelo uso do esgoto doméstico em fertirrigação reduzindo os valores de CUD e CUC a níveis considerados ruins ou inaceitáveis sob o ponto de vista técnico;
- As colônias de bactérias utilizadas na desobstrução do sistema de irrigação localizada por gotejamento são eficientes quanto a seu desempenho na desobstrução dos gotejadores na fertirrigação, mas não recuperam o sistema a níveis aceitáveis tecnicamente;
- A colônia de bactérias “155” é a mais eficiente na desobstrução dos gotejadores no sistema de fertirrigação seguida da colônia “111 A” e “RI 4914”;

7. RECOMENDAÇÕES

Na realização de trabalhos que continuem esta pesquisa sugerem-se algumas recomendações quanto aos procedimentos que poderiam ser utilizados na condução e elaboração de um novo experimento. São elas:

- Acrescentar aos tratamentos, variações das concentrações das soluções das três cepas da bactéria utilizada;
- Acrescentar aos tratamentos a variação do tempo de maturação destas soluções;
- Acrescentar aos tratamentos a variação no tempo de funcionamento antes da inoculação das soluções no sistema de gotejamento; e
- Não reutilizar a água residuária do esgoto utilizado na fertirrigação, utilizando sempre uma água residuária nova sem que a mesma tenha passado pelo sistema.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIROLDI, R. P. da S. **Análise do desempenho de gotejadores e da reversão ao entupimento em irrigação com água residuária.** ESALQ, 2007, 140p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, SP.

ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação.** {recurso eletrônico} / Otávio Álvares de Almeida – Dados eletrônicos – Cruz das Almas: EMBRAPA Mandioca e Fruticultura. 2010. Disponível em http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro/livro_qualidade_agua.pdf, Acessado 08 de maio de 2012.

APHA/WWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20. ed. Washintong: APHA, 1998.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade de água na agricultura.** 2.ed. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1.

BARROS, A. C. et al. Entupimento de gotejadores em função da aplicação de superfosfato simples e ácido nítrico. **Engenharia Agrícola. [online].** 2009, vol.29, n.1, pp. 62-71. ISSN 0100-6916. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162009000100007>. Acessado em 09 de agosto de 2012.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A. de; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de.; CECON, P. R. Vazão de gotejadores utilizados na fertirrigação com água residuária da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura.** Viçosa, MG, v.18, n.5, Set/Out, 2010.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C.; MATOS, SOUZA, J. A. R. de; BATISTA, R. O. Filtração de esgoto sanitário tratado destinado a fertirrigação via sistema de irrigação por gotejamento. **Revista Engenharia na Agricultura.** Viçosa, MG, v.16, n.3, 337-342 Jul/Set, 2008.

BATISTA, R. O. **Desempenho de um sistema de irrigação por gotejamento utilizado na aplicação de água residuária da suinocultura.** UFV, 2007, 168p. Tese (Doutorado em Engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

BATISTA, R. O.; MATOS, A. T. DE; CUNHA, F. F. DA; LO MONACO, P. A. Formação de obstrução de gotejadores utilizados para aplicação de água residuária da

despolpa dos frutos do cafeeiro. **Revista Irriga**. Botucatu, V. 10, n. 3, p. 299-305, Ago/Out, 2007.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de.; MANTOVANI, E. C.; EUCLIDES, R. M. de A. Susceptibilidade ao entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. **Revista Engenharia na Agricultura**. Viçosa, MG, v.14, n.2, 81-87, Abr/Jun, 2006.

BATISTA, R. O; Lo MONACO, P. A.; MATOS, A. T. de; CUNHA, F. F. da. Alteração na vazão de gotejadores tipo fita utilizados na aplicação de água residuária da despolpa de frutos do cafeeiro. **Revista Engenharia na Agricultura**. Vol.13, n.2, 69-73, Abr./Jun., 2005.

BATISTA, R. O. **Influencia da aplicação de esgoto sanitário tratado sobre sistemas de irrigação por gotejamento**. UFV, 2004, 116p. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

BERNARDO, S., SOARES, A. A., MANTOVANI, E.C., **Manual de Irrigação**. 8ª edição. Viçosa: Editora UFV, 2006. 625p.

BISCARO, G. A. et al. Aspectos sanitários do cultivo da alface americana, irrigada com águas receptoras de efluentes urbanos. **Revista Ciência e Agrotecnologia**. Vol.32 no.1. Jan./Feb. 2008.

BRALTS, V. F.; EDWARD, D. M.; WU, I. P. Drip irrigation design and evolution based on statistical uniformity concept. In: HILLEL, D. Ed. **Advances in irrigation**. Orlando: Academic Press, v4. p. 67-117, 1987.

BRANDA, S. S.; VIK, A. S.; Lisa FRIEDMAN, L.; KOLTER, R. Biofilms: the matrix revisited. **TRENDS in Microbiology**. Vol.13 No.1 January 2005.

BRANDA, S. S.; KOLTER, R. **Multicellularity and biofilms**. In: GHANNOUM, M.; O'TOOLE, G. A. (Editors). **Microbial biofilms**. Herndon, VA. ASM Press: p. 21 – 29, 2004.

CARARO, D. C.; TARLEI, A. Uso de cloração e ar comprimido no controle do entupimento de gotejadores ocasionado pela aplicação de água residuária **Revista de Engenharia Agrícola**. Vol. 27, n.2, p.336-345, Mai/Ago, 2007.

CASALINI, J. **Biofilmes microbianos na indústria de alimentos**. 2008.46f. Trabalho Acadêmico (Bacharelado em Química de Alimentos), Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICAS AMBIENTAIS – COPAM (1995). Deliberação Normativa nº 13 de 24 de outubro de 1995. **Dispõe sobre a publicação do pedido, da concessão e da renovação de licenças ambientais.** Belo Horizonte, 1986. Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=91>. Acesso em 08 de agosto de 2012.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICAS AMBIENTAIS – COPAM (1986). Deliberação Normativa nº 10 de 16 de dezembro de 1986. **Estabelece normas e padrões para a qualidade das águas e para o lançamento de efluentes nas coleções de águas.** Belo Horizonte, 1986. Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=91>. Acesso em 08 de agosto de 2012.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE– CONAMA (2005). Deliberação Normativa nº 357 de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.** Brasília, 2005. Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=91>. Acesso em 08 de agosto de 2012.

CORDEIRO, E. A. **Influência do tratamento de água ferruginosa no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento.** Viçosa: UFV, 2002 92p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

CUNHA, F. F. da; MATOS, A. T. de; 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 Sci. Agron.** Vol. 28, n. 1, p. 143147, Jan./March, 2006.

EL-QOUSY, D. A.; MOHAMED, M. A.; ABOAMERA M. A.; ABOU KHEIRA A. A. On-farm energy requirements for localized Irrigation systems of citrus in old lands. **Misr J. Ag. Eng.**, 23(1): 70 – 83. January 2006.

FARIA, L. F.; COELHO, R. D.; RESENDE, R. S. Variação de vazão de gotejadores de fluxo normal enterrados na irrigação de café. **Eng. Agríc.** Jaboticabal, v.24, n.3, p.589-602, set./dez. 2004.

FERREIRA, D. C. **Fertirrigação do cafeeiro com esgoto doméstico – Risco de sanilização e contaminação do solo.** UFV, 2008, 97p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

GRANBERRY, D. M.; HARRISON K. A.; KELLEY, W. T. Drip Chemigation: Injecting Fertilizer, Acid and Chlorine. **Bulletim 1130**. Reviwed February, 2012. University of Georgia Cooperative Extension Service, 1996.

GILBERT, R.G., FORD, H. W. Operation Principles/Emitter Clogging. In: NAKAYAMA, F. S. BUCKS, D.A. **Trickle irrigation of crop production**. Elsevier Science Publishers B. V. 383p, 1986.

GILBERT, R.G., FORD, H. W.; BUCKS, D. A. Trickle irrigation: prevention of clogging. **Transaction of the ASAE**, v2, p.514-519, 1979.

JORGE, A. O. C. **Princípios de micologia e imunologia**. São Paulo: Santos. 418 p. 2010.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation designs**. Rain bird sprinkler manufacturing corporation, 133 p. 1975.

Lo MONACO, P. A., MATOS, A. T. de; MARTINEZ, M. A.; JORDÃO, C. P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. **Revista Engenharia na Agricultura**. Vol.40 10, n.1-4, Jan./Dez., 2002.

LUIZ, F. A. R. **Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento despolpa dos frutos do cafeeiro**. UFV, 2007. 132p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

MANTOVANI, E.C. **Avalia: manual do usuário**. Viçosa: DEA/UFV–PNP&D/café Embrapa, 2002.

MARTINS, C. C. **Efeito da cloração orgânica na uniformidade de distribuição de água em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água ferruginosa**. UFV, 2007. 99p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

MEDEIROS, S. de S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. N.; Júlio C. L.; MATOS, A. T. de; SOUZA, J. A. A. de. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.4, p.603-612, 2005.

MELLO, E. J. R. de. **Tratamento de esgoto sanitário Avaliação da estação de tratamento de esgoto do bairro Novo horizonte na cidade de Araguari – MG**.

UNIMINAS, 2007. 87p. Monografia (Pós Graduação em Engenharia Sanitária). UNIMINAS. Uberlândia, MG.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO. MEC/SESG/SETC. **Irrigação e drenagem: manual de orientação** - Rio de Janeiro: FAE, 1987. 90p.: il.; 28 cm.- (Série Ensino agrotécnico; 12)

MOAZZAM ALI KHAN, S. SHAHID SHAUKAT; M. ALTAF KHAN. Economic benefits from irrigation of maize with treated effluent of waste stabilization Ponds. **Rev. Pak. J. Bot.**, 40(3): 1091-1098, 2008.

MORAIS, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Revista Engenharia Agrícola**. Vol. 24, n.2, p. 445-454, 2004.

PACHECO, F.; **Microbiologia Online com foco em: O que é Biofilme**. <http://microbiologiaonlineblog.blogspot.com/search/label/biofilme>. Disponível em 27 de outubro de 2009. Acessado em 18 de fevereiro de 2011.

PASTERNAK, J. Biofilme: um inimigo (in)visível. **Revista Sociedade Brasileira de Citologia Clínica**. Rio de Janeiro. V.1. p.36-38. 2009.

PINHEIRO, S. Formação de biofilme: um breve ensaio. **Revista Intravenous**. Publicação Especializada em Terapia Intravenosa. Ano VI. nº 16. Jan/Mai, 2006.

PUREVDORJ-GAGE, J. B.; STOODLET, P. **Biofilm structure, behavior, and hydrodynamic**. In: GHANNOUM, M.; O`TOOLE, G. A. (Editors). **Microbial biofilms**. Herndon, VA. ASM Press: 2004. p. 161 – 173.

QASSIM, A. **Subsurface irrigation: a situation analysis**. Published by Water Conservation and Use in Agriculture Jan. 2003. Disponível em: <http://www.wcainfonet.org/cds_upload/1058151636725_SUBSURFACE_IRRIGATION.pdf>. Acesso em: 09 jun. 2010.

REIS, E. F., et al. Avaliação do desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento. **Revista Engenharia na Agricultura**. Vol. 13, n.2, 74-81, Viçosa: DEA/UFV. Abr./Jun., 2005.

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 Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 5, n.1, pp. 156-160, 2001.

RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.; PIEDADE, S. M. de S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol.4, n.3, pp. 368-375. 2000.

RIBEIRO, T. A. P; PATERNIANI, J. E. S. Microaspersores entupidos devido a problemas de ferro na água. **Cienc. Rural** [online]. 2008, vol.38, n.5, pp. 1456-1459. ISSN 0103-8478. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782008000500042>. Acessado dia 08 de agosto de 2012.

RIBEIRO, P. A. de A.; COELHO, R. D; TEIXERA, M. B. Entupimento de tubos gotejadores convencionais com aplicação de Cloreto de potássio (branco e vermelho) via duas qualidades de Água. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.30, n.2, p.279-287, mar./abr. 2010.

RIBEIRO, T. A. P. et al. Efeito da qualidade da água na perda de carga em filtros utilizados na irrigação localizada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 9, n.1. DEAg/UFVCG. p.1-6. 2005.

RIBEIRO JUNIOR, J. I. **Análises estatísticas no SAEG**. Universidade Federal de Viçosa - UFV. Viçosa. 2001, 250 p.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, G. B. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. **Revista Engenharia na Agricultura**. Vol. 14 n.1, 32-32. Jan/Mar, 2006.

SANTOS, S. S. dos. **Influência da aplicação via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo**. UFV, 2004, 97p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

SAHIN, Ü.; ANAPALI, Ö.; DÖNMEZ, M. F.; SAHIN, F. Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. **Journal of Environmental Management**, London, v. 76, n. 4, p. 338-341, 2005.

SEDIYAMA, M. A. N.; VIDIGAL, S. M.; PEDROSA, M W. ; PINTO, C. L. O.; SALGADO, L. T. Fermentação de esterco de suínos para uso como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol.12, n.6, p.638-644, 2008.

SILVA, L. P. da; SILVA, M. da; CORREA, M. M.; Fillipe C. D. SOUZA, F. C. D.; SILVA; E.F. de F. e. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.16, n.5, p.480–486, 2012.

SILVA JÚNIOR, M. J. da. Desenvolvimento de obstruções em gotejadores e eficiência do controle usando dois tipos de ácidos. **Revista Irriga**. Vol. 12. n. 2, p. 185 – 191, abril – junho, 2007.

SILVA, M. J. M. da. **Uso da filtração lenta e técnicas de desinfecção para adequação de esgotos sanitários aos padrões de lançamento e reuso**. UEC, 2006. 199p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP.

SILVA, C. A. da; SILVA, C. J. da. Avaliação de uniformidade em sistemas de irrigação localizada. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**. Publicação científica da faculdade de agronomia e engenharia florestal de Garça/FAEF ano iv, número 08, dezembro de 2005.

SILVA, M. da S.; MATOS, A. T.de; FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. **Revista Engenharia na Agricultura**. Vol. 11, n.1-4, Jan./Dez., 2003.

SILVA, A. L. et al. Viabilidade técnico-econômica do uso do sistema de irrigação por gotejamento na cultura do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 7, n.1, 2003, p.37-44

SOUZA, J. A. R. de; DENÍCULI, W.; MATOS, A. T. de; BATISTA, R. B.; VAL, J. C. C. Suscetibilidade ao entupimento de microaspersores operando com água residuária de bovinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.13, n.3, Jul./Set, 2005, p. 155-160.

SOUZA, J. A. R. de; DENÍCULI, W.; MATOS, A. T. de; BATISTA, R. B.; VAL, J. C. C. Suscetibilidade ao entupimento de microaspersores operando com água residuária de avicultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14, n.1, Jan./Mar, 2006, p. 23-31.

SOUZA, J. A. de; BATISTA, R. O.; RAMOS, M. M.; SOARES, A. A. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário. **Acta Scientiarum. Technology**. Maringá, v. 33, n. 1, 2011, p. 5-8.

SMAJSTRLA, A. G.; KOO, R. C. J.; WELDON, J. H.; HARRISON, D. S.; ZAZUETA, F. S. .Clogging of trickle irrigation emitters under field conditions. **Proc. Fla. State Hort. Soc.** 96:13-17. 1983.

STARKEY, M.; GRAY, K. A.; CHANG, S. I.; PARSEK, M. R. A sticky business: the extracellular polymeric substance matrix of bacterial biofilms. In: GHANNOUM, M.; O`TOOLE, G. A. (Editors). **Microbial biofilms**. Herndon, VA. ASM Press: 2004. p. 174 -191.

TEIXEIRA, M. B.; COELHO, R. D.; SILVEIRA, P. R. A. Avaliação de tratamentos utilizados na desobstrução de tubos gotejadores. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada** v.4, n.1, 2010. p.43-55.

TONETTI, A. L. T; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; OLIVEIRA, R. A. O.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol.14, n.2, p.227–234, 2010.

TOUTAIN, C. M.; CAIAZZA, N. C.; O`TOOLE, G. **Molecular basis os biofilm development by pseudomonads**. In: GHANNOUM, M.; O`TOOLE, G. A. (Editors). **Microbial biofilms**. Herndon, VA. ASM Press: 2004. p. 45 – 63.

VIEIRA, G. H. S. et al. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol.8, n.1, pp. 1-6, 2004.

VIEIRA, G. H. S. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. Viçosa: UFV, 86p. 2002. **Dissertação Mestrado**.

Von SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. v. 1, 134 p.

Von SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. v. 2, 211 p.

XAVIER, J. B.; PICIOREANU, C.; LOOSDRECHT, M. C. M. van. A framework for multidimensional modelling of activity and structure of multispecies biofilms. **Environmental Microbiology**, 2005, p.1085–1103.

XAVIER, J. B.; PICIOREANU C.; ALMEIDA, J. S.; van LOOSDRECHT, M. C. M. Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes. **Boletim de Biotecnologia**. PUC. Rio. 2004.

XAVIER, J. B.; WHITE, D. C.; ALMEIDA, J. S. Automated biofilm morphology quantification from confocal laser scanning microscopy imaging. **Water Science and Technology**, Vol 47, N° 5, IWA Publishing, 2003, p 31–37.

XAVIER, J. B., SCHNELL, A., WUERTZ, S., PALMER, R., White, D. C.; ALMEIDA, J. S. (2001). Objective threshold selection procedure (OTS) for segmentation of scanning confocal laser microscopy images. **Jornal Microbiological Methods**, v.47, 2001, p. 169–180.

WATNICK, P.; KOLTER R. Biofilm, City of Microbes. **Journal of Bacteriology**, Vol. 182, No. 10, Copyright 2000, American Society for Microbiology. All Rights Reserved. May 2000, p. 2675–2679.