

BLAKE CHARLES DINIZ MARQUES

**DESEMPENHO DE UNIDADES GOTEJADORAS OPERANDO COM
DILUIÇÕES DE EFLUENTES DE LATICÍNIOS E DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO EM ESCALA LABORATORIAL**

MOSSORÓ-RN

2016

BLAKE CHARLES DINIZ MARQUES

**DESEMPENHO DE UNIDADES GOTEJADORAS OPERANDO COM
DILUIÇÕES DE EFLUENTES DE LATICÍNIOS E DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO EM ESCALA LABORATORIAL**

Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

ORIENTADOR: Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista

MOSSORÓ-RN

2016

**Ficha catalográfica preparada pelo setor de classificação e
catalogação da Biblioteca “Orlando Teixeira” da UFERSA**

Marques, Blake Charles Diniz.

Desempenho de unidades gotejadoras operando com diluições de efluentes de laticínios e de água de abastecimento público em escala laboratorial / Blake Charles Diniz Marques. - Mossoró, 2016.

138f: il.

1. Irrigação agrícola. 2. Unidades gotejadoras - desempenho hidráulico.
3. Reuso de água. 4. Efluente lácteo. 5. Irrigação localizada. I. Título

RN/UFERSABOT/055

CDD 631.587

BLAKE CHARLES DINIZ MARQUES

**DESEMPENHO DE UNIDADES GOTEJADORAS OPERANDO COM
DILUIÇÕES DE EFLUENTES DE LATICÍNIOS E DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO EM ESCALA LABORATORIAL**

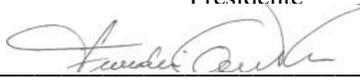
Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

APROVADA EM:

BANCA EXAMINADORA



Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista - UFERSA
Presidente



Prof. D. Sc. Frederico Campos Pereira – IFPb câmpus Picuí
Membro



Prof. D. Sc. Rodrigo Cesar Santiago - UFERSA
Membro



Prof. D. Sc. Paulo Cesar Moura da Silva- UFERSA
Membro



Prof. D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho - UFERSA
Membro

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me ter dado saúde e força para superar os desafios e as dificuldades.

A minha família, pelo amor, incentivo e apoio incondicional.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido, por meio do Departamento de Ciências Ambientais e Tecnológicas pela oportunidade de me qualificar e concluir o Curso de Doutorado em Manejo de Solo e Água.

Ao programa de pós-graduação em Manejo de Solo e Água e seu corpo docente.

Ao meu orientador Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista, pela dedicação, paciência, sabedoria e participação efetiva neste trabalho.

Aos examinadores e colaboradores Prof. D. Sc. Frederico Campos Pereira, Prof. D. Sc. Rodrigo Cesar Santiago, Prof. D. Sc. Paulo Cesar Moura da Silva e Prof. D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte desta jornada, o meu muito obrigado.

RESUMO

O problema da crise hídrica está diretamente relacionado com fatores como aumento da população, aumento da demanda por água, variações climáticas e deterioração dos recursos existentes. No semiárido nordestino as características predominantes de índice pluviométrico reduzido, temperatura elevada e alta taxa evaporativa, tornam a escassez de água, por longos períodos do ano, cada vez mais recorrente. Os efluentes líquidos das indústrias de laticínios apresentam potencial para uso agrícola, devido ao aporte de nutrientes. No entanto, esta prática envolve questões relacionadas à viabilidade técnica, inerente ao método de irrigação adotado, onde o entupimento dos emissores se torna a maior vulnerabilidade, mas que pode ser atenuada com a técnica da diluição em água. Diante do exposto, o trabalho objetivou analisar o desempenho hidráulico de unidades gotejadoras aplicando diluições de água residuária de laticínios (ARL) e água de abastecimento público (AA). Para isso, montou-se uma bancada experimental, no Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) câmpus Mossoró-RN, constituída de quatro unidades gotejadoras operando com quatro diferentes diluições de ARL em AA (1A0E; 1A1E; 2A1E e 3A1E) e de cinco tipos de gotejadores (G1; G2; G3; G4 e G5). O desempenho hidráulico das unidades gotejadoras foi obtido a cada 40 h de operação com as diluições de ARL em AA, durante 200 h no período de 20/10 de 2014 a 10/04 de 2015, utilizando-se os indicadores: vazão de gotejadores (Q), coeficiente de variação de vazão (CVQ), coeficiente de uniformidade estatístico (Us), coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) e redução da vazão relativa (Dra). Paralelamente, quantificaram os atributos físico-químicos e microbiológicos das diluições de ARL em AA. Os dados foram submetidos às análises de regressão simples e múltipla e teste de correlações paramétricas de Pearson. Dentre as características físico-químicas e microbiológicas do efluente de laticínios, os valores de sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), pH e ferro total (Fe) representaram risco de obstrução de gotejadores que variam de moderado a alto. As características SS, SD, pH e Fe predominaram nas equações de regressão lineares múltiplas ajustadas às variáveis de desempenho hidráulico, para as combinações entre tipos de gotejadores e níveis de diluição do efluente de laticínios em água de abastecimento público. Ao final dos ensaios experimentais, amostras dos emissores com bioincrustação foram submetidas a registros fotográficos e análises por microscopia óptica e eletrônica de varredura (MEV), evidenciando a formação de um biofilme em toda a área interna dos emissores amostrados tendo como consequência o entupimento parcial e total dos gotejadores testados, afetando dessa forma, o desempenho hidráulico do sistema. Os indicadores de desempenho hidráulico Q, CUD, CVQ e Us expressaram satisfatoriamente os níveis de obstrução de gotejadores, enquanto o Dra subestimou os riscos de obstrução acarretado pelo efluente de laticínios. A maior suscetibilidade ao entupimento ocorreu no gotejador G2, operando nas diluições 1A1E e 3A1E. Por outro lado, o gotejador G5 se mostrou menos suscetível ao entupimento operando na diluição 2A1E. O filtro de tela proporcionou boa remoção de SS com tamanhos iguais ou superiores a 130 μm .

Palavras-chave: Reuso, efluente lácteo, emissores, irrigação localizada.

ABSTRACT

The problem of water crisis is directly related to factors such as increasing population, increased demand for water, climate variations and deterioration of existing resources. In the semi-arid Northeast the predominant characteristics of reduced rainfall, high temperature and high evaporative rate, make the shortage of water for long periods of the year, more and more recurrent. Liquid effluents of dairy industries have the potential for agricultural use due to nutrient intake. However, this practice involves technical feasibility issues inherent in the method of irrigation adopted where the clogging of the emitters becomes more vulnerable, but can be attenuated with the technique of dilution in water. Given the above, the study aimed to analyze the hydraulic performance drippers units applying wastewater dilution dairy (ARL) and the public water supply (AA). For this, it was set up a trial bench, the Pollution Laboratory and Land Degradation (LPDS) of the Federal Rural University of Semi-Arid (UFERSA) campus Mossoro-RN, consisting of four drippers units operating with four different dilutions of ARL in AA (1A0E; 1A1E; 2A1E and 3A1E) and five types of drippers (G1, G2, G3, G4 and G5). The hydraulic performance of drippers units was obtained every 40 hours of operation with dilutions of ARL AA for 200 h at 2014 20/10 10/04 2015 period, using the indicators drip flow (Q) flow variation coefficient (CVQ), statistical uniformity coefficient (US), distribution uniformity coefficient (CUD) and reduction of the relative flow rate (Dr). At the same time, they quantified the physicochemical and microbiological attributes of ARL dilutions AA. Data were submitted to analysis of simple and multiple regression and parametric test of Pearson correlations. Among the physicochemical and microbiological characteristics of dairy effluent, solid values suspended (SS), dissolved solids (DS), pH and total iron (Fe) represented drippers clogging risk ranging from moderate to high. The SS features, SD, pH and Fe predominated in multiple linear regression equations adjusted to the hydraulic performance variables, combinations between types of drippers and dairy effluent dilution levels in the public water supply. At the end of the experimental tests, samples of emitters biofouling were subjected to photographic records and analyzes by optical microscopy and scanning electron microscopy (SEM), showing the formation of a biofilm on the entire internal area of the sampled emitters resulting in partial clogging and total tested drippers, thus affecting the hydraulic system performance. Hydraulic performance indicators Q, CUD, CVQ and Us satisfactorily expressed the drippers obstruction levels, while Dr. underestimated the risks of obstruction brought about by dairy effluent. The greater susceptibility to clogging occurred in the dripper G2 operating in 1A1E and 3A1E dilutions. On the other hand, the dripper G5 was less susceptible to clogging at operating 2A1E dilution. The screen filter provided good removal of SS with the same size or greater than 130 μm .

Key words: Dairy effluent reuse, emitters, irrigation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação da água, como elemento central, com os aspectos ambientais e socio-econômicos no contexto da sustentabilidade	3
Figura 2 - Fluxograma geral do processamento de leite em laticínios.....	7
Figura 3 - Dois tipos de emissores para sistemas de irrigação por gotejamento: emissor “on-line” (A) e emissor “in-line” (B).....	31
Figura 4 - Formação de biofilmes em gotejadores aplicando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro (A), água residuária doméstica terciária (B) e água residuária do processamento da castanha de caju (C).....	32
Figura 5 - Imagens de agentes ocasionadores de entupimento em gotejadores, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), destacando partículas na matriz do biofilme (A), adesão de biofilme nas aberturas dos emissores (B) e presença de carbonato de cálcio em emissores (C)	33
Figura 6 - Imagem de satélite da localização do Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS) dentro do prédio do Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) câmpus Mossoró-RN.	43
Figura 7 - Imagem de satélite da estação de tratamento e do sistema de reuso de água de uma empresa de laticínios situada no município de Mossoró-RN.....	44
Figura 8 - Esquema das unidades gotejadoras aplicando as proporções de água/efluente, no período de 6 novembro de 2014 a 2 de abril de 2015	46
Figura 9 - Vista geral da bancada experimental e visualização de seus componentes	46
Figura 10 - Esquema de uma unidade gotejadora, destacando os seus componentes.....	47
Figura 11 -. Figura 12. Imagens dos gotejadores G1 (não autocompensante), G2 (não autocompensante), G3 (autocompensante), G4 (não autocompensante) e G5 (não autocompensante) utilizados na aplicação das proporções de água/efluente de laticínios.	49
Figura 12 -Valores médios das vazões dos gotejadores (Q) das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação	65
Figura 13 - Valores médios de CUD das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação.....	69

Figura 14 - Valores médios de CVQ das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação.....	72
Figura 15 - Valores médios de Us das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação	75
Figura 16 - Valores de Dra das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação	77
Figura 17 - Imagens do interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) sem e com o desenvolvimento de bioincrustação	100
Figura 18 - Análise por microscopia óptica do biofilme formado no interior dos gotejadores sob aplicação de água residuária de laticínios (ARL) diluído em água de abastecimento, destacando a presença de larvas de vermes (A), de cistos de protozoários (B) e de algas (C).....	101
Figura 19 - Micrografia da bioincrustação na área de filtração do gotejador que operou com efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público (A) detalhe da morfologia da camada do biofilme na área de filtração do emissor (B) obtidos por microscopias de varredura eletrônica (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy)	102
Figura 20 - Mapeamento dos elementos químicos presentes na bioincrustação, destacando a presença de alumínio (A), magnésio (B), sódio (C), nitrogênio (D) e oxigênio (E), obtidos nas análises por Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy)	103
Figura 21 - Espectro da análise da energia dispersiva (EDS) da amostra do gotejador coberto por biofilme de efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público.....	104
Figura 22 - Variações das concentrações de sólidos suspensos (SS) nas diluições 1A0E(A), 1A1E (B), 2A1E (C) e 3A1E (D), a montante e a jusante do filtro de tela, ocorridas ao longo do período experimental	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade adquirida de leite cru: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação (Minas Gerais e Rio Grande do Norte) – 3º e 4º trimestres de 2014.	5
Tabela 2 - Quantidade de leite cru ou resfriado adquirido e industrializado pelo estabelecimento, segundo os meses – Brasil 3º Trimestre de 2015.....	5
Tabela 3 - Operações, processos e tipos de efluentes líquidos na indústria de laticínios	6
Tabela 4 - Caracterização qualitativa dos efluentes líquidos de indústrias de laticínios	8
Tabela 5 - Valores médios de pH e concentrações de DQO, nitrogênio, fósforo, óleos e graxas dos setores avaliados	10
Tabela 6 - Valor médio e desvio padrão e faixa de variação das características físico-químicas de efluentes de indústrias de laticínios (vários autores).....	11
Tabela 7 - Atividades de laticínios enquadramento genérico da resolução CONEMA nº 04/2006, segundo o porte e o potencial poluidor/degradador	13
Tabela 8 - Tipos de licenças ambientais para empreendimentos	14
Tabela 9 - Classificação das águas em doces, salobras e salinas.....	15
Tabela 10 - Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos segundo a resolução CONAMA 430/2011	15
Tabela 11 - Valores orientadores para reuso de efluentes de origem doméstica em atividades agrônômicas	17
Tabela 12 - Operações, processos e níveis de tratamento de efluentes.....	17
Tabela 13 - Processos e sistemas de tratamento para efluentes de laticínios	19
Tabela 14 - Produtividade média de algumas culturas irrigadas com água limpa e irrigadas com águas residuárias.....	26
Tabela 15 - Critério de avaliação dos valores do CUD e CUC segundo Merriam & Keller (1978)	36
Tabela 16 - Critério de avaliação dos valores do CUC segundo Bernardo et al. (2008).....	36
Tabela 17 - Critério de avaliação dos valores do CVQ segundo (ASABE, 2008)	36

Tabela 18 - Critério de avaliação dos valores do coeficiente de uniformidade estatístico (Us).....	37
Tabela 19 - Critério de avaliação dos valores do coeficiente de vazão média relativa (Dra)	37
Tabela 20 - Características física, químicas e biológicas das águas residuárias para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores	39
Tabela 21 - Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtração (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).....	46
Tabela 22 - Classes de risco de sodicidade e salinidade, quanto ao uso da água para irrigação	52
Tabela 23a - Valores médios e desvio padrão dos indicadores físico-químicos e microbiológicos das amostras das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A0E e 1A1E), coletadas a montante do sistema de filtração (MF), a jusante do sistema de filtração (JF) e na saída do gotejador (SG), ao longo do período experimental.....	55
Tabela 23b - Valores médios e desvio padrão dos indicadores físico-químicos e microbiológicos das amostras de diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A2E e 1A3E), coletadas a montante do sistema de filtração (MF), a jusante do sistema de filtração (JF) e na saída do gotejador (SG), ao longo do período experimental.....	56
Tabela 24 - Análise físico-químico e microbiológica de caracterização das amostras de diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, com classificação para o risco de entupimento segundo Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone(1998).....	60
Tabela 25 - Classificação do grau de restrição das diluições ARL/AA quanto ao risco de salinização e sodificação	62
Tabela 26 - Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 1A0E	63
Tabela 27 - Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 1A1E	65
Tabela 28 - Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 2A1E	65
Tabela 29 - Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 3A1E	66
Tabela 30 - Comparação da variação percentual de redução na vazão (Q) dos gotejadores operando nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público.....	66

Tabela 31 - Avaliação dos valores do CUD segundo Merriam & Keller (1978).....	70
Tabela 32 - Avaliação dos valores de CVQ segundo Asabe (2008).....	73
Tabela 33 - Avaliação dos valores de Us segundo Mantovani (2002) e Favetta & Brotel, 2001).....	76
Tabela 34 - Avaliação dos valores de Dra segundo critério estabelecido por Capra & Scicolone (1998).....	78
Tabela 35 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 1A0E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	80
Tabela 36 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 1A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	81
Tabela 37 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 2A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	82
Tabela 38 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 3A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	84
Tabela 39 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 1A0E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	86
Tabela 40 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 1A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	87
Tabela 41 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 2A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	89
Tabela 42 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 3 ^a 1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)	91
Tabela 43 - Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 1A0E	93
Tabela 44 - Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 1A1E	95
Tabela 45 - Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 2A1E	97
Tabela 46 - Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 2A1E	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ARL - Água Residuária de Laticínios

CE - Condutividade Elétrica

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen

CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição

CVQ - Coeficiente de Variação de Vazão

CT - Coliformes Totais

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

dS - Decisiemens

FAO - Food and Agriculture Organization (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura)

pH - Potencial Hidrogeniônico

MS - Ministério da Saúde

N_{total} - Nitrogênio Total

NMP - Número Mais Provável

NO₃⁻ - Nitrato

P_{total} - Fósforo Total

SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente do estado do Ceará

SD - Sólidos Dissolvidos

SS - Sólidos Suspensos

SST - Sólidos Suspensos Totais

ST - Sólidos Totais

TB - Turbidez

UFC - Unidades Formadoras de Colônias

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez

MEV - Microscopia Eletrônica por Varredura

EDS - Espectroscopia de Energia Dispersiva

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Crise hídrica	3
2.2 Aspectos e impactos ambientais relacionados aos laticínios.....	4
2.2.1 Características qualitativas e quantitativas das águas residuárias de laticínios	6
2.2.2 Aspectos ligados ao licenciamento ambiental de laticínios.....	11
2.2.3 Legislação aplicada ao uso e destinação final de águas residuárias	14
2.2.4 Principais sistemas de tratamento de águas residuárias de laticínios.....	17
2.3 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo.....	20
2.3.1 Aspectos físicos e químicos.....	20
2.3.2 Aspectos microbiológicos.....	23
2.3.3 Efeitos da aplicação de águas residuárias nas plantas.....	25
2.3.3.1 Aspectos químicos.....	25
2.3.3.2 Aspectos microbiológicos.....	27
2.4 Efeitos da aplicação de águas residuárias por sistemas de irrigação	29
2.4.1 Sistemas de irrigação por gotejamento operando com águas residuárias	30
2.4.2 Agentes causadores de entupimento em sistemas operando com gotejadores.....	31
2.4.3 Indicadores utilizados na detecção dos níveis de entupimento em sistemas de irrigação por gotejamento que operam com águas residuárias	33
2.4.4 Medidas preventivas da obstrução de gotejadores que operam com águas residuárias.....	40
2.5 Desempenho de sistemas de filtração com água residuária.....	41
2.4.1 Sistemas de irrigação por gotejamento operando com águas residuárias	42
3 MATERIAL E MÉTODOS	43
3.1 Campo de estudo	43
3.2 Montagem da bancada experimental em escala laboratorial.....	45

3.3 Monitoramento das unidades gotejadoras	49
3.3.1 Desempenho dos gotejadores operando nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público	50
3.3.2 Análise da qualidade das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público.....	51
3.3.3 Análise do biofilme formado nas subunidades gotejadoras	52
3.3.4 Desempenho do sistema de filtração com diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público	53
3.3.5 Avaliação das restrições de uso das proporções de diluição ARL/AA quanto ao risco de salinização e sodificação do solo.....	54
3.3.6 Análise estatística dos dados	54
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
4.1 Análise de indicadores da qualidade de diluições do efluente de laticínios em água de abastecimento público aplicadas pelas unidades gotejadoras	56
4.1.1 Qualidade físico-química e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público quanto aos critérios de disposição ambiental e uso agrícola.....	59
4.1.2 Qualidade físico-químico e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público quanto ao risco de obstrução de gotejadores.....	62
4.2 Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público.....	64
4.2.1 Vazão dos gotejadores (Q)	64
4.2.2 Desempenho do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)	68
4.2.3 Desempenho do coeficiente de variação de vazão (CVQ)	71
4.2.4 Desempenho dos coeficientes de uniformidade estatística (Us).....	74
4.2.5 Desempenho do coeficiente da vazão relativa média (Dra)	76
4.3 Equações de regressão relacionando os indicadores de desempenho hidráulico e o tempo de operação das unidades gotejadoras	79
4.4 Equações de regressão relacionando os indicadores de desempenho hidráulico e a qualidade do fluido circulante das unidades gotejadoras	85
4.3 Matriz de interação de Pearson relacionando 15 variáveis estudadas ao longo do período experimental	92
4.4 Análise visual e por microscopia óptica do biofilme formado nos gotejadores	99

4.5 Microscopia eletrônica de varredura aplicada à identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento em gotejadores que operaram com efluente de laticínios diluído	102
4.6 Desempenho do filtro de tela com as diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público	105
5 CONCLUSÕES.....	108
REFERÊNCIAS.....	109

1 INTRODUÇÃO

A região que compreende o semiárido brasileiro se caracteriza por baixos índices pluviométricos, temperaturas elevadas e altas taxas de evaporação, sendo registrada escassez hídrica por longos períodos do ano. Nesse sentido, o aproveitamento agrícola de águas residuárias surge como alternativa mitigadora, principalmente nas áreas irrigadas.

O reuso da água na agricultura possibilita vantagens econômicas e ambientais por meio do fornecimento de matéria orgânica, nutrientes e água ao sistema solo-planta; melhoria da qualidade do solo, mediante manejo adequado; e minimização da poluição hídrica pela instalação de sistemas de tratamento de resíduos líquidos.

Do ponto de vista econômico, a produção leiteira brasileira se destaca como uma das principais atividades agropecuárias, em função de seu potencial na geração de emprego e renda, bem como na interação com outros setores agroindustriais. A indústria de laticínios é constituída por empreendimentos que utilizam grandes volumes de água em diversas atividades do processamento do leite que resultam em apreciáveis quantidades de efluentes com grande capacidade de degradação do ambiente.

Por outro lado, os elevados teores de matéria orgânica, gorduras, sólidos suspensos e nutrientes, associados ao grande consumo de água empregado, tanto na produção de derivados do leite quanto na limpeza, qualificam os resíduos líquidos dos laticínios como a principal fonte poluidora desse tipo de empreendimento.

Efluentes da indústria alimentícia possuem potencial de uso na agricultura, devido ao apreciável aporte de nutrientes essenciais ao desenvolvimento dos cultivos agrícolas; além disto, estes empreendimentos estão muitas vezes localizados em áreas onde se pode desenvolver algum plantio, reduzindo o custo de transporte da água utilizada na irrigação (Levy et al., 2010).

A agricultura irrigada tem um grande impacto econômico dentro do agronegócio brasileiro, mas devido ao alto consumo de água se torna necessária a adoção de tecnologias e sistemas que racionalize o uso desse recurso. A associação do uso de águas residuárias e a escolha do melhor método de irrigação se traduzem em ganho ambiental, desde que haja viabilidade técnica e econômica (Pletsch et al., 2009).

Os sistemas de irrigação por gotejamento, apesar de sua elevada eficiência na aplicação de efluentes e baixos riscos de contaminação ambiental, no momento da

disposição desse resíduo líquido no solo, se mostram muito vulneráveis ao entupimento em relação à irrigação por aspersão e por superfície, tendo como variáveis as características de fabricação dos emissores e qualidade do fluido utilizado, fundamentalmente em relação a sua composição físico-química e biológica.

Com relação ao uso de água residuária, a principal causa de entupimento dos gotejadores, consiste na bioincrustação formada nos dispositivos internos dos emissores, afetando, assim os indicadores de desempenho hidráulico e eficiência de aplicação do efluente pelo equipamento e, conseqüentemente, a produtividade do cultivo agrícola explorado.

Dentre as técnicas que minimizam o entupimento de gotejadores, o aumento da pressão de serviço, a abertura do final das linhas laterais e a diluição da água residuária se destacam pela não utilização de produtos químicos que causem degradação ambiental.

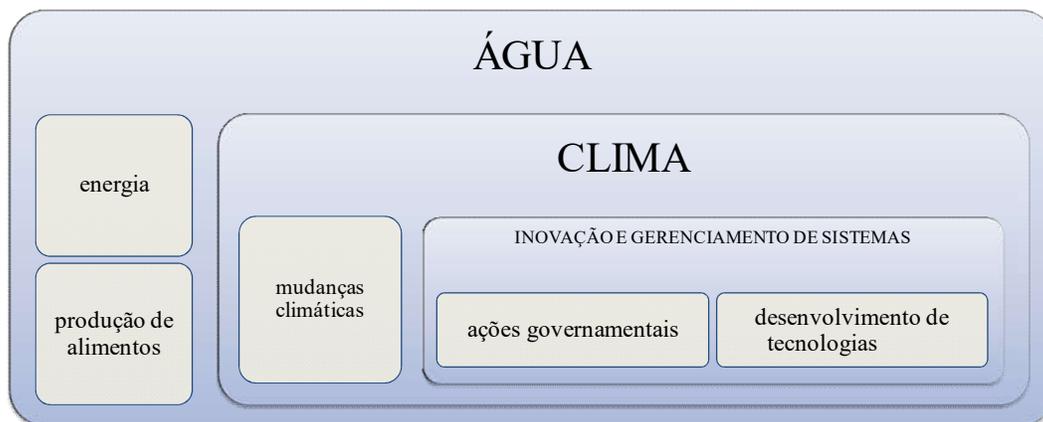
Os períodos recorrentes de escassez hídrica do semiárido nordestino, o grande volume de efluentes gerados nos laticínios e a falta de informações sobre o desempenho hidráulico de gotejadores que operam com efluentes de laticínios tanto no Brasil como no mundo, motivaram o desenvolvimento do presente trabalho.

Neste sentido, o presente estudo teve por objetivo geral analisar o desempenho hidráulico de unidades gotejadoras aplicando diluições de água residuária tratada de laticínios (ARL) e de água de abastecimento público (AA) em escala laboratorial no semiárido Potiguar. Como objetivos específicos apresentam-se: identificar as características físico-químicas e microbiológicas das diluições de ARL em AA para fins de uso agrícola; monitorar os indicadores de desempenho hidráulico das unidades gotejadores operando com diluições de ARL em AA; obter modelos empíricos que relacionem os níveis de obstrução à qualidade das diluições de ARL em AA e o tempo de operação; caracterizar o biofilme nos gotejadores por meio da microscopia; indicar, com base nos resultados e modelos empíricos, qual tipo de gotejador é mais indicado na operação com diluições de ARL em AA; verificar o potencial de salinização dos solos sob a aplicação das diluições de ARL em AA e estudar o desempenho de um filtro de tela operando com diluições de ARL em AA.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Crise hídrica

Os principais problemas relacionados à crise da água neste século são: aumento da urbanização, ocasionando um aumento na demanda por energia e, principalmente, na produção de alimentos; geração e disposição inadequada dos efluentes gerados, que dificulta o acesso à água de boa qualidade e afeta a biodiversidade; infraestrutura de distribuição da água em condições precárias, o que gera desperdícios; mudanças climáticas e a falta de ações governamentais que propiciem um melhor gerenciamento deste recurso (Tundisi et al.,2008; Tucci, 2008). Este conjunto de problemas tem a água como elemento central nos seus aspectos quantitativos e qualitativos e interfere, diretamente, na busca do desenvolvimento sustentável, afetando o bem-estar econômico e social da população (Figura 1).



Fonte: Adaptado de Tundisi (2008).

Figura 1. Relação da água, como elemento central, com os aspectos ambientais e socio-econômicos no contexto da sustentabilidade

O semiárido se caracteriza principalmente por escassez hídrica e variação climática, impondo, dessa forma, a necessidade de busca por estratégias na gestão de recursos e adaptação da sociedade às condições existentes. O crescimento da demanda e as transformações decorrentes de novas práticas baseadas na irrigação e industrialização fomentam conflitos de uso desse escasso recurso, carecendo da implantação de soluções sociais e tecnológicas que possam convergir para um desenvolvimento mais sustentável (Souza Filho, 2011).

A indústria responde por uma parcela relativamente pequena da demanda de água nas regiões semiáridas, em contrapartida, principalmente pelas precárias condições de infraestrutura de saneamento ambiental, contribui significativamente na degradação dos mananciais hídricos, promovendo lançamento inadequado dos efluentes gerados. O bom gerenciamento do uso da água e aproveitamento dos efluentes oriundos do setor industrial passa por um melhor conhecimento da diversidade de processos e quantificação de consumo dos diversos setores industriais (Oliveira-Esquerre et al., 2011).

Sendo a indústria alimentícia uma grande consumidora de água, estes efluentes têm sua origem nos processos e nas diversas atividades gerais ali desenvolvidas, os efluentes líquidos das indústrias de laticínios, por exemplo, representam um setor agroindustrial de elevado potencial gerador de águas residuárias com viabilidade para uso agrícola. Os efluentes líquidos destas indústrias são originados das águas de lavagem de equipamentos e piso, os esgotos sanitários gerados, as águas pluviais captadas na indústria e descarte de matéria-prima de baixa qualidade (Machado et al., 2001).

2.2 Aspectos e impactos ambientais relacionados aos laticínios

De acordo com a CONAB (2014), no setor alimentício a indústria de laticínios representa uma atividade de grande importância na economia brasileira e mundial. O Brasil é o quinto maior produtor mundial de leite, com produção, em 2014, de 35 milhões de toneladas de leite, sendo superado em termos de produção pela União Européia (144 milhões de toneladas), Estados Unidos da América (93 milhões de toneladas), Índia (60 milhões de toneladas) e China (36 milhões de toneladas).

Segundo dados da diretoria de pesquisas da Coordenação de Agropecuária do IBGE, no 4º trimestre de 2014 o volume de leite adquirido pelas indústrias processadoras de leite mostra um indicativo de queda de 0,2% sobre o 4º trimestre de 2013 e aumento de 4,8% sobre o 3º trimestre de 2014 (Tabela 1), no entanto, o volume industrializado apresentou aumento de 0,1% sobre o mesmo período de 2013 e de 4,8% no 3º trimestre de 2014.

Tabela 1. Quantidade adquirida de leite cru: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação (Minas Gerais e Rio Grande do Norte) – 3º e 4º trimestres de 2014.

Brasil, Região e UF	Trimestre		Variação relativa (%)
	Julho a setembro (2014)	Outubro a dezembro (2014)	
Brasil	6.227.237	6.527.520	4,80
Norte	282.061	330.208	17,10
Nordeste	333.355	343.407	3,00
Rio Grande do Norte	12.593	13.162	4,50
Sudeste	2.418.526	2.590.644	7,10
Minas Gerais*	1.584.162	1.711.481	8,00
Centro - Oeste	812.520	962.552	8,50
Sul	2.380.776	2.300.708	-3,40

Nota: * maior produtor

Fonte: IBGE (2015).

Ainda, segundo o IBGE (2015), nos três primeiros trimestres de 2015, mais de 90% do leite cru adquirido pelos laticínios foi industrializado, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Quantidade de leite cru ou resfriado adquirido e industrializado pelo estabelecimento, segundo os meses – Brasil 3º Trimestre de 2015

Meses	Leite cru ou resfriado adquirido (mil litros)	Leite cru ou resfriado industrializado pelo estabelecimento (mil litros)
Total do ano	17 763 056	17 737 915
Total do 1º trimestre	6 134 671	6 127 524
Janeiro	2 207 463	2 205 105
Fevereiro	1 899 478	1 898 166
Março	2 027 731	2 024 253
Total do 2º trimestre	5 644 769	5 636 463
Abril	1 850 850	1 848 617
Maio	1 885 933	1 883 806
Junho	1 907 986	1 904 040
Total do 3º trimestre	5 983 616	5 973 928
Julho	1 982 431	1 978 843
Agosto	2 015 589	2 012 961
Setembro	1 985 595	1 982 123

Fonte: IBGE (2015).

Diante do exposto, fica evidente a expansão da atividade de laticínios no Brasil, no entanto, esse cenário traz à tona as prováveis consequências ambientais, uma vez que esta atividade é potencialmente poluidora. Segundo Matos (2010), mesmo gerando resíduos atmosféricos e sólidos, para esse tipo de atividade, os efluentes líquidos ou águas residuárias são os maiores causadores de danos ao ambiente.

2.2.1 Características qualitativas e quantitativas das águas residuárias de laticínios

A caracterização quantitativa dos efluentes gerados nas indústrias de laticínios depende, diretamente, do período de funcionamento, dos produtos processados e formas de processamento, apresentando amplas variações de vazão (Matos, 2006).

Segundo Machado et al. (2002), na indústria de laticínios, os efluentes são gerados nos diversos processos e operações, determinando suas características físico-químicas, como apresentado na Tabela 3.

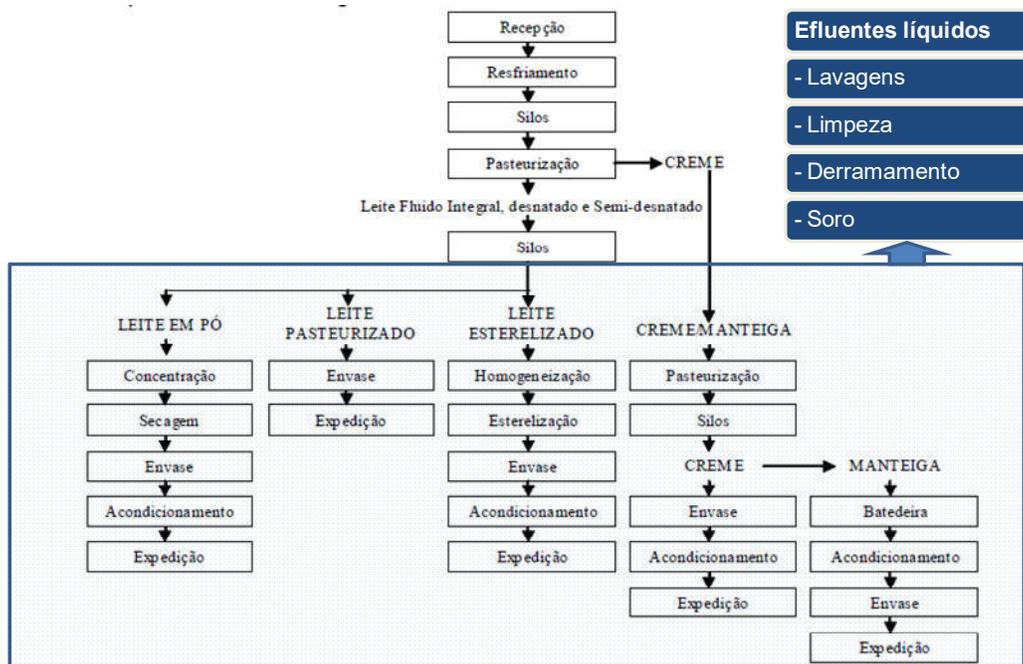
Tabela 3. Operações, processos e tipos de efluentes líquidos na indústria de laticínios

Processo/operação	Efluentes gerados
Higienização	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos de leite ou de produtos derivados, impurezas que ficam aderidos em latões de leite, tanques, tubulações de leite e mangueiras de soro, bombas, equipamentos e utensílios diversos utilizados na produção. Águas oriundas da higienização de pisos e paredes, incluindo lubrificantes de máquinas e equipamentos.
Descartes e descargas	<ul style="list-style-type: none"> Descarte de soro, leiteiro, água de filagem e leite ácido nas tubulações de esgotamento de águas residuárias. Descargas de sólidos de leite retidos em clarificadores. Descarte de finos oriundos da fabricação de queijos. Produtos retornados à indústria.
Vazamentos e derramamentos	<ul style="list-style-type: none"> Leite, derivados e subprodutos das tubulações e equipamentos e consequência de operações mal executadas.
Banheiros	<ul style="list-style-type: none"> Efluentes sanitários.

Fonte: Adaptado de Machado et al. (2002).

As águas residuárias de laticínios se caracterizam por substâncias presentes no leite, como alto teor de matéria orgânica, alta concentração de óleos e graxas; altos teores de fósforo e nitrogênio, grande variação no pH e concentrações residuais de soluções ácidas e alcalinas oriundas das operações de limpeza (Maganha, 2006).

Em uma indústria de laticínios o volume de efluentes gerados está diretamente relacionado às operações de produção e limpeza de equipamentos, também sujeitas às variações do perfil produtivo e, por vezes, a manutenção de equipamentos e instalações (Machado et al., 2001). As unidades de beneficiamento apresentam detalhes e diferenças entre processos, procedimentos e produtos (Brião, 2007). Um esquema geral pode ser resumido conforme apresentado na Figura 2.



Fonte: Adaptado de Brião (2007).

Figura 2. Fluxograma geral do processamento de leite em laticínios

O processo de limpeza da indústria de laticínios gera elevados volumes de águas residuárias, produzindo cerca de 10 L de efluente por litro de leite processado (Brião e Tavares, 2012). Os efluentes líquidos gerados nos processos de produção de laticínios possuem elevados teores de matéria orgânica, gorduras, sólidos suspensos e nutrientes, e são considerados a principal fonte de poluição dessas indústrias (Andrade, 2011).

As condições operacionais das indústrias de laticínios são determinantes na caracterização qualitativa dos efluentes gerados, em virtude de falhas operacionais e uma gestão adequada no manejo dos rejeitos, principalmente na separação do soro, que ocasiona uma carga orgânica maior. Machado et al. (2000) relacionou a capacidade produtiva das unidades de produção, DBO e período de funcionamento por meio do denominado coeficiente de volume de efluente líquido, ao potencial poluidor do empreendimento, como descrito na Tabela 4.

Tabela 4. Caracterização qualitativa dos efluentes líquidos de indústrias de laticínios

Capacidade produtiva (L leite d ⁻¹)	Volume diário (m ³)	Período func. (h d ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	Carga orgânica (kg d ⁻¹)
1.000	5,0	5	6.000	30
5.000	25,0	6	6.000	150
10.000	50,0	8	6.000	300
20.000	100,0	8	6.000	600
40.000	160,0	16	5.000	800
80.000	320,0	16	5.000	1.600

Fonte: Machado et al. (2000).

Os efluentes típicos gerados pelas indústrias de laticínios não têm em sua composição substâncias químicas tóxicas constantes no inventário de emissões de substâncias tóxicas da U.S. EPA - Environmental Protection Agency, no entanto, possuem características como alta concentração de sólidos dissolvidos, gordura e minerais que podem trazer danos ao meio ambiente (Sarkar et al., 2006). A presença de pesticidas organoclorados e bifenilos policlorados (PCB) foi investigada em leite cru, pasteurizado e UHT do Rio Grande do Sul (Brasil), sendo encontrados valores acima da média dos limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (Heck et al., 2007). Considerando-se a toxicidade destes compostos é importante que haja um monitoramento nos efluentes gerados por essa atividade.

Os poluentes inorgânicos, em especial nitrogênio e fósforo, são gerados em grande quantidade em processadoras de laticínios, uma vez que o leite possui cerca de 3% de proteínas e 1.000 mg L⁻¹ de fósforo (Brião, 2007). Embora essenciais como nutrientes

para tratamentos biológicos, quando em excesso, ocasionam extrapolações do efluente gerado, o que pode vir a causar a eutrofização dos rios (von Sperling, 2011).

Os valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) encontrados para os efluentes de laticínios sofrem grandes variações com os produtos fabricados, uma vez que os constituintes do leite apresentam valores diferentes de carga orgânica (Braile e Cavalcanti, 1993).

Os efluentes da indústria de laticínios têm como base grandes quantidades de constituintes do leite tais como a caseína, a lactose, gordura e sais inorgânicos. Além de detergentes e sanitizantes usados para a lavagem. Todos estes componentes têm relação direta no alto valor da DBO (Kolhe & Pawar, 2011).

O valor característico de DBO e DQO para efluente industrial de laticínio encontrado por Matos et al. (2010) é de 2790 e 5143 mg L⁻¹, respectivamente, sendo a relação DQO/DBO bem próxima a do esgoto doméstico. O volume médio de efluentes gerados nas unidades processadoras de leite é de 3 a 4 litros para cada litro de leite processado, já na produção de queijos, manteigas e outros subprodutos, como o soro e o leitelho (soro da manteiga), esse volume é bem maior. O soro tem uma contribuição significativa na carga poluidora do efluente das indústrias de laticínios, que apesar de ser reaproveitado na produção de bebidas lácteas, é um importante poluente ambiental, sua DBO varia de 30.000 a 60.000 mg L⁻¹ (Matos, 2010).

Janczukowicz et al. (2008) ao analisar a taxa de biodegradabilidade dos efluentes resultantes de diferentes processos de unidade produtiva de laticínios, submetidos a um sistema de tratamento por lodo ativado em condições aeróbicas, verificou que o soro de queijo foi o subproduto mais resistente ao processo de biodegradação, evidenciando a importância do aproveitamento desse subproduto dentro do processo produtivo.

Para os laticínios de pequeno e médio porte existe uma limitação no aproveitamento do soro na produção de subprodutos derivados, havendo a necessidade de ações conjuntas (várias unidades de produção) para o processamento deste resíduo (Machado et al., 2001).

A avaliação da concentração de sólidos em suspensão é elemento fundamental para o planejamento e projeto de instalações de tratamento de efluentes, desde o sistema de bombeamento até a adequada escolha e manejo de emissores, quando há a aplicação no solo (Matos, 2006).

Os agentes de limpeza usados para remoção de depósitos minerais e os detergentes básicos utilizados na saponificação de gorduras e remoção de substâncias protéicas no processo de sanitização das unidades processadoras de laticínios podem alterar significativamente o pH do efluente, os mais utilizados soda cáustica, ácido nítrico, ácido fosfórico e hipoclorito de sódio. (Britz et al., 2006).

Brião (2007) objetivando medidas mitigadoras e minimizadoras da carga de poluentes enviados a uma estação de tratamento de efluentes de um laticínio, monitorou o efluente bruto de três macrossetores de uma unidade industrial obtendo os resultados das concentrações médias de pH, DQO, nitrogênio, fósforo, óleos e graxas (Tabela 5).

Tabela 5. Valores médios de pH e concentrações de DQO, nitrogênio, fósforo, óleos e graxas dos setores avaliados

Setor	pH	DQO (mg L ⁻¹)	Nitrogênio (mg L ⁻¹)	Fósforo (mg L ⁻¹)	Óleos e graxas (mg L ⁻¹)
Recepção de leite	10,06±1,60	1794±980	45,2±24,9	25,2±14,2	253,3±105,2
Produtos Fluidos	9,62±3,69	2270±797	71,2±38,7	42,1±22,6	523,5±345,2
Produtos Secos	10,43±2,87	2391±1928	88,2±72,8	55,0±41,9	296,6±166,3
Efluente Bruto	10,45±1,77	2491±1226	69,4±46,6	37,5±22,9	286,8±217,9

Fonte: Brião (2007).

A sanitização dos laticínios inclui operações de lavagens de silos, tubulações, tanques, pasteurizadores e equipamentos, que demandam grandes volumes de água (Brião & Tavares, 2012). Esta água utilizada no enxágue de equipamentos vem a se tornar efluente, fazendo com que esta indústria descarte elevados volumes de efluentes com alta carga orgânica. Em alguns casos, cada litro de leite processado pode gerar até dez litros de efluente, que devem ser enviados às estações de tratamento (Vourch et al., 2005); estima-se que as perdas podem atingir de 1 a 3% do volume de leite in natura recebido pelos laticínios (Vourch et al., 2008).

Mesmo sendo originados de processos semelhantes, os efluentes da indústria de laticínios podem sofrer variação nas suas características físico-químicas, resultante de fatores como: volume do produto processado, qualidade da matéria-prima, práticas e ações mitigadoras da carga poluidora e padronização dos processos. Na Tabela 6 estão apresentados os valores das principais características físico-químicas do efluente industrial de vários tipos de laticínios.

Tabela 6. Valor médio e desvio padrão e faixa de variação das características físico-químicas de efluentes de indústrias de laticínios (vários autores)

Características	(1)	(2)	(3)	
	Valor médio + desvio padrão	Valor médio + desvio padrão	Max	Min
DBO ₅ ²⁰ (mg . L ⁻¹)	913 ± 67	2790 ± 633	5722	565
DQO (mg . L ⁻¹)	1632 ± 63	5143 ± 328	7619	785
ST (mg . L ⁻¹)	500 ± 26	2407 ± 442	14205	1837
SS (mg . L ⁻¹)	82 ± 13	702 ± 100	3560	326
SD (mg . L ⁻¹)	418 ± 33	1705 ± 479	-	-
pH (25°C)	4,7 ± 0,5	3,78 ± 0,47	11,3	6,2

Nota: ⁽¹⁾ Lima et al. (2013); ⁽²⁾ Matos et al. (2008); ⁽³⁾ Janczukowicz et al. (2007).

2.2.2 Aspectos ligados ao licenciamento ambiental de laticínios

A Resolução do CONAMA n.º 01 de 23/01/86 define impacto ambiental como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986).

O processo de licenciamento ambiental de indústrias é balizado em estudos ambientais que avaliam todos os impactos ambientais decorrentes da atividade em todas as etapas do processo, desde a instalação, funcionamento e encerramento da atividade.

Estas informações abrangem, entre outros, impactos referentes ao uso de recursos naturais, geração e destinação final de resíduos.

O Licenciamento Ambiental, instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente tem como arcabouço jurídico, principalmente a Lei nº 6938/81, o art. 225, § 1º, IV, da Constituição Federal a Lei 6.938/81 e as Resoluções 001/86, 009/87 e 237/97, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), foi instituído com a finalidade de promover o controle prévio à construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades que utilizam recursos ambientais, considerados efetiva e potencialmente poluidores, capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental (MMA, 2009).

O processo de licenciamento ambiental é balizado, ainda, pela Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997, que estabeleceu procedimentos e critérios, e reafirmou os princípios de descentralização presentes na Política Nacional de Meio Ambiente e na Constituição Federal de 1988. Esta Resolução também esclareceu as competências correspondentes aos níveis de governo para sua realização, dependendo das características e da abrangência espacial do empreendimento, sendo que “caberá ao órgão ambiental competente definir os critérios de exigibilidade, o detalhamento e a complementação dos requisitos constantes na referida resolução, levando em consideração as especificidades, os riscos ambientais, o porte e outras características do empreendimento ou atividade” (BRASIL, 1997).

A condução do processo do Licenciamento Ambiental consiste no exame dos aspectos ambientais dos projetos nas distintas fases do empreendimento, sendo dividido em etapas contemplando as licenças: prévia, de instalação e de operação.

A atividade de laticínios no Rio Grande do Norte é categorizada, para efeito de licenciamento ambiental, como “indústria”. O Conselho Estadual do Meio Ambiente, na Resolução CONEMA nº 04/2006, considera a atividade, de uma maneira geral, com potencial poluidor/degradador MÉDIO, sugerindo impactos ambientais significativos, principalmente no uso da água e geração de efluentes líquidos, conforme mostra a Tabela 7.

Tabela 7. Atividades de laticínios enquadramento genérico da resolução CONEMA nº 04/2006, segundo o porte e o potencial poluidor/degradador.

Atividades/Empreendimentos	Potencial Poluidor/Degradador			
	Ar	Água	Solo e/ou subsolo	Geral
Fabricação de laticínios e pasteurização de leite				
Pasteurização e frigorificação do leite	M	G	M	M
Fabricação de manteiga, queijo, leite em pó e condensado, farinha láctea, cremes, coalhada, iogurte, refrigerantes à base de leite, inclusive sorvetes, e de outros derivados do leite não especificados ou não classificados	M	G	M	M

Notas: O potencial poluidor/degradador atividades, com exceção das petrolíferas, é classificado em pequeno (P), médio (M) ou grande (G), de acordo com suas características, considerando as seguintes variáveis ambientais: ar, água e solo/subsolo. Os critérios para classificação em M e G para a atividade da indústria de laticínios são os seguintes:

Ar: M - Poluição sonora, com ou sem a utilização de gás natural como combustível, ou emissão de odores ou emissões esporádicas de material particulado, geração de radiação eletromagnética não-ionizante.

Solo e/ou Subsolo: M - Geração de resíduos não perigosos e não inertes, moderada movimentação de terra e de retirada de vegetação, moderado risco de interferência no meio antrópico do entorno do empreendimento ou atividade, moderada salinização do solo ou moderado processo erosivo.

Água: G - Geração de efluentes industriais com óleos e graxas e/ou com as substâncias presentes na Tabela X do Art. 34 da Resolução CONAMA nº 357/05, alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011, ou, ainda, com a presença de agrotóxicos ou efluentes de estabelecimentos de saúde, grande potencial de eutrofização, ou grande interferência física no corpo d'água ou grande risco de impacto na água, em caso de acidentes com vazamento de efluentes líquidos e/ou resíduos sólidos para corpos d'água.

Fonte: IDEMA (2015).

O cumprimento da legislação federal, no decorrer do processo de licenciamento ambiental, é de caráter obrigatório para os Estados, sendo as normas e critérios gerais estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. A lei nº 6938/81 que foi regulamentada pelo Decreto Federal nº 99.274/1990 e estabelece os tipos de licenças ambientais (Tabela 8).

Tabela 8. Tipos de licenças ambientais para empreendimentos

Licença prévia (LP)	É concedida na etapa preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade em questão, aprova os requisitos de localização, instalação e operação, após avaliação dos impactos ambientais e de suas respectivas medidas mitigadoras, observando as normas e planos legais nas instâncias municipal (plano diretor), estadual e federal.
Licença de instalação (LI)	A partir do atendimento as especificações aprovadas nos planos, projetos e programas, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes é autorizada a instalação do empreendimento ou atividade.
Licença de operação (LO)	Após as verificações necessárias, do efetivo cumprimento do constante nas licenças anteriores autoriza a operação da atividade ou empreendimento com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação.

Fonte: MMA (2009).

Os Estados devem estruturar os respectivos órgãos ambientais de forma a se adequar tanto quantitativa como qualitativamente do ponto de vista técnico a fim de promover as análises técnicas e demais verificações necessárias (Morais Junior, 2008).

2.2.3 Legislação aplicada ao uso e destinação final de águas residuárias

A Resolução CONAMA nº 357/2005, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e ainda estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2005a). Esta resolução classifica as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, de acordo com a qualidade requerida aos seus respectivos usos, conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 9. Classificação das águas em doces, salobras e salinas

Classes	Águas		
	Doces ($\leq 0,5\%$)	Salobras (0,5 a 30%)	Salinas ($\geq 30\%$)
	Especial	Especial	Especial
	Classe 1	Classe 1	Classe 1
	Classe 2	Classe 2	Classe 2
	Classe 3	Classe 3	Classe 3
	Classe 4		

Subdivisão da Classe 3 para águas doces

Classe 3	Destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional
	Destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
	Destinadas à pesca amadora;
	Destinadas à recreação de contato secundário;
	Destinadas à dessedentação de animais.

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005 e dispõe sobre os parâmetros, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores (Tabela 10). Segundo essa Resolução, o lançamento de efluentes nos corpos receptores só poderão ocorrer após o devido tratamento, e seguindo as novas orientações legais, mantendo-se a classificação e enquadramento dos corpos hídricos para águas doces, salobras e salinas na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Tabela 10. Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos segundo a resolução CONAMA 430/2011

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg L ⁻¹ As
Bário total	5,0 mg L ⁻¹ Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg L ⁻¹ B
Cádmio total	0,2 mg L ⁻¹ Cd
Chumbo total	0,5 mg L ⁻¹ Pb
Cianeto total	0,5 mg L ⁻¹ Pb
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg L ⁻¹ CN
Cobre dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg L ⁻¹ Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg L ⁻¹ Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg L ⁻¹ Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg L ⁻¹ Fe

Continuação da Tabela 10. Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos segundo a resolução CONAMA 430/2011

Fluoreto total	10,0 mg L ⁻¹ F
Manganês dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Mn
Mercúrio total	0,01 mg L ⁻¹ Hg
Níquel total	2,0 mg L ⁻¹ Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹ N
Prata total	0,1 mg L ⁻¹ Ag
Selênio total	0,30 mg L ⁻¹ Se
Sulfeto	1,0 mg L ⁻¹ S
Zinco total	5,0 mg L ⁻¹ Zn
Parâmetros Orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg L ⁻¹
Clorofórmio	1,0 mg L ⁻¹
Dicloroetano (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg L ⁻¹
Estireno	0,07 mg L ⁻¹
Etilbenzeno	0,84 mg L ⁻¹
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg L ⁻¹ C ₆ H ₅ OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg L ⁻¹
Tricloroetano	1,0 mg L ⁻¹
Tolueno	1,2 mg L ⁻¹
Xileno	1,6 mg L ⁻¹

Fonte: Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011b).

A resolução CONAMA nº 430/2011 além de exigir o monitoramento dos efluentes mediante a utilização de ensaios de toxicidade, também fixa valores de remoção (60%) para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) de efluentes e valor máximo de 120 mg L⁻¹ como limite de lançamento de DBO_{5,20} em corpos hídricos receptores, no caso do esgoto sanitário.

No Estado do Ceará, a Portaria nº 154, de 22 de julho de 2002, dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, estabelecendo a obrigatoriedade do devido tratamento de efluentes de qualquer fonte poluidora antes do descarte em corpos hídricos (CEARÁ, 2002). A Portaria ainda estabelece os padrões para a reutilização de efluentes, mas somente de origem doméstica para uso em irrigação e drenagem, dessedentação de animais, aquicultura e outras. Vale salientar que a referida portaria não faz referência a limites de nitrato e fósforo para reuso de água, estabelecendo padrões apenas para coliformes termotolerantes, ovos de helmintos e condutividade elétrica (Tabela 11).

Tabela 11. Valores orientadores para reuso de efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas

Atividade Tipo 1	
Características	Valores
Coliformes termotolerantes (CF)	< 1000 CF 100 mL ⁻¹
Ovos de helmintos	< 1 ovo L ⁻¹ de amostra
Condutividade elétrica	< 3,0 dS m ⁻¹
Atividade Tipo 2	
Características	Valores
Coliformes termotolerantes (CF)	< 5000 CF 100 mL ⁻¹
Ovos de helmintos	< 1 ovo L ⁻¹ de amostra
Condutividade elétrica	< 3,0 dS m ⁻¹

Fonte: Portaria nº 154/2002 (CEARA, 2002).

No Rio Grande do Norte a Lei Complementar nº 31 de 24 de novembro de 1982, institui o Código Estadual de Saúde e estabelece normas básicas sobre promoção, proteção e recuperação da saúde. Em seu artigo 46, prevê que águas residuárias de qualquer natureza, observando suas características físicas, químicas ou biológicas que possam promover alteração da composição dos corpos hídricos receptores deverão sofrer tratamento prévio, não considerando ainda a possibilidade de reúso (RIO GRANDE DO NORTE, 1982).

2.2.4 Principais sistemas de tratamento de águas residuárias de laticínios

A adequação dos efluentes gerados para uma correta destinação final, segundo a legislação e padronização da qualidade do lançamento destes despejos, está relacionada com as operações, processos e nível de tratamento a que são submetidos, como descrito na Tabela 12.

Tabela 12. Operações, processos e níveis de tratamento de efluentes

Nível do tratamento	Remoção	Mecanismo predominante	Aplicação	Operação, processo ou sistemas de tratamento
Preliminar	Sólidos grosseiros	Físico	Etapa inicial de tratamento	Grade; Desarenador; Medidor de vazão
Primário	-Sólidos sedimentáveis -Sólidos em suspensão	Físico	Tratamento parcial Etapa intermediária do tratamento completo	Tanques de decantação

Continuação da Tabela 12. Operações, processos e níveis de tratamento de efluentes

Secundário	Sólidos não sedimentáveis; DBO em suspensão fina; DBO solúvel; Eventualmente nutrientes; Eventualmente patógenos.	Biológico	Tratamento mais completo para remoção de matéria orgânica	Lagoas de estabilização e variantes; Processos de disposição sobre o solo; Reatores anaeróbios; Lodos ativados e variantes; Reatores aeróbios com biofilmes
Terciário	Nutrientes; Organismos patogênicos; Compostos não biodegradáveis; Metais pesados; Sólidos inorgânicos dissolvidos; Sólidos em suspensão remanescentes.	Físico, químico e biológico	Remoção de nutrientes e de organismos patogênicos	Nutrientes: <ul style="list-style-type: none"> • Lagoas de estabilização; • Sistemas de disposição controlada no solo; • Lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes; • Processos físico-químicos Organismos patogênicos: <ul style="list-style-type: none"> • Lagoa de maturação e polimento; • Infiltração no solo; • Cloração; • Ozonização; • Radiação ultravioleta; • Membranas.

Fonte: von Sperling (2011).

As variações encontradas nas características das substâncias que compõem os efluentes de laticínios e as diferenças entre empreendimentos faz com que haja a necessidade de se estudar de forma individual qual sistema de tratamento adequado para esses despejos. O tipo e o método de tratamento utilizado dependem de aspectos técnicos como volume e a carga dos despejos e tamanho da unidade industrial; localização e produtos fabricados, além de fatores sócioeconômicos (Braile & Cavalcanti, 1993). Os sistemas de tratamento mais utilizados para os efluentes oriundos da indústria de laticínios estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Processos e sistemas de tratamento para efluentes de laticínios

Sistemas e tipos de tratamentos	Aplicações
Gradeamento	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos grosseiros como coágulos de leite resultantes da produção de queijos
Equalização de vazões	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzir a faixa de variação do pH, causada pelo uso de substâncias alcalinas durante a higienização; • Remoção de sólidos suspensos
Caixas de gordura Equipamentos de flotação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de óleos e gorduras; • Remoção de óleos emulsionados
Tratamento químico utilizando sulfato de alumínio e óxido de cálcio	<ul style="list-style-type: none"> • Diminuição da DBO pela produção de flocos sedimentáveis
Lodos ativados Valos de oxidação Lagoas de estabilização Digestão anaeróbia	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção da DBO
Uso agrícola dos efluentes	<ul style="list-style-type: none"> • Indústrias localizadas em zonas rurais ou despovoadas que possuam o tipo adequado de solo.
Exportação de despejos	<ul style="list-style-type: none"> • Transporte do efluente para locais onde possam dar uma destinação adequada para os despejos

Fonte: Braile & Cavalcanti (1993).

As águas residuárias da indústria de laticínios podem ser tratadas por diferentes métodos, tanto físico-químicos quanto biológicos, sendo mais comuns os sistemas biológicos, onde pode-se destacar os lodos ativados, filtro anaeróbio, lagoas aeradas, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e filtros biológicos (Demirel et al., 2005).

Campos et al. (2004) avaliaram o desempenho de um UASB em escala laboratorial e submetido a diferentes tempos de detenção hidráulica. Observou-se que os altos teores de óleos e graxas comprometeram a eficiência do sistema, mesmo tendo apresentado uma boa capacidade de tamponamento em relação as variações de pH.

Oliveira et al. (2014) verificaram a eficiência de um sistema de tratamento preliminar/secundário composto por gradeamento e caixa de gordura seguida de lagoa aerada de mistura, que apesar de ter proporcionado remoção dos níveis de nitrato, DBO, DQO, sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos, observou-se aumento nas concentrações de sódio, potássio e cloreto no efluente tratado, fato esse relacionado à manutenção inadequada do sistema de tratamento.

Mesmo tendo ampla utilização nos tratamentos dos efluentes de laticínios os diversos sistemas biológicos podem não apresentar eficiência desejada, uma vez que estes

efluentes podem apresentar na sua composição características como variação de pH e temperatura e altas taxas de matéria orgânica. Dalla Villa et al. (2007) avaliaram a eficiência do processo foto-Fenton/solar como tratamento complementar aos sistemas biológicos na redução da carga orgânica do efluente, onde o processo se mostrou eficaz na remoção da carga orgânica.

Mendonça et al. (2015) testaram a eficiência de sistemas alagados construídos (SACs), no tratamento de efluentes de laticínios. Em escala piloto os sistemas apresentaram eficiência na remoção de DBO e regulação de pH, com características de efeito tampão, mantendo as faixas de pH dentro dos padrões exigidos pela resolução CONAMA nº 430/2011, para lançamento de efluentes em curso de água, indicando a viabilidade do uso destes sistemas na complementação de uma etapa preliminar.

Mesmo submetido à grandes variações no volume e na carga, o tratamento de efluentes de laticínios mediante a aplicação dos processos de separação por membranas se apresenta como alternativa promissora, principalmente pelo fato da possibilidade de retirada de nutrientes da corrente descartada, visando seu aproveitamento como ingrediente de subprodutos lácteos (Brião, 2007).

2.3 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo

Associado as novas tecnologias agrícolas e ao aumento das áreas irrigadas no Brasil, diminuindo os riscos de produção e provocando investimentos no setor, o uso de águas residuárias possibilita a aplicação de matéria orgânica, nutrientes e água via sistemas de irrigação. No entanto, o uso de águas residuárias na agricultura, também pode ocasionar impactos ambientais negativos ao sistema solo-planta (Rodrigues et al., 2011).

2.3.1 Aspectos físicos e químicos

O reuso planejado de águas para fins agrícolas é difundido e utilizado em alguns países do mundo impactados pela escassez hídrica ou pela preocupação com o meio ambiente, enquanto no Brasil esta prática é ainda incipiente, apesar da escassez dos recursos hídricos em todo país, em determinadas estações do ano. Neste sentido, a utilização de águas residuárias na agricultura, feita de forma não planejada pode

provocar danos ambientais aos ecossistemas, contaminação do solo e trazer riscos à saúde humana.

O uso continuado de águas residuárias deve ser planejado de modo a se controlar a salinidade, sodicidade e presença de outros elementos nocivos ao solo e aos cultivos agrícolas, florestais e ornamentais (Hespanhol, 2008). Semelhantemente, Ayers & Westcot (1999) afirmaram que no solo, os problemas associados ao uso destas águas estão relacionados à salinidade, sódio, ao excesso de nutrientes, aos bicarbonatos e a oscilação dos valores de pH.

A disposição de águas residuárias no sistema solo-planta, apesar de ter o potencial de causar problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e toxicidade às plantas, se bem planejada e orientadas por critérios agrônômicos e ambientais, pode trazer benefícios, tais como, ser utilizada como fonte de nutrientes e água para as plantas, possibilitando a redução do uso de fertilizantes minerais e de seu potencial poluidor ao ambiente (Erthal et al., 2010).

Deve-se ressaltar que a aplicação de águas residuárias como fertirrigação tem como base a maior concentração relativa do nutriente e na quantidade deste nutriente requerido pela cultura, havendo o cuidado de não comprometer a produtividade da cultura, além de provocar poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas (Matos, 2007).

Medeiros et al. (2005) investigaram as alterações químicas do solo aplicando água residuária doméstica e compararam os resultados obtidos no manejo convencional sem aplicação de água residuária, sendo observado incremento nos valores de pH, das concentrações de fósforo e enxofre disponível, potássio, cálcio, magnésio trocáveis, matéria orgânica, nitrogênio e diminuição dos valores de acidez trocável e potencial e argila dispersa na água. Mesmo sendo observado um incremento nas concentrações de sódio trocável e um aumento da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes), razão de adsorção de sódio (RAS) e percentagem de sódio trocável (PST) não se constataram problemas de salinidade no solo.

Santos et al. (2006) avaliaram um solo não salino cultivado com mamona submetido a irrigação com águas residuárias e adubado com biossólido, analisando características físico-químicas tais como a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, sódio, potássio, sulfato, cálcio, magnésio, bicarbonato, cloreto, RAS e PST. Ao final do

experimento constataram que a irrigação com água residuária contribui para tornar o solo de não salino para salino-sódico.

Matos et al. (2010) constataram que o capim tifton 85 extraiu mais nitrogênio e sódio presente na água residuária de laticínios, enquanto o capim elefante extraiu maior quantidade de potássio. Os referidos autores evidenciaram também, que a concentração de fósforo na parte aérea e a capacidade extratora foram semelhantes tanto no capim tifton 85, quanto no capim elefante.

Oliveira et al. (2014) avaliaram a eficiência de tratamento do efluente de laticínios e os seus efeitos nos atributos físico-químicos de um Argissolo Vermelho submetido a fertirrigação. Em um período de cinco anos de irrigação, o solo apresentou valores elevados de nitrogênio e fósforo, bem como incremento da concentração de sódio, indicando a necessidade de um manejo mais adequado, a fim de evitar a toxicidade das plantas e degradação física do solo.

Andrade et. al. (2005) estudaram o potencial de contaminação em Argissolos e Gleissolos, cultivados com milho, irrigados com água residuária doméstica terciária, a fim de observar a dinâmica de íons, como nitrato e sódio. O lixiviado do Argissolo apresentou níveis mais altos de nitrato, condutividade elétrica e sódio, quando comparados ao lixiviado do Gleissolo; evidenciando maior vulnerabilidade e risco ambiental dos Argissolos a aplicação de efluentes domésticos; deixando claro que a aplicação de efluentes no solo deve ser feita de forma planejada e controlada, principalmente, naquela situação onde existe o lençol freático mais raso.

Resultados apresentados por Condé et al. (2013) evidenciaram que o efeito da aplicação de água residuária de suinocultura nas características químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico contribuiu para o aumento da acidez do solo, na camada mais profunda, aumentando os riscos de redução da permeabilidade do solo.

Na avaliação de Duarte et al. (2008) os efeitos da disposição da água residuária doméstica tratada nos teores de fósforo e potássio, matéria orgânica e pH do solo após as irrigações, mesmo se prevendo um aumento nos teores médios destas características, não foram verificadas alterações significativas no pH, nem dos teores de fósforo e potássio do solo.

Por outro lado, Rodrigues et al. (2011) verificaram que as irrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico contribuíram significativamente para o aumento do teor de nitrogênio total, amoniacal e nitrato na solução do solo, bem como elevou a

produtividade média da alface cultivar Tainá, conduzida em casa de vegetação. Os resultados observados para pH e CEes apresentaram valores médios que não representaram riscos de salinização, assim como as concentrações de nitrogênio, amônia e nitrato, que não apresentaram diferenças significativas quando comparados aos outros tratamentos estudados.

Erthal et al. (2010) utilizaram quatro taxas crescentes de água residuária bovina em um Argissolo Vermelho Eutrófico, cultivado com gramíneas forrageiras, avaliaram a CEes, argila dispersa em água, índice de saturação por sódio, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (SB) e os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e sódio. Apesar de observarem um discreto aumento nos valores de pH, CTC e SB nas camadas superficiais do solo e aumento da concentração de sódio trocável; não evidenciaram problemas de salinidade nem de sodicidade. Entretanto, a tendência de aumento da argila dispersa em água na camada superficial indicou que a aplicação contínua deste efluente apresenta riscos de redução da taxa de infiltração da água no solo.

Aplicando taxas de água residuária da suinocultura, Smanhotto et al. (2010) avaliaram os possíveis efeitos em Latossolo Vermelho distroférico típico, quanto às concentrações de cobre e zinco, foi possível observar que, em relação ao cobre, não houve diferenças com a aplicação do referido efluente. Já com relação ao zinco, as concentrações aumentaram com a aplicação da água residuária no decorrer do tempo, mesmo não havendo transferências significativas destes metais por percolação.

2.3.2 Aspectos microbiológicos

Bactérias, protozoários, helmintos e vírus são microorganismos comumente encontrados nas águas residuárias domésticas, sendo muito importante estabelecer a qualidade sanitária dessas para fins de irrigação ou disposição no ambiente (Metcalf & Eddy, 2003).

Os padrões de qualidade microbiológica da água para reuso são definidos para minimizar os riscos à saúde pública. Mesmo que a presença de organismos patogênicos no sistema água-solo-planta caracterize a potencialidade de transmissão de doenças, esse efeito negativo irá depender de alguns fatores tais como características dos microrganismos (dose infectiva, carga residual e latência), dos hospedeiros (imunidade

natural ou adquirida, idade, sexo, condições gerais de saúde) e ainda de fatores relacionados a hábitos sanitários, estabelecendo risco real inferior ao risco potencial (Hespanhol, 2008).

Apesar desse fato, ao considerar a presença de organismos patogênicos nas águas residuárias torna-se necessário avaliar no efluente dos sistemas de tratamento de águas residuárias, o nível populacional de microrganismos indicadores de contaminação fecal, considerando que esse valor limita seu uso para fins de irrigação ou disposição no ambiente (Ceballos, 2000).

A utilização de águas residuárias na agricultura exige um cuidadoso monitoramento dos parâmetros relacionados à higiene sanitária. Palese (2009) avaliou os impactos sanitários de uma plantação de olivas, submetido à aplicação de água residuária doméstica tratada e tratamento convencional, no período de 2000 a 2006, localizada no sul da Itália. Mesmo se constatando uma considerada variação no nível populacional de *Escherichia coli* presente na água. Nenhuma contaminação microbiana significativa foi observada em frutas colhidas diretamente da copa das árvores. Confirmando que, sob condições adequadas, águas residuárias de baixa qualidade podem ser uma alternativa viável na irrigação desta cultura, principalmente em ambientes com escassez hídrica.

Águas residuárias tratadas têm sido cada vez mais usadas para irrigar uma grande variedade de culturas agrícolas, sendo promissora a expansão do uso destas águas. Todavia, sem controle adequado do uso, podem expor o público a uma variedade de agentes patogênicos, tais como bactérias, vírus, protozoários e,ou vermes. O risco de transmissão de doenças está diretamente relacionado ao contato com a água, por parte dos agricultores, aerossol, pulverização, do consumo de produtos irrigados com efluente e de solos contaminados. Sendo o método de irrigação utilizado potencialmente decisivo na propagação de agentes patogênicos (Capra & Scicolone, 2004).

Aiello et al. (2007) avaliaram o impacto da aplicação do efluente de esgoto tratado em solo, a produtividade do tomate e método de irrigação (gotejamento). A camada superficial do solo mostrou um considerável crescimento no nível populacional dos microrganismos, bem como uma ligeira contaminação nos frutos, apesar do aumento na produtividade do tomateiro.

Os fatores determinantes para sobrevivência de bactérias no solo são umidade, pH, radiação solar, temperatura, concentração de matéria orgânica e predação por outros microrganismos (Chernicharo, 1997). Organismos patogênicos presentes nas águas

residuárias, em geral, não conseguem penetrar no tecido vegetal, com exceção das plantas danificadas; no entanto alguns destes microrganismos chegam a ser encontrados na superfície das plantas irrigadas, estando em condições ambientais adversas, uma vez que são expostas a raios solares (Sousa et al., 2006).

Ainda, segundo Sousa et al. (2006) avaliando o desempenho da cultura do pimentão (*Capsicum annuum* L.) irrigado com efluentes de reator UASB, observaram que o nível populacional de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* é maior no solo, após a colheita, que nos frutos. Uma vez que, de acordo com Paganini (2003), a sobrevivência de bactérias entéricas no solo depende também da atividade de microrganismos presentes (actinomicetos e fungos), já que os mesmos podem produzir ou até mesmo ter essa sobrevivência prolongada em função de nutrientes disponíveis.

Sousa et al. (2011) estudaram a contaminação microbiológica no perfil do solo com água residuária doméstica terciária; concluíram que a contaminação por coliformes fecais na superfície do solo foi mínima e sem risco para a saúde humana, chegando à ausência de contaminação a 1,00 m de profundidade. Esse resultado confirma que a sobrevivência dos coliformes fecais é menor sob altas temperaturas, baixa umidade do solo ou quando expostos a maior incidência de radiação solar.

2.3.3 Efeitos da aplicação de águas residuárias nas plantas

2.3.3.1 Aspectos químicos

Sem o manejo adequado a irrigação com águas residuárias pode aumentar a presença de sais no solo, reduzindo a disponibilidade de água para as plantas e tornando os solos inadequados aos cultivos agrícolas (Ayers & Westcot, 1999).

Por outro lado, o uso agrícola de águas residuárias em diversos países mostraram que, de uma maneira geral e com controle adequado, esta prática possibilita o aumento da produtividade dos cultivos agrícolas, em função da melhoria da qualidade do solo e do fornecimento de nutrientes essenciais às plantas.

Neste sentido, comparando o rendimento anual de diferentes culturas, Shende (1985) observou que os cultivos submetidos à irrigação com águas residuárias apresentaram um resultado melhor em termos de produtividade do que os cultivos irrigados com água limpa e sob fertilização mineral, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 14. Produtividade média de algumas culturas irrigadas com água limpa e irrigadas com águas residuárias

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

Fonte: Shende (1985).

Em termos econômicos, a grande quantidade de nutrientes presentes nas águas residuárias, uma vez que se elimina ou se reduz a fertilização com adubos minerais o que muitas vezes pode representar um aumento na produtividade das culturas e uma diminuição de até 50% do custo de produção (Léon Suematsu & Cavallini, 1999).

Azevedo & Oliveira (2005) analisando os efeitos da aplicação de água residuária doméstica tratada na produtividade do pepino (*Cucumis sativus* L.) com irrigação subsuperficial observaram incremento de quase 30% de matéria fresca em relação ao tratamento-testemunha, evidenciando também aumento na produtividade em consequência do fornecimento dos nutrientes contidos no efluente.

Estudos realizados por Bezerra et al. (2009) evidenciaram evolução temporal da fitomassa e da área foliar do algodão (*Gossypium hirsutum* L.) irrigado com água residuária doméstica tratada, comprovando o efeito fertilizante deste efluente.

Matos et al. (2003) aplicaram águas residuárias provenientes da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) no cultivo de espécies forrageiras azevém comum (*Lolium multiflorum*), milheto (*Pennisetum americanum*) e aveia preta (*Avena strigosa schreb*), as forrageiras submetidas a esse tratamento apresentaram rendimento de matéria seca e de proteína bruta muito próximo aos obtidos com a aplicação de água limpa mais adubação mineral, comprovando a viabilidade econômica do reuso da água.

Sandri et al. (2006) analisaram a composição química da parte aérea da alface, cv. Elisa, irrigada com água residuária tratada, com leitos cultivados com macrófitas e água, cultivada em Latossolo Vermelho Distroférico, por meio de sistemas de irrigação por aspersão convencional, gotejamento subterrâneo e superficial. As análises da fração aérea da planta se destinaram a avaliar o teor de nitrogênio total, nitrato, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, cobre, zinco, sódio, boro, cobalto e molibdênio. Com exceção do sódio e o enxofre, que apresentaram teores maiores que o máximo adequado, enquanto para os demais elementos químicos se apresentaram dentro dos padrões para plantas bem nutridas, não sendo influenciados pelo tipo de água. Mesmo não apresentando nenhum sintoma de toxidez ou deficiência de nutrientes nas plantas, é importante destacar que o sódio foi o elemento químico que apresentou a maior elevação na parte aérea nos tratamentos irrigados com água residuária, em relação ao tratamento convencional. Uma vez que, segundo Ayers & Westcot (1999), a aplicação de águas com elevadas concentrações de sódio está diretamente relacionada com a desfolhação e queimaduras nas folhas de culturas sensíveis.

Sousa et al. (2010) estudaram a produtividade da mamona (*Ricinus communis*) irrigada com água residuária doméstica tratada com distintos tipos de adubação mineral, tendo como controle a água limpa mais adubação adequada. A produtividade foi maior nos tratamentos irrigados com água residuária doméstica e adubação, já o teor de óleo contido nas sementes foi analisado e não apresentou nenhuma diferença significativa entre os tratamentos com adubação, com exceção do tratamento com água residuária doméstica sem adubação, que forneceu baixíssimos teores de óleo na semente.

2.3.3.2 Aspectos microbiológicos

O reuso de águas residuárias para fins agrícolas oferece um risco potencial, que é a contaminação microbiológica do produto agrícola. Esse risco, no entanto é controlado com adequadas técnicas de tratamento e manejo, uma vez que as condições ambientais na superfície dos vegetais, tais como elevada temperatura, baixa umidade relativa do ar e incidência de radiação são desfavoráveis para sobrevivência dos microrganismos contaminantes (Santos, 2006).

As águas residuárias, mesmo sendo submetidas a algum tipo de tratamento, podem apresentar riscos à saúde humana, uma vez que compostos químicos e microrganismos patogênicos em diferentes níveis de concentração e populacionais podem provocar doenças nos seres humanos e animais, algumas de grande gravidade e que também podem afetar o ambiente (Marecos, 2010).

Na legislação brasileira não existe normatização estabelecendo parâmetros parasitológicos para reúso da água, em geral as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), são usadas como referência, bem como os parâmetros microbiológicos inseridos na Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Lima et al. (2009) submeteram a alface (*Lactuca sativa* L.) a aplicação de água residuária doméstica de lagoa de polimento e de tanque de decantação. Os resultados demonstraram que a alface irrigada com efluente da lagoa de polimento com tempo de detenção hidráulica de 16 dias apresentou contaminação inferior à estabelecida pela Resolução da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Diferente da alface produzida com efluente decantado, onde houve alto nível populacional de patógenos, evidenciando a necessidade de sistemas de tratamentos adequados para o uso agrícola de águas residuárias com risco microbiológico.

Carvalho et al. (2013) ao avaliarem os efeitos da aplicação de águas residuárias na qualidade microbiológica da parte aérea da cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.) demonstraram conformidade com os padrões recomendados pela Resolução da ANVISA.

Em estudo realizado por Matos et al. (2009), objetivando a avaliação da qualidade e o potencial uso agrícola de águas residuárias da suinocultura submetidas a tratamento em sistemas alagados construídos observaram um valor alto no nível populacional de *Escherichia coli*, excedendo o valor recomendado pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) para aplicação irrestrita em irrigação agrícola, sendo recomendada para uso em irrigação superficial ou pressurizada, em culturas não consumidas cruas.

Sousa et al. (2001) analisaram o desempenho da cultura do arroz (*Oryza sativa* L.) irrigada com água residuária sanitária provenientes de tanque séptico e de lagoa de estabilização, comparando com a mesma cultura irrigada com água de abastecimento humano. Notaram que os grãos da cultivar irrigada com efluente do tanque séptico não apresentaram, em nenhuma análise, indicadores de contaminação fecal.

A irrigação com águas residuárias não tratadas pode representar grande ameaça para a saúde pública dos seres humanos e animais, trazendo riscos a segurança alimentar e a qualidade ambiental.

A qualidade microbiológica da água residuária é normalmente medida pelo nível populacional das duas principais fontes de infecção transmitida por água: coliformes fecais e ovos de nematóides. A gama de vírus e protozoários representa riscos adicionais para a saúde. As águas residuárias sem tratamento adequado são apontadas como uma importante fonte de risco à saúde humana, estando associada a doenças gastrointestinais e até doenças mais graves, incluindo cólera (Scott et al., 2004).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006), cerca de quatro milhões de crianças morrem a cada ano acometidas de algum tipo de diarreia, causada por infecção transmitida por água contaminada por coliformes excretados pelo homem. Instalações sanitárias precárias e hábitos de higiene da população contribuem para o agravamento do problema.

Estudos realizados por Léon Suematsu & Cavallini (1999) constataram que 91 e 85% dos produtos agrícolas irrigados com água residuária sanitária sem tratamento foram contaminados com enteroparasitas e *Escherichia coli*. Porém, o risco de contaminação diminuiu nas verduras e legumes irrigados com água residuária doméstica.

2.4 Efeitos da aplicação de águas residuárias por sistemas de irrigação

A utilização de águas residuárias na agricultura é uma alternativa que associa ganho ambiental, uma vez que evita lançamento desses efluentes nos mananciais hídricos e do ponto de vista econômico possibilita o aproveitamento dos nutrientes diminuindo os custos com fertilizantes minerais. Nas regiões em que há escassez de água pode ser uma ferramenta estratégica no gerenciamento de recursos hídricos (Matos et al., 2013).

A irrigação tem como objetivo aplicar água às culturas e o modo como se dá essa aplicação é o método de irrigação. A escolha do método depende de variáveis como: tipo de solo, clima, necessidades hídricas das culturas e disponibilidade econômica. Os métodos são basicamente de superfície, aspersão, localizada e subirrigação, onde para cada um existem dois ou mais sistemas derivados (BRASIL, 2001).

2.4.1 Sistemas de irrigação por gotejamento operando com águas residuárias

O uso de águas residuárias nos sistemas de irrigação por gotejamento pode oferecer boa alternativa para minimizar a escassez de água para as culturas e proteger o ambiente da poluição hídrica, uma vez que essa tecnologia tem demonstrado resultados que atendem aos padrões de controle de contaminação ambiental e segurança do agente receptor (Souza et al., 2011).

A irrigação por gotejamento além de ser um método eficaz para utilização de águas residuais possui algumas vantagens sobre outros métodos de irrigação, tais como: diminuição do contato humano, minimizando os riscos à saúde; ausência de aerossóis; não há contato com líquido residual nas folhagens da planta; não há risco de acumulação de água, escoamento e percolação profunda e diminuição dos riscos no uso de herbicidas (Yan et al., 2010).

Segundo Léon Suematsu & Cavallini (1999), a irrigação localizada, além de menor risco de contaminação, confere a melhor eficiência no uso da água, mesmo tendo custo de implantação mais elevado.

No entanto, o sistema de irrigação por gotejamento apresenta elevada vulnerabilidade ao entupimento, principalmente quando se faz uso de água residuária. O desempenho dos emissores e dos filtros do sistema de irrigação depende, diretamente, da qualidade da água utilizada (Capra & Scicolone, 2007).

Sandri et al. (2007) avaliaram aspectos relacionados ao desenvolvimento da alface (*Lactuca sativa* L.), cv “Elisa”; constataram que a maior eficiência no uso de água foi obtida nos sistemas de irrigação por gotejamento subterrâneo e superficial em que se utilizou água residuária, em ambos os ciclos da cultura.

Os gotejadores podem ser do tipo “on line”, acoplados à tubulação de polietileno após perfuração da mesma, ou “in line”, já inseridos na tubulação de polietileno, sendo autorreguláveis ou autocompensantes, que compensam a variação de pressão (Figura 3).

A



B



Fonte: <https://www.netafim.com.br/product/pcj-dripper>

Figura 3. Dois tipos de emissores para sistemas de irrigação por gotejamento: emissor “on-line” (A) e emissor “in-line” (B)

2.4.2 Agentes causadores de entupimento em sistemas operando com gotejadores

Segundo Keller & Bliesner (1990), os fatores que podem afetar a uniformidade de irrigação são o estado de conservação dos equipamentos de irrigação (tempo de uso); perda de carga no interior das tubulações; erros de projetos; características construtivas dos emissores, devido ao pequeno diâmetro de passagem dos mesmos e a qualidade da água de irrigação.

As principais causas de entupimento de emissores podem ser classificadas quanto a sua origem: entupimento de origem química, física e biológica, dificultando a determinação da causa exata do entupimento, uma vez que estes agentes interagem e podem agravar o problema (Gilbert & Ford, 1986; Ravina et al., 1992).

As tubulações utilizadas nos sistemas de irrigação, incluindo os gotejadores são fabricadas com material plástico, geralmente polietileno de baixa densidade (PEBD), uma vez que esses materiais oferecem boa resistência mecânica e química, além do baixo custo associado, em virtude disto o produto final pode apresentar diferenças, uma vez que o processo de fabricação (moldagem) requer o controle de variáveis como:

temperatura, pressão e velocidade de injeção, bem como temperatura e operação do molde (Rettore Neto, 2008).

Estudos realizados por Ravina et al. (1997), Ferguson (1994), Capra & Sicolone (1998), Faria et al. (2002), Batista et al. (2010) e Vale et al. (2013), evidenciaram que a associação do uso de águas residuárias a um sistema eficiente de aplicação possibilita o uso eficiente da água e dos nutrientes; porém as pequenas aberturas dos emissores destes sistemas apresenta-se como grande vulnerabilidade a suscetibilidade ao entupimento causado, principalmente por fatores relacionados à qualidade da água usada, além de outros fatores como variações de pressão, temperatura e geometria interna dos gotejadores.

Vários estudos com águas residuárias de distinta natureza destacaram a formação de biofilme como um dos principais fatores relacionados ao processo de entupimento de gotejadores (Batista et al., 2009; Dazhuang et al., 2009; Puig-Bargués et al., 2010; Batista et al., 2012; Yan et al., 2010; Batista et al., 2014a,b,c; Fernandes et al., 2014).

Na Figura 4 estão apresentadas imagens de biofilmes em gotejadores aplicando água residuária das despolpa dos frutos do cafeeiro (Batista et al., 2012), água residuária doméstica terciária (Batista et al., 2009) e água residuária do processamento da castanha de caju (Fernandes et al., 2014).

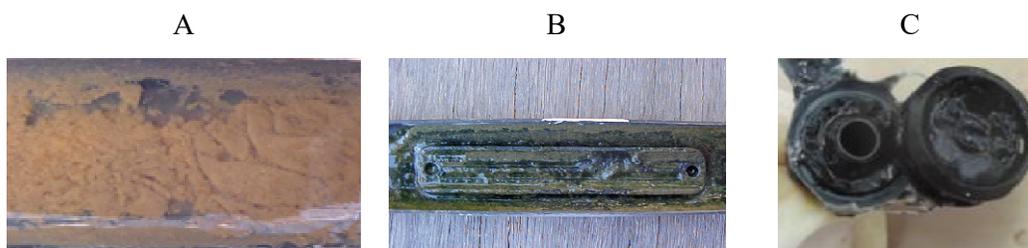
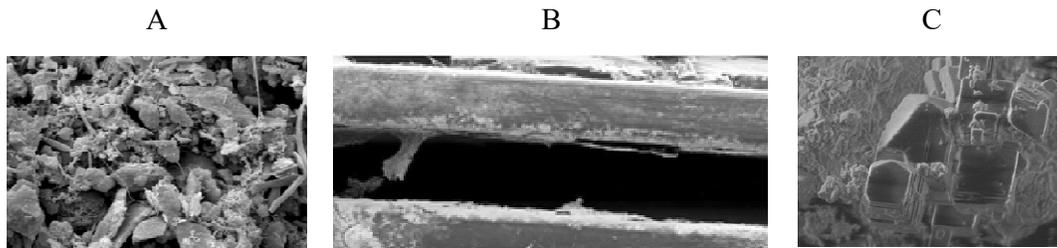


Figura 4. Formação de biofilmes em gotejadores aplicando água residuária das despolpa dos frutos do cafeeiro (A), água residuária doméstica terciária (B) e água residuária do processamento da castanha de caju (C)

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) é uma técnica importante que possibilita a caracterização visual de agentes ocasionadores de entupimento em gotejadores, com grande riqueza de detalhes (Figura 5).



Nota: (A) Dazhuang et al. (2009); (B) Szekut et al. (2015);(C) Eroglu et al. (2015)

Figura 5. Imagens de agentes ocasionadores de entupimento em gotejadores, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), destacando partículas na matriz do biofilme (A), adesão de biofilme nas aberturas dos emissores (B) e presença de carbonato de cálcio em emissores (C)

2.4.3 Indicadores utilizados na detecção dos níveis de entupimento em sistemas de irrigação por gotejamento que operam com águas residuárias

O entupimento dos gotejadores pode ser detectado por vários indicadores de desempenho hidráulico, a equação vazão versus pressão (EVP), a vazão média dos gotejadores (Q), o coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), o coeficiente de distribuição (CUD), o coeficiente de uniformidade estatístico (Us), o coeficiente de variação da vazão (CVQ) e o coeficiente de redução da vazão relativa (Dra) estão entre os mais utilizados em sistemas de irrigação por gotejamento que operam com águas residuárias (Cunha et al., 2006; Dazhuang et al., 2009; Liu & Huang, 2009; Puig-Bargués et al., 2010; Batista et al., 2012; Yan et al., 2010; Batista et al., 2014a,b,c; Fernandes et al., 2014; Szekut et al., 2015).

A equação 1 descreve a relação vazão e pressão dos gotejadores de sistemas de irrigação.

$$q = k \cdot h^x \quad (1)$$

em que;

q - vazão em L h⁻¹;

k - coeficiente de vazão;

h - pressão na entrada do gotejador, kPa; e

x - expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento.

Levando-se em consideração os custos e perdas associadas ao entupimento de gotejadores relacionado ao uso de águas residuárias, esta informação assume caráter de tomada de decisão, no entanto, não há um método seguro e definitivo para a avaliação deste risco.

A eficiência de irrigação está diretamente relacionada com a uniformidade de aplicação da água ou efluente, para isso é fundamental um correto dimensionamento e manejo do sistema, permitindo o monitoramento da vazão dos emissores (Nakayama & Bucks, 1986). Na equação 2 estão descritas as variáveis para determinação da vazão dos gotejadores.

$$Q = \frac{\text{Vol}}{1000 \cdot T} \cdot 60 \quad (2)$$

em que;

Q - vazão do gotejador, L h⁻¹;

Vol - volume de efluente coletado, mL; e

T - tempo de coleta do efluente, min.

A medida da uniformidade de aplicação de água ou efluente em um sistema de irrigação localizada pode ser expressa por meio de coeficientes que expressam a variabilidade do sistema, o coeficiente de distribuição (CUD) proposto por Keller & Karmeli (1975), indica a uniformidade de aplicação ao longo do sistema, utilizando a Equação 4, que compara a média de 25% dos menores valores de vazões observadas em relação a média geral das vazões de sistemas de irrigação por gotejamento.

$$\text{CUD} = 100 \cdot \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (3)$$

em que:

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

q^{25%} - valor médio dos 25% menores valores de vazões dos gotejadores, L h⁻¹;

e

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

Segundo Bralts et al. (1987), o coeficiente de uniformidade estatístico (Us) pode ser obtido do coeficiente de variação da vazão (CVQ), representados pelas equações 5 e 6, respectivamente. Os referidos autores relataram que Us e CVQ permitem avaliar a uniformidade de distribuição tanto de sistemas de irrigação já implantados como, também, para efeito de dimensionamento.

$$Us = 100 \cdot (1 - CVQ) \quad (4)$$

em que:

Us - coeficiente de uniformidade estatístico de aplicação de efluente, %; e

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.

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

em que:

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

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

n_e - número de gotejadores avaliados.

O desempenho hidráulico e o nível de obstrução dos gotejadores, também pode ser obtido pelo coeficiente de redução da vazão relativa média (Dra) que fornece uma medida do desvio da condição inicial de vazão dos gotejadores por meio da equação 7 (Dehghanisanij et al., 2005; Liu & Huang, 2009).

$$Dra = 100 \cdot \left(\frac{q_n - q_u}{q_n} \right) \quad (6)$$

em que:

Dra - Redução da vazão relativa, %;

q_n - vazão de gotejadores novos, L h⁻¹; e

q_u - vazão de gotejadores usados, L h⁻¹.

De acordo com valores dos diversos coeficientes de uniformidades, autores e institutos desenvolveram metodologias de classificação (Merriam & Keller 1978; ASABE, 1996; Capra & Scicolone, 1998; Mantovani, 2002; Favetta & Brotel, 2001; ASABE, 2008; Bernardo et al., 2008). Segundo a ASABE (1996), o sistema pode ser classificado a partir dos valores do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) conforme descrito na Tabela 15.

Tabela 15. Classificação do sistema para os valores obtidos do CUD (ASABE, 1996)

CUD (%)	Classificação
> 90	Excelente
75-90	Bom
62-75	Regular
50-62	Ruim
< 50	Inaceitável

Segundo Merriam & Keller (1978) a avaliação dos valores de CUC e CUD se baseiam no critério geral descrito na Tabela 15.

Tabela 16. Critério de avaliação dos valores do CUD segundo Merriam & Keller (1978)

CUD (%)	Classificação
> 90	Excelente
80-90	Bom
70-80	Regular
< 70	Ruim

A norma ASAE EP 405 (ASABE, 2008) classifica o sistema de irrigação de acordo com os valores do CVQ segundo os critérios descritos na Tabela 17.

Tabela 17. Critério de avaliação dos valores do CVQ segundo (ASABE, 2008)

CVQ(%)	Classificação
Bom	<10%
Razoável	10 - 20%
Inaceitável	> 20%

A classificação do sistema com base nos valores de uniformidade estatística (Us) é feita segundo critérios descritos na Tabela 18 (Mantovani, 2002; Favetta & Brotel, 2001).

Tabela 18. Critério de avaliação dos valores do coeficiente de uniformidade estatístico (Us)

	Us (%)	Classificação
	> 90	Excelente
	80 a 90	Muito Bom(b)/Bom(a)
	70 a 80	Regular(b)/razoável(a)
	60 a 70	Péssimo(b)/Ruim(a)
	< 60	Inaceitável

(a)Mantovani (2002); b Favetta & Brotel (2001)

De acordo com Capra & Scicolone (1998), a avaliação do coeficiente de redução da vazão média relativa (Dra) pode ser aplicando seguindo os critérios descritos na Tabela 19.

Tabela 19. Critério de avaliação dos valores do coeficiente de vazão média relativa (Dra)

	Dra (%)	Classificação
	Baixo	< 61%
	Médio	61 - 79%
	Alto	>79%

2.4.4 Medidas preventivas da obstrução de gotejadores que operam com águas residuárias

A literatura especializada em irrigação localizada recomenda a cloração como técnica eficaz de desobstrução de gotejadores (Nakayama et al., 2006). Entretanto essa possui vulnerabilidades ambiental e econômica tais como geração de substâncias carcinogênicas em função do tipo de derivado clorado utilizado e elevados custos com a aquisição dos derivados clorados e corretores de pH da água.

Analisando todas as técnicas de desobstrução de gotejadores do ponto de vista ambiental e econômico, tem-se como destaque o aumento da pressão de serviço, a abertura do final das linhas laterais e a diluição da água residuária em água limpa (Ravina et al., 1997; Hills & Brenes, 2001; Silva et al., 2013; Batista et al., 2014a,b,c).

Silva et al. (2013) estudaram os efeitos das pressões de serviço de 70, 140, 210 e 280 kPa na minimização dos níveis de entupimento de gotejadores aplicando água residuária do processamento da castanha de caju, durante 160 h. Os referidos autores concluíram que as unidades gotejadoras que funcionaram na pressão de serviço de 70 kPa apresentaram maior nível de entupimento de gotejadores, em relação àquelas com as pressões de serviço 140, 210 e 280 kPa.

Segundo Ravina et al. (1997), a instalação de válvulas automáticas ou a abertura manual periódica do final das linhas laterais permite a remoção das partículas sedimentadas dentro das linhas laterais e dos gotejadores. De forma complementar Hills & Brenes (2001) recomendaram limpeza das linhas laterais com velocidade de escoamento de $0,5 \text{ m s}^{-1}$, duas vezes por semana, minimizando o entupimento proporcionado pela sedimentação de partículas.

Nos trabalhos apresentados por Batista et al. (2014a,b,c) foram ensaiados quatro tempos de irrigação com água residuária da suinocultura (ARS) e água de abastecimento público (AA), na minimização dos níveis de entupimento de três tipos de gotejadores, durante 160 h. Os referidos autores alertaram que o maior tempo de aplicação de AA em relação a ARL potencializa o processo de obstrução, enquanto maior tempo de ARL em AA minimiza o entupimento dos emissores.

Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone (1998) desenvolveram uma metodologia de avaliação da vulnerabilidade de entupimento de gotejadores, com base em características de qualidade da água, utilizando os parâmetros sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, potencial hidrogeniônico, manganês, ferro, sulfeto de hidrogênio e população bacteriana, classificando os riscos de obstrução em três classes distintas: baixo, moderado e severo (Tabela 20).

Tabela 20. Características física, químicas e biológicas das águas residuárias para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores

Fatores de entupimento	Níveis de risco		
	Baixo	Moderado	Severo
	Físico		
Sólidos em suspensão ^a (mg L ⁻¹)	<50	50 - 100	>100
	Químico		
pH ^a	<7,0	7,0-7,5	>7,5
Sólidos dissolvidos ^a (mg L ⁻¹)	<500	500 - 2000	>2000
Condutividade elétrica ^b (dS m ⁻¹)	<0,8	0,8 - 3,1	>3,1
Ferro total ^a (mg L ⁻¹)	<0,2	0,2 - 1,5	>1,5
Manganês ^a (mg L ⁻¹)	<0,1	0,1 - 1,5	>1,5
Cálcio ^b (mmol _e L ⁻¹)	< 12,5	12,5 - 22,5	> 22,5
Magnésio ^b (mmol _e L ⁻¹)	< 2,0	2,0 - 7,3	> 7,3
Sulfeto de hidrogênio ^a (mg L ⁻¹)	< 0,20	0,20 – 2,0	> 2,0
	Biológico		
População de bactérias ^a (UFC mL ⁻¹)	< 10.000	10.000 - 50.000	> 50.000

Nota: ^(a) Bucks et al. (1979); ^(b) Capra & Scicolone (1998)
 UFC - unidades formadoras de colônias.

2.5 Desempenho de sistemas de filtração com água residuária

Os sistemas de irrigação por gotejamento, quando operam com águas residuárias, apresentam maior vulnerabilidade ao entupimento, tanto dos gotejadores quanto do sistema de filtração, que pode estar associado ao tamanho das aberturas dos elementos filtrantes e ao nível de tratamento das águas residuárias associado as suas características físicas, químicas e biológicas (Ravina et al., 1992; Capra; Scicolone, 2004; Puig-Bargués et al., 2005).

Uma das medidas usadas para minimizar as consequências do entupimento nos sistemas de irrigação localizada é a instalação de filtros, com a finalidade de reter as partículas sólidas presentes na água de irrigação. No entanto, as partículas se agregam ao corpo do elemento filtrante formando uma superfície de partículas sólidas na tela ou

no disco, o que invariavelmente ocasiona perda de pressão e diminuição da vazão do sistema de irrigação (Testezlaf & Ramos, 1995).

Partículas sólidas como sólidos em suspensão e areia podem ser removidas usando filtros de tela. O dimensionamento destes filtros baseia-se no tamanho de partícula máxima permitida pelo emissor, que deve ser disponibilizada pelo fabricante e qualidade da água de irrigação (Benham & Payero, 2001).

A equação geral para a remoção de características físicas e químicas de águas residuárias é a seguinte:

$$ER = \left(1 - \frac{CJ}{CM}\right) \cdot 100 \quad (7)$$

em que:

ER - eficiência de remoção de características físicas e químicas da água residuária, %;

CJ - concentração das características físicas e químicas das amostras de água residuária coletadas a jusante do elemento filtrante, UNT¹ ou mg L⁻¹; e

CM - concentração das características físicas e químicas da água residuária das amostras de água residuária coletadas a montante do elemento filtrante, UNT¹ ou mg L⁻¹.

Estudos realizados por Puig-Bargués et al. (2005) analisaram o desempenho de três tipos de filtros (tela, disco e areia) operando com efluente da indústria de carne e água residuária doméstica secundária e terciária. Os referidos autores concluíram que o nível de entupimento em sistemas de filtração está diretamente relacionado à qualidade da água residuária utilizada, sendo constatado melhor desempenho dos filtros de tela e de areia em relação aos filtros de discos.

¹ UNT – Unidades nefelométricas de turbidez.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Campo de estudo

Este trabalho foi realizado, no período de 20 de outubro de 2014 a 10 de abril de 2015, no Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS), localizado no prédio do Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) câmpus Mossoró, em Mossoró, RN, Brasil ($5^{\circ}12'12,38''$ S; $37^{\circ}19'27,52''$ O). A Figura 6 apresenta a imagem de satélite do LPDS situado no prédio do LASAP/UFERSA câmpus Mossoró-RN.



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 6. Imagem de satélite da localização do Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS) dentro do prédio do Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) câmpus Mossoró-RN.

A água residuária utilizada nos ensaios experimentais foi oriunda de uma empresa de laticínios situada em área urbana do município de Mossoró-RN ($5^{\circ}11'47''$ S e $37^{\circ}18'36''$ O), sendo a imagem de satélite deste empreendimento apresentada na Figura 7. Os principais produtos gerados nesse empreendimento são o leite pasteurizado, bebida láctea, doce de leite, requeijão, queijo coalho, queijo minas frescal e manteiga do sertão.



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 7. Imagem de satélite da estação de tratamento e do sistema de reuso de água de uma empresa de laticínios situada no município de Mossoró-RN.

No processamento destes produtos e na sanitização do empreendimento geram-se, diariamente, 35 m^3 de efluente. Essa água residuária é transportada em tubulação de PVC, com diâmetro nominal de 150 mm, até o gradeamento, tipo fino, com espaçamento entre barras de 20 mm e área de seção transversal de $0,50 \text{ m}^2$ (1,0 m de largura por 0,5 m de 0,50 m de comprimento); o efluente passa por um decanto flotor para a remoção da gordura; em seguida, o efluente é lançado na lagoa facultativa aerada com área superficial de 300 m^2 (10 m de largura por 30 m de comprimento), profundidade de 2,0 m, dois agitadores e tempo de detenção hidráulico de 17 dias; e por fim, o efluente é aplicado via sistema de irrigação por sulcos, na irrigação de capim elefante (Figura 8).

No presente trabalho utilizou-se a água residuária de laticínios proveniente da lagoa facultativa aerada. Para minimizar a descaracterização da água residuária de laticínios, a mesma foi coletada duas vezes por semana para os ensaios na bancada experimental em escala laboratorial.

O efluente coletado na estação de tratamento desse empreendimento apresentou elevada viscosidade que de certa forma impossibilitou o seu uso direto nos ensaios com as unidade gotejadoras, pois os equipamentos disponíveis para montagem da banca experimental eram dimensionados para aplicação de água limpa (fluido Newtoniano) .

Sendo assim, efetuou-se a diluição do efluente de laticínios em água de abastecimento público, em quatro proporções: 1A0E – aplicação somente de água de abastecimento público; 1A1E - diluição de uma parte de efluente de laticínios em uma parte de água de abastecimento público; 2A1E - diluição de uma parte de efluente de laticínios em duas partes de água de abastecimento público; e 3A1E - diluição de uma parte de efluente de laticínios em três partes de água de abastecimento público.

A água de abastecimento utilizada nas diluições do efluente de laticínios foi proveniente da rede da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

3.2 Montagem da bancada experimental em escala laboratorial

Para a realização dos ensaios experimentais, no período de 6 de novembro de 2014 a 2 de abril de 2015, foi montada uma bancada experimental, no Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS), composta por quatro unidades gotejadoras, destinadas a aplicação de diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (Figura 8):

- a) Unidade gotejadora 1 operando com a diluição 1A0E;
- b) Unidade gotejadora 2 operando com a diluição 1A1E;
- c) Unidade gotejadora 3 operando com a diluição 2A1E; e
- d) Unidade gotejadora 4 operando com a diluição 3A1E.

Estas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público foram recomendadas com base nos estudos realizados por Batista et al. (2014a,b,c), que detectaram alterações na dinâmica de obstrução dos gotejadores, em função da adição de água de abastecimento público em sistemas que operaram com água residuária de suinocultura primária.



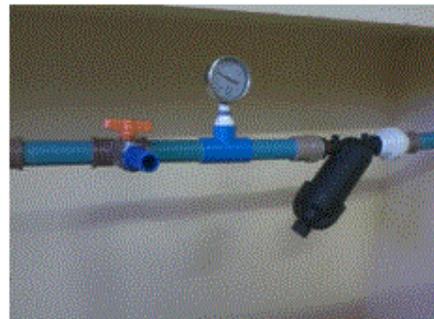
Figura 8. Esquema das unidades gotejadoras aplicando as proporções de água/efluente, no período de 6 novembro de 2014 a 2 de abril de 2015

As unidades gotejadoras foram montadas sobre um suporte de madeira e ferro, mantendo as linhas laterais sempre em nível, enquanto abaixo deste foram fixadas telhas de fibrocimento com declividade de 8%, para condução do fluído até uma calha semicircular em PVC com diâmetro nominal de 125 mm e declividade de 2%, que por sua vez conduziu o fluído até o reservatório permitindo sua recirculação, como evidenciado na Figura 9.

A



B



C

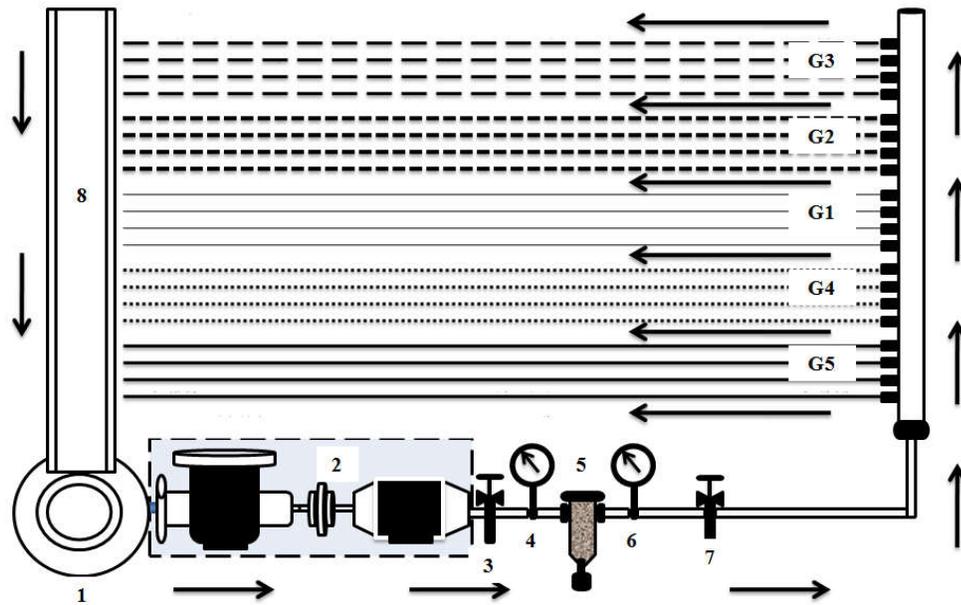


D



Figura 9. Vista geral da bancada experimental e visualização de seus componentes.

Cada unidade gotejadora possui dimensões de 1,4 m de largura por 2,5 m de comprimento, totalizando uma área útil de 3,5 m², sendo composta por um reservatório plástico de 0,062 m³; uma motobomba centrífuga de 0,5 cv; um filtro de tela com aberturas de 130 µm; dois manômetros analógicos; dois pontos para coleta de amostras do efluente; um hidrômetro de 1,5 m³ h⁻¹; uma tubulação principal em PVC de 32 mm; uma tubulação de derivação em PVC de 50 mm; e cinco subunidades gotejadoras que representaram os tipos de gotejadores (Figura 10).



Nota: 1 – Reservatório; 2 – Motobomba; 3 – Registro/ponto de coleta pré-filtro; 4 – Manômetro 1; 5 – Filtro; 6 – Manômetro; 7 – Registro/ponto de coleta pós-filtro; 8 – Calha; G1 a G5 – Gotejadores.
 Figura 10. Esquema de uma unidade gotejadora, destacando os seus componentes.

Na linha de derivação de cada unidade gotejadora foram inseridos 20 conectores com borracha de vedação, visando à instalação de 20 linhas laterais, em nível, com diâmetro nominal de 16 mm e comprimento de 2,5 m, para garantir variação na vazão dos gotejadores, em função apenas do processo de obstrução.

Nas subunidades gotejadoras foram ensaiados cinco tipos de gotejadores muito utilizados nas áreas irrigadas do Estado do Rio Grande do Norte. Na Tabela 21 estão apresentadas as características técnicas dos cinco tipos de gotejadores ensaiados com as diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público.

Tabela 21. Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).

G	F	DA*	Q ¹ * (L h ⁻¹)	k*	x*	A* (mm ²)	L* (mm)	CV _f * (%)	P* (kPa)	EE* (m)
G1	Netafim Streamline	Não	1,60	0,57	0,45	17,0	13	± 7	65 – 100	0,30
G2	Netafim Tiran	Não	2,00	0,69	0,46	70,0	75	± 7	100 – 300	0,40
G3	Netafim PCJ CNJ	Sim	2,00	2,00	0,00	2,0	35	± 7	50 – 400	0,20
G4	NaanDanJain TalDrip	Não	1,70	0,56	0,46	6,0**	44**	± 5	50 – 300	0,20
G5	Netafim Super Typhoon	Não	1,60	0,53	0,48	34,0	23	± 7	60 – 100	0,30

Nota: ¹ Vazão nominal dos gotejadores na pressão de serviço de 100 kPa; * informações obtidas nos catálogos dos fabricantes. PCJ – este mantém uma vazão uniforme mesmo sob diferentes pressões de entrada, assegurando uma distribuição exata da água e nutrientes, além disto, o emissor possui amplas seções de passagem da água e constante atuação do mecanismo de auto-limpeza, que aumentam a sua resistência ao entupimento. CNJ - sistema anti-drenante; e ** informações obtidas com auxílio de um parquímetro digital, tendo precisão de 0,01 mm.

Para facilitar e padronizar a avaliação do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras efetuou-se a marcação de cinco gotejadores por linha lateral, totalizando 20 e 100 gotejadores por subunidade e unidade gotejadora, respectivamente.

Na Figura 11 estão apresentadas imagens dos cinco tipos de gotejadores, destacando a presença de um autocompensante (G3) e de quatro não autocompensantes (G1, G2, G4 e G5).



Figura 11. Imagens dos gotejadores G1 (não autocompensante), G2 (não autocompensante), G3 (autocompensante), G4 (não autocompensante) e G5 (não autocompensante) utilizados na aplicação das proporções de água/efluente de laticínios.

3.3 Monitoramento das unidades gotejadoras

O monitoramento das unidades gotejadoras ocorreu em dois períodos: a) no período de 6 de novembro a 11 de dezembro de 2014 para as unidades gotejadoras U1 e U2; e b) no período de 26 de fevereiro a 2 de abril de 2015 para as unidades gotejadoras U3 e U4. Em função da limitação de espaço no Laboratório de Poluição e Degradação do Solo (LPDS) foi necessária a realização dos ensaios experimentais em dois períodos.

Durante todo o período experimental, a temperatura ambiente no LPDS foi controlada por sistema climatizador, para que a temperatura dos fluídos fosse mantida dentro da faixa de $23 \pm 3^{\circ}\text{C}$, recomendada pela NBR ISO 9261 (ABNT, 2006). Outra justificativa para a adoção dessa faixa de temperatura do fluido é que segundo Pizarro Cabello (1990), as temperaturas compreendidas entre 20 e 30 °C favorecem a formação de muco microbiano, com elevado potencial de obstrução para gotejadores.

3.3.1 Desempenho dos gotejadores operando nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

As quatro unidades gotejadoras funcionaram oito horas por dia, cinco dias por semana, até completar o tempo de funcionamento total de 200 h. Seguindo a metodologia proposta por Cunha et al. (2006), onde um tempo de operação de 144 h foi suficiente para proporcionar obstrução de gotejadores que operaram com água residuária e permitir a avaliação do desempenho hidráulico.

Em cada subunidade gotejadora foram identificados 20 gotejadores, sendo 100 gotejadores por unidade gotejadora. As avaliações do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras U1, U2, U3 e U4 ocorreram nos tempos de operação de 0, 40, 80, 120, 160 e 200 h. Na avaliação inicial de 0 h, momento no qual não ocorreu obstrução dos emissores, as oscilações de vazão entre os gotejadores encontraram-se na faixa de $\pm 7\%$ estabelecida na NBR ISO 9261 (ABNT, 2006).

Os dados de vazão foram obtidos de 20 gotejadores identificados por subunidade gotejadora, seguindo a orientação de Capra & Scicolone (1998), que recomendaram no mínimo 16 gotejadores para avaliação do desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento com problemas de entupimento.

A vazão de cada tipo de gotejador foi determinada com 20 repetições, coletando-se o volume aplicado durante três minutos, conforme adaptação da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006). Com o uso de dois registros de gaveta, a pressão de serviço foi mantida em 100 ± 10 kPa e medida, diariamente, com manômetro graduado de 0 a 700 kPa, com classe de exatidão de $\pm 1\%$ de fundo de escala. O cálculo da vazão (Q) foi obtido empregando-se a Equação 2.

Com os dados de vazão (Q) de cada subunidade gotejadora foram calculados os indicadores de desempenho hidráulico coeficiente de distribuição (CUD), coeficiente de uniformidade estatístico (Us), coeficiente de variação da vazão (CVQ) e coeficiente de redução da vazão relativa (Dra), apresentados nas Equações 3, 4, 5, 6 e 7 respectivamente.

3.3.2 Análise da qualidade das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

O monitoramento da qualidade das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público foi realizado, a cada 40 h, simultaneamente com a determinação do desempenho hidráulico dos gotejadores, totalizando seis amostragens até o encerramento dos ensaios experimentais, no tempo de operação de 200 h.

Determinaram-se as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária de laticínios seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Rice et al., 2012). As amostras das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público foram coletadas a montante do sistema de filtragem (MF), a jusante do sistema de filtragem (JF) e na saída dos gotejadores (SG).

No Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) do Departamento de Ciências Ambientais e Tecnológicas da UFERSA foram medidos os valores de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e turbidez (TB), com peagâmetro, condutivímetro e turbidímetro de bancada, respectivamente. Determinaram-se também, as concentrações dos sólidos suspensos (SS) pelo método gravimétrico com a utilização de membranas de fibra de vidro ($0,45 \mu\text{m}$ de diâmetro de poro); e dos sólidos totais (ST) pelo método gravimétrico. As concentrações dos sólidos dissolvidos (SD) foram obtidas pela diferença entre as concentrações dos sólidos totais

(ST) e dos sólidos suspensos (SS). Os teores de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), carbonato (CO_3^-), bicarbonato (HCO_3^-) e cloreto (Cl^-) foram determinados pelo método titulométrico. As concentrações de sódio (Na^+) e potássio (K^+) foram obtidas por fotômetro de chama. Os valores da dureza (Dur) e da razão de adsorção de sódio (RAS) foram obtidos pelas Equações 9 e 10, respectivamente.

$$\text{Dur} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \cdot 50 \quad (9)$$

em que:

Dur - Dureza do efluente, mg L^{-1} ;

Ca^{2+} - Concentração de cálcio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$; e

Mg^{2+} - Concentração de magnésio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (10)$$

em que:

RAS - Razão de adsorção de sódio, $(\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{0,5}$;

Na^+ - Concentração de sódio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$;

Ca^{2+} - Concentração de cálcio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$; e

Mg^{2+} - Concentração de magnésio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

Nos Laboratórios de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica, ambos do Departamento de Solos da UFV, foram determinadas as concentrações de ferro total (Fe) e manganês total (Mn) por espectrofotometria de absorção atômica.

Os níveis populacionais dos coliformes totais e da *Escherichia Coli* foram obtidos no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFERSA, utilizado o teste comercial, auto-análise Colilert (AC), baseado na tecnologia dos substratos definidos. Os resultados foram expressos em Número Mais Provável por 100 mL (NMP 100 mL^{-1}).

3.3.3 Análise do biofilme formado nas subunidades gotejadoras

Decorridas as 200 h de operação das unidades gotejadoras, com as diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, realizou-se o corte e abertura de cinco linhas laterais, sendo uma de cada tipo de gotejador. Foram escolhidos os últimos dois gotejadores avaliados de cada linha, para a retirada de amostras do biofilme que ocasionou o entupimento e, paralelamente, efetuou-se o registro fotográfico destes gotejadores com biofilme, por meio de câmera digital Sony, com resolução de 2.0 megapixels.

Os gotejadores contendo biofilme foram armazenados em frascos esterilizados de 60 mL e encaminhados ao Laboratório de Histologia e Embriologia da UFERSA, onde se realizou a identificação e caracterização dos principais agentes biológicos ocasionadores de entupimento, com o auxílio de uma câmera Olympus DP72, possuindo resolução de 12.8 megapixels, acoplada a um microscópio óptico da marca Olympus BX51. As amostras do biofilme foram distribuídas em lâminas de microscopia óptica, sendo analisadas ao microscópio óptico com o auxílio da objetiva de 100x.

Amostras dos gotejadores com biofilme acondicionadas em frascos esterilizados de 60 mL, também foram encaminhados ao Laboratório de Tecnologia Ambiental – LABTAM da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) para realizar a análise de Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy) para avaliar, respectivamente, morfologia e composição química nas regiões selecionadas. No preparo das amostras, as amostras dos gotejadores com biofilme foram inseridas em porta-amostra de alumínio com 13 mm de diâmetro. Posteriormente, as amostras foram colocadas em um dessecador com sílica gel, durante 24 h. Em seguida, realizou-se o tratamento de metalização com ouro, a fim de garantir a condutividade elétrica necessária às amostras, durante a análise por microscopia eletrônica, onde a espessura do revestimento de ouro foi de aproximadamente de 75 nm. Após o banho de carbono, realizou-se a microanálise de raios X, por meio do registro de micrografias do biofilme, com respectivo mapeamento dos agentes químicos ocasionadores da obstrução. O microscópio eletrônico utilizado foi da marca Shimadzu, modelo SSX-550 SuperScan equipado com filamento de tungstênio e detectores de elétrons secundários (SE - secondary electrons) para obter da morfologia das amostras e de raios-X para conhecer a composição

química das mesmas através da Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS), operando de 10 e 25kV.

3.3.4 Desempenho do sistema de filtração com diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

Durante o período experimental, de 6 de novembro de 2014 a 2 de abril de 2015, efetuou-se a limpeza dos elementos filtrantes nas unidades gotejadoras, quando a perda de carga entre a montante e a jusante dos filtros de tela atingisse o valor de 20 kPa, conforme recomendado por Bernardo et al. (2008).

Nos dias 8 de dezembro de 2014 e 31 de março de 2015, foram coletadas amostras das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público a montante e a jusante do filtro de tela, a cada duas horas de operação, durante oito horas. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) para análise dos valores de sólidos suspensos (SS), os quais foram utilizados para determinação da eficiência de remoção de SS, conforme descrito na Equação 8.

Juntamente com a coleta das amostras, procedeu-se à medição da pressão, a montante e a jusante do filtro, para analisar a redução da pressão ao longo do período de ensaios, em função da obstrução das aberturas do elemento filtrante com material particulado. Para isto, utilizaram-se os dois registros de gaveta de cada unidade gotejadora, onde a pressão foi regulada inicialmente em 100 ± 10 kPa com manômetro graduado de 0 a 700 kPa, tendo classe de exatidão de $\pm 1\%$ de fundo de escala.

3.3.5 Avaliação das restrições de uso das proporções de diluição ARL/AA quanto ao risco de salinização e sodificação do solo

As variáveis selecionadas para o estudo do grau de risco de sodicidade e salinidade do solo, de acordo com as características das diluições de ARL/AA, foram: Condutividade Elétrica, Sódio, Cálcio e Magnésio, estes dois últimos para a determinação da Razão de Adsorção de Sódio (RAS). Os valores médios destas características, coletados nas saídas dos gotejadores nas respectivas diluições, foram avaliados quanto a restrição de uso, utilizando-se critérios definidos em Ayers & Westcot (1994), definindo os riscos de sodicidade e salinidade (Tabela 22).

Tabela 22. Classes de risco de sodicidade e salinidade, quanto ao uso da água para irrigação.

Risco	Variáveis	Nível de risco		
		Nenhum	Moderado	Severo
Salinização	CE (dS m ⁻¹)	<0,7	0,7 – 3,0	>3,0
		Conductividade elétrica (dS m ⁻¹)		
Sodificação	RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	>0,7	1,2 – 0,2	<0,2
	0 - 3	>1,2	1,2 – 0,3	<0,3
	3 - 6	>1,9	1,9 – 0,5	<0,5
	6 - 12	>2,9	2,9 – 1,3	<1,3
	12 - 20	>5,0	5,0 – 2,9	<2,9
	20 - 40			

Fonte: Adaptado de Ayers & Wescot (1994)

3.3.6 Análise estatística dos dados

Nos dados da qualidade das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público empregou-se a estatística descritiva determinando-se a média e o desvio padrão.

Para a avaliação do desempenho hidráulico e dos níveis de obstrução das unidades gotejadoras aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público durante 200 h, montou-se um experimento com dois fatores, sendo o primeiro fator, os cinco tipos de gotejadores (G1, G2, G3, G4 e G5), casualizados nas subunidades gotejadoras; e o segundo fator, as quatro diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E), casualizados nas unidades gotejadoras. No cálculo dos dados de vazão foram utilizadas 20 repetições, sendo 20 gotejadores avaliados em quatro linhas laterais por subunidade gotejadora.

Os modelos de regressão simples e múltipla foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, aplicando-se o teste t num nível de até 10% devido à existência do coeficiente de variação de fabricação (CVf) de $\pm 7\%$, no coeficiente de determinação ($\geq 60\%$) e no processo em estudo.

Na análise de relação entre as variáveis do desempenho hidráulico e as características físico-químicas e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, empregou-se o teste de correlação de Pearson a 5% de probabilidade, como descrito na Equação 11.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right) \right] \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (11)$$

em que:

x_1, x_2, \dots, x_n e y_1, y_2, \dots, y_n - valores medidos dos indicadores de desempenho hidráulico e das características físico-químicas e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público; e

\bar{x} e \bar{y} - médias aritméticas dos indicadores de desempenho hidráulico e das características físico-químicas e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público.

A correlação de Pearson foi interpretada com base nos critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009), onde esta correlação foi classificada como: perfeita positiva ($r = 1$), forte positiva ($0,8 \leq r < 1$), moderada positiva ($0,5 \leq r < 0,8$), fraca positiva ($0,1 \leq r < 0,5$), ínfima positiva ($0 < r < 0,1$), nula ($= 0$), ínfima negativa ($-0,1 < r < 0$), fraca negativa ($-0,5 < r \leq -0,1$), moderada negativa ($-0,8 < r \leq -0,5$), forte negativa ($-1 < r \leq -0,8$), perfeita negativa ($r = -1$).

O programa computacional Sistema para Análises Estatísticas Versão 9.1 (SAEG, 2007) foi utilizado na realização de todas as análises estatísticas dos dados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise de indicadores da qualidade de diluições do efluente de laticínios em água de abastecimento público

Nas Tabelas 23a e 23b estão apresentados os valores médios e desvio padrão dos indicadores físico-químicos e microbiológicos das amostras diluições do efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E), coletadas a montante do sistema de filtração (MF), a jusante do sistema de filtração (JF) e na saída do gotejador (SG), realizadas ao longo do período experimental.

Os valores médios e seus respectivos desvios padrão expressam as variações destas características, diretamente relacionados ao manejo e controle dos efluentes na indústria de laticínios e a variação na quantidade da água utilizada na limpeza, na fabricação dos produtos lácteos e na concentração dos agentes alcalinos presentes nos materiais de limpeza de equipamentos e instalações das unidades de processamento.

Nesta indústria de laticínios as atividades geradoras de resíduos líquidos, durante o processamento do leite, que interferiram na variação das características do efluente foram: a) plataforma de recebimento do leite: geração de residual de leite; b) pasteurização do leite: residual de leite, soda cáustica e ácido nítrico; c) fabricação de bebida láctea: residual de bebida láctea; d) envasamento do leite: residual de leite; e e) queijaria: residual de soro de leite e soda cáustica.

Comparando os pontos MF e JF notou-se que houve tanto redução, quanto aumento das características físico-químicas das diluições do efluente de laticínios em água de abastecimento público. Sendo a diminuição dessas características atribuída à remoção pelo elemento filtrante e o aumento a fragmentação aleatória de partículas orgânicas retidas no meio filtrante pelo movimento do fluído.

Ao analisar os pontos JF e SG percebeu-se para algumas características físico-químicas redução em seus valores, provavelmente devido à adesão dos mesmos às mucilagens bacterianas do biofilme formado no interior das linhas laterais e dos gotejadores. Por outro lado, ocorreu também aumento de algumas características em função do desprendimento de fragmentos do biofilme.

Tabela 23a. Valores médios e desvio padrão dos indicadores físico-químicos e microbiológicos das amostras das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A0E e 1A1E), coletadas a montante do sistema de filtração (MF), a jusante do sistema de filtração (JF) e na saída do gotejador (SG), ao longo do período experimental

Características	Diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público					
	1A0E			1A1E		
	MF	JF	SG	MF	JF	SG
pH	8,29±0,32	8,38±0,34	8,29±0,39	7,90±0,56	7,85±0,52	7,89±0,52
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,72±0,21	0,71±0,19	0,70±0,20	1,86±0,34	1,88±0,31	1,87±0,38
Turbidez (UNT)	0,47±0,26	0,41±0,30	0,34±0,35	872,33±400,37	842,00±417,80	828,83±409,66
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	540±115,18	554,67±109,17	560±107,24	2511,33±671,40	2514,00±722,27	2476,67±749,68
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	15,67±11,34	18±12,26	12,50±9,91	1026,67±471,54	964,50±473,86	921,00±509,88
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	524,33±105,94	536,67±109,17	547,50±103,47	1484,67±398,11	1549,50±479,29	1555,67±464,86
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	1,43±0,79	1,35±1,06	1,27±0,78	2,85±1,53	3,38±2,04	2,88±1,48
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	1,13±0,83	1,13±0,57	1,28±0,81	2,62±1,32	1,70±0,84	2,23±1,21
Dureza (mg L ⁻¹)	128,33±78,97	124,17±67,48	127,50±66,54	273,33±102,36	254,17±116,94	255,83±100,17
Sódio (mmol _c L ⁻¹)	6,22±3,13	6,50±2,60	6,59±2,67	22,52±7,94	21,69±8,29	20,13±6,92
Potássio (mmol _c L ⁻¹)	3,17±1,16	2,64±0,67	2,70±0,96	3,99±2,09	3,74±2,16	3,47±1,34
Razão de adsorção de sódio (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	6,20±3,34	6,56±3,29	6,76±3,72	14,03±5,07	14,12±5,95	12,65±2,76
Carbonato (mmol _c L ⁻¹)	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Bicarbonato (mmol _c L ⁻¹)	3,58±0,75	3,70±0,71	3,78±0,71	8,15±2,40	9,07±4,20	8,77±3,70
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,14±0,08	0,11±0,06	0,10±0,07	1,44±0,37	1,47±0,76	1,33±0,56
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,03±0,01	0,03±0,02	0,03±0,01	0,05±0,02	0,05±0,02	0,05±0,01
Cloreto (mmol _c L ⁻¹)	4,37±1,53	4,87±1,58	4,67±1,24	13,32±5,57	14,12±5,39	13,72±5,18
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)*	NR	3,13±4,25	NR	NR	1,87x10 ⁶ ±7,36	NR
<i>E. Coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)*	NR	0±0	NR	NR	0±0	NR

* Média e desvio padrão geométrico.

Tabela 23b. Valores médios e desvio padrão dos indicadores físico-químicos e microbiológicos das amostras de diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A2E e 1A3E), coletadas a montante do sistema de filtração (MF), a jusante do sistema de filtração (JF) e na saída do gotejador (SG), ao longo do período experimental.

Características	Diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público					
	2A1E			3A1E		
	MF	JF	SG	MF	JF	SG
pH	7,66±0,31	7,67±0,23	7,71±0,32	7,75±0,33	7,79±0,29	7,79±0,32
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	1,24±0,06	1,24±0,06	1,26±0,08	1,11±0,10	1,12±0,11	1,13±0,10
Turbidez (UNT)	420,17±79,76	410,50±88,89	404,67±109,10	306,00±47,82	313,17±58,47	303,00±46,47
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	1352,67±192,37	1322,00±156,78	1302,00±141,80	1061,33±110,78	1068,67±121,26	1052,67±85,47
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	496,67±229,93	393,33±176,94	346,67±136,63	280,00±106,58	266,67±137,21	266,67±67,72
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	856,00±251,55	928,67±196,00	955,33±68,51	781,33±180,80	802,00±137,19	786,00±118,52
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	0,87±0,26	0,87±0,33	0,85±0,28	0,75±0,34	0,83±0,40	0,85±0,45
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	1,20±0,62	1,08±0,69	1,23±0,63	1,07±0,27	1,00±0,42	1,27±0,47
Dureza (mg L ⁻¹)	103,33±40,46	97,50±48,96	104,17±42,59	90,83±24,98	91,67±36,42	105,83±42,94
Sódio (mmol _c L ⁻¹)	15,92±3,54	14,72±4,90	14,33±3,93	13,70±2,58	12,53±2,71	12,88±2,31
Potássio (mmol _c L ⁻¹)	1,02±0,26	0,89±0,25	0,89±0,17	0,81±0,19	0,82±0,16	0,87±0,32
Razão de adsorção de sódio (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	16,18±3,30	17,57±10,57	15,26±6,50	14,82±3,90	14,17±5,06	13,43±4,66
Carbonato (mmol _c L ⁻¹)	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Bicarbonato (mmol _c L ⁻¹)	10,40±3,71	10,12±3,49	9,97±3,98	8,93±3,17	8,90±2,69	8,65±2,69
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,21±0,08	0,20±0,08	0,20±0,08	0,16±0,07	0,16±0,07	0,16±0,07
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,07±0,01	0,07±0,01	0,07±0,01	0,07±0,02	0,06±0,02	0,06±0,02
Cloreto (mmol _c L ⁻¹)	6,50±1,01	6,67±1,16	6,73±1,31	5,50±0,85	5,73±0,73	5,87±0,67
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)*	NR	3,77x10 ⁵ ±1,84	NR	NR	3,88x10 ⁴ ±1,84	NR
<i>E. Coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)*	NR	0±0	NR	NR	0±0	NR

* Média e desvio padrão geométrico.

4.1.1 Qualidade físico-química e microbiológica das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público quanto aos critérios de disposição ambiental e uso agrícola

A qualidade das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público foi analisada com base nos valores das características físico-químicas e microbiológicas obtidas na saída do gotejador (SG), das Tabelas 23a e 23b.

Para efeito do lançamento do efluente no ambiente e,ou aproveitamento agrícola, os valores de pH das amostras monitorados, ao longo do experimento e nos respectivos pontos amostrais, com mínimo de 7,71 e máximo de 8,29, se apresentaram dentro da faixa de 5,0 a 9,0 especificada pelo CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes tratados em corpos hídricos.

Com relação ao uso agrícola, o valor médio do pH das diluições encontra-se dentro da faixa de 6,0 a 8,5 apresentada por Almeida (2010), no entanto, a grande faixa de variação dos valores apresentados é atribuída, principalmente, a presença de substância ácida (ácido nítrico) e básica (soda cáustica), utilizadas no processo de limpeza dos equipamentos e instalações.

Ao comparar as diluições notou-se que a condutividade elétrica (CE) variou de 0,70 a 1,87 dS m⁻¹, este resultado foi superior a faixa de 0,21 a 1,01 dS m⁻¹ encontrada por Abrahão (2006) em estudo com água residuária de laticínios, mesmo assim, abaixo do limite de 3 dS m⁻¹, estabelecido para reuso de água em cultivos agrícolas, segundo a Portaria nº 154 do Estado do Ceará (Ceará, 2002).

A turbidez é uma característica relacionada à presença de sólidos suspensos que interem na entrada de radiação solar no meio líquido, interferindo na fotossíntese das algas e conseqüentemente no teor de oxigênio dissolvido. Houve redução da turbidez com o aumento da diluição do efluente de laticínios em água de abastecimento público, onde o menor valor ocorreu na diluição 1A0E (0,34 UNT) e o maior valor em 1A1E (828,83 UNT).

Os sólidos totais são resultados da soma dos sólidos suspensos com os dissolvidos. Evidenciou-se que o aumento na diluição do efluente de laticínios em água de abastecimento público também acarretou a redução na concentração dos sólidos totais.

Ainda segundo a Portaria nº 154 do Estado do Ceará, a concentração média dos sólidos suspensos da água residuária tratada de laticínios (ARL) variando de 266,67 a

1026,67 mg L⁻¹, foi bem superior ao limite de 50 mg L⁻¹ estabelecido para lançamento de efluentes tratados em corpo hídrico receptor. Esses resultados foram superiores a concentração média de sólidos suspensos de 28 e 540 mg L⁻¹ encontradas por Lima et al. (2013) e Schmitt (2011), respectivamente, em estudos com água residuária de laticínios.

Os sólidos dissolvidos expressam a quantidade de íons contidos no fluido. Nas diluições do efluente de laticínios em água de abastecimento público, as concentrações de sólidos dissolvidos oscilaram de 547,50 a 1555,67 mg L⁻¹, valores esses inferiores ao limite superior de 2000 mg L⁻¹ apresentado por Almeida (2010) para água de irrigação. Este resultado difere do valor médio de sólidos dissolvidos de 680 mg L⁻¹ obtido por Schmitt (2011) em estudo com água residuária de laticínios.

Os teores de cálcio (0,75 – 3,38 mmol_c L⁻¹) e magnésio (1,0 – 2,62 mmol_c L⁻¹) de todas as diluições estudadas atendem aos padrões para água de irrigação, pois são inferiores aos limites superiores de 20 e 5 mmol_c L⁻¹ apresentados por Almeida (2010).

A dureza nas diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E foram de 127,50, 255,83, 103,33 e 105,83 mg L⁻¹, respectivamente, sendo o risco para uso na irrigação classificado como baixo (< 150 mg L⁻¹) e moderado (150 a 300 mg L⁻¹), conforme critério estabelecido por Pitts et al. (1990).

A concentração de sódio (12,53 – 22,52 mmol_c L⁻¹) nas diluições foram inferiores ao limite superior de 40 mmol_c L⁻¹, considerado por Almeida (2010) como usual para a água de irrigação. Enquanto, o teor de potássio (0,81 – 3,99 mmol_c L⁻¹) de todas as diluições foram superiores ao limite superior de 0,05 mmol_c L⁻¹ apresentado por Almeida (2010).

A concentração média de manganês (0,05 – 0,07 mmol_c L⁻¹) na água residuária tratada de laticínios foi inferior ao limite de 1,0 mg L⁻¹ estabelecido para o lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (Brasil, 2011). Segundo Ayers & Westcot (1999), o manganês não representa riscos de toxicidade para cultivos agrícolas obtidos em solos ácidos, pois sua concentração média foi inferior ao valor limite de 0,20 mg L⁻¹.

Os valores da razão de adsorção de sódio (RAS), carbonatos e bicarbonatos das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público encontram-se dentro das faixas de 0 a 15 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}, de 0 a 0,1 mmol_c L⁻¹ e de 0 a 10 mmol_c L⁻¹

apresentadas por Almeida (2010) e consideradas como usuais para água de irrigação, exceto a RAS da diluição 2A1E.

O valor da concentração média de manganês na água residuária tratada de laticínios de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, é inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para o lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (Brasil, 2011)

O teor médio do ferro total presente na água residuária tratada de laticínios encontra-se dentro da faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Este valor médio atende aos padrões de lançamento de água residuária tratada em corpo hídrico, onde o limite máximo para o ferro total é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Brasil, 2011). Segundo Ayers & Westcot (1999), o valor médio do ferro total inferior a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ não contribui para a acidez e a indisponibilidade do fósforo e do molibdênio no solo.

Os teores de cloretos de todas as diluições foram inferiores ao limite superior de 30 mmol L^{-1} apresentado por Almeida (2010) para água de irrigação.

Os níveis populacionais de *E. Coli* foram nulos e, conseqüentemente, as diluições de efluente de laticínio diluídas em água de abastecimento público foram inferiores ao limite de 5000 bactérias por 100 mL de efluente tratado, estabelecido na Portaria n° 154 (Ceara, 2002) para irrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

4.1.2 Qualidade físico-químico e microbiológico das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público quanto ao risco de obstrução de gotejadores

Com os resultados das Tabelas 23a e 23b montou-se a Tabela 24, que apresenta os principais agentes de obstrução de gotejadores, baseando nos critérios estabelecidos por Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone (1998), onde o grau de risco é categorizado como menor, moderado ou severo.

O pH de todas as diluições foram superiores ao limite de 7,5 estabelecido por Bucks et al. (1979), representando risco severo de entupimento dos gotejadores, devido a condição altamente favorável a formação de precipitados.

Tabela 24. Análise físico-químico e microbiológica de caracterização das amostras de diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, com classificação para o risco de entupimento segundo Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone(1998)

Características	Proporções de água de abastecimento/efluente de laticínios/Classificação de risco segundo Bucks et al. (1979)											
	1A0E			1A1E			2A1E			3A1E		
	MF	JF	SG	MF	JF	SG	MF	JF	SG	MF	JF	SG
pH	8,29	8,38	8,29	7,90	7,85	7,89	7,66	7,67	7,71	7,75	7,79	7,79
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	15,67	18,00	12,50	1026,67	964,50	921,00	496,67	393,33	346,67	280,00	266,67	266,67
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	524,33	536,67	547,50	1484,67	1549,50	1555,67	856,00	928,67	955,33	781,33	802,00	786,00
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,14	0,11	0,10	1,44	1,47	1,33	0,21	0,20	0,20	0,16	0,16	0,16
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,03	0,03	0,03	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)*	NR	3,13±4,25	NR	NR	1,87x10 ⁶ ±7,36	NR	NR	3,77x10 ⁵ ±1,84	NR	NR	3,88x10 ⁴ ±1,84	NR
Características	Proporções de água de abastecimento/efluente de laticínios/Classificação de risco segundo Capra e Scicolone (1998)											
	1A0E			1A1E			2A1E			3A1E		
	MF	JF	SG	MF	JF	SG	MF	JF	SG	MF	JF	SG
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	15,67	18,00	12,50	1026,67	964,50	921,00	496,67	393,33	346,67	280,00	266,67	266,67
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,72	0,71	0,70	1,86	1,88	1,87	1,24	1,24	1,26	1,11	1,12	1,13
Cálcio (mmolc L ⁻¹)	1,43	1,35	1,27	2,85	3,38	2,88	0,87	0,87	0,85	0,75	0,83	0,85
Magnésio (mmolc L ⁻¹)	1,13	1,13	1,28	2,62	1,70	2,23	1,20	1,08	1,23	1,07	1,00	1,27
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,14	0,11	0,10	1,44	1,47	1,33	0,21	0,20	0,20	0,16	0,16	0,16
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,03	0,03	0,03	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06

Risco menor;
 Risco moderado;
 Risco severo
 * Média e desvio padrão geométrico

O teor dos sólidos suspensos foi superior aos valores limites estabelecidos pelos autores Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone (1998), acima de 100 mg L^{-1} e maior que 400 mg L^{-1} , respectivamente, em todas as diluições estudadas, classificando o risco de obstrução de gotejadores como severo, exceto à diluição 1A0E.

A concentração de sólidos dissolvidos, em todas as diluições, encontra-se dentro da faixa de 500 a 2000 mg L^{-1} estabelecida por Bucks et al. (1979), onde o risco de obstrução de gotejadores foi classificado como moderado.

Segundo Capra & Scicolone (1998), o teor de cálcio em todas as diluições foi inferior ao limite de $12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, que classifica o risco de obstrução de gotejadores como menor. Enquanto, o teor de magnésio encontra-se na faixa limite de 2,0 a $7,30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ apenas na diluição 1E1E, classificando o risco de entupimento de gotejadores como moderado, nas demais diluições os valores foram inferiores ao limite de $2,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, que classifica o risco de entupimento como menor (Capra & Scicolone, 1998).

Utilizando o critério de Bucks et al. (1979) verificou-se que a concentração de ferro total nas diluições 1A0E e 3A1E foram inferiores ao limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ representando risco menor de obstrução de gotejadores, enquanto nas diluições 1A1E e 2A1E, a concentração de ferro total enquadram-se na faixa de $0,20$ a $1,50 \text{ mg L}^{-1}$, que classifica o risco de obstrução como moderado.

Ao empregar o critério de Capra & Scicolone (1998), notou-se para a concentração de ferro total que a diluição 1A1E passou a representar risco severo de obstrução ($> 1,20 \text{ mg L}^{-1}$), já nas demais diluições o risco de entupimento foi classificado como menor ($< 0,50 \text{ mg L}^{-1}$).

O manganês representa menor risco de obstrução de gotejadores, pois o seu valor médio foi menor que $0,10$ e $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ em todas as diluições, conforme os critérios estabelecidos por Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone (1998), respectivamente.

Nas diluições 1A1E, 2A1E e 3A1E, o nível populacional de coliformes totais encontra-se dentro da faixa de 1×10^4 a 5×10^4 bactérias por mL, estabelecida por Bucks et al. (1979), classificando o risco de obstrução de gotejadores como moderado. No entanto, apenas a diluições 1A1E reperesentou menor risco de obstrução ($< 1 \times 10^4$ bactérias por mL).

4.1.3 Avaliação das restrições de uso das proporções de diluição ARL/AA quanto ao risco de salinização e sodificação do solo

Confrontando os valores de CE e RAS, das diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, verificou-se que o risco de redução da infiltração de água no solo (sodicidade), devido à dispersão das argilas, foi classificado como moderado para 1A0E e 1A1E e severo para 2A1E e 3A1E, conforme diretrizes estabelecidas por Ayers & Westcot (1999).

A Tabela 25 apresenta os valores médios de RAS e CE, obtidos nas saídas dos gotejadores para os níveis de diluição 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E e as respectivas classes de restrições, segundo Ayers & Westcot (1999).

Tabela 25. Classificação do grau de restrição das diluições ARL/AA quanto ao risco de salinização e sodificação

Diluição (saída do gotejador)	CE (dS m ⁻¹)	RAS (mmolc L ⁻¹) ^{0,5}	Grau de restrição	
			Salinização	Sodificação
1A0E	0,7	6,76	moderada	moderada
1A1E	1,87	12,65	moderada	moderada
2A1E	1,26	15,26	moderada	severa
3A1E	1,13	13,43	moderada	severa

4.2 Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

Dentre os fatores que comprometem o desempenho hidráulico dos gotejadores não se considerou a perda de carga distribuída, uma vez que o comprimento das linhas laterais é pequeno, sendo desconsiderada como fator de variação de vazão dos gotejadores, logo, pode-se estabelecer como nexos causais da variação da uniformidade, o coeficiente de variação de fabricação dos gotejadores e fatores ligados ao entupimento, fato também destacado nos trabalhos de Batista et al. (2006) e Batista et al. (2010).

4.2.1 Vazão dos gotejadores (Q)

Estabelecendo comparação entre os tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h), houve redução nos valores de Q das unidades de gotejadores de 13, 6, 26, 12 e 6%, respectivamente, para os gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5, respectivamente, na diluição 1A0E, onde os valores mais expressivos de variação foram observados nos gotejadores G1, G3 e G4, como descrito na Tabela 26 e Figura 12.

Tabela 26. Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 1A0E

Tempo de operação (horas)	1A0E				
	G1	G2	G3	G4	G5
0	1,59	1,96	2,01	1,69	1,60
40	1,60	1,96	2,03	1,68	1,58
80	1,54	1,91	1,99	1,68	1,54
120	1,53	1,91	1,97	1,65	1,58
160	1,43	1,92	1,92	1,48*	1,51*
200	1,39*	1,85*	1,49*	1,49	1,60
Percentual de redução máximo da vazão	13%	6%	26%	12%	6%

*: Menor valor utilizado para cálculo da taxa de variação de redução de vazão.

Deve-se ressaltar que as reduções máximas de Q dos gotejadores G1, G2 e G3 ocorreram no tempo de 200h, enquanto para os gotejadores G4 e G5 no tempo de 160 h. Esse fato é atribuído ao processo de desobstrução aleatório, onde no momento da avaliação em virtude da movimentação das linhas laterais, fragmentos de biofilmes foram desprendidos do interior dos gotejadores obstruídos parcialmente, resultando em aumento de vazão.

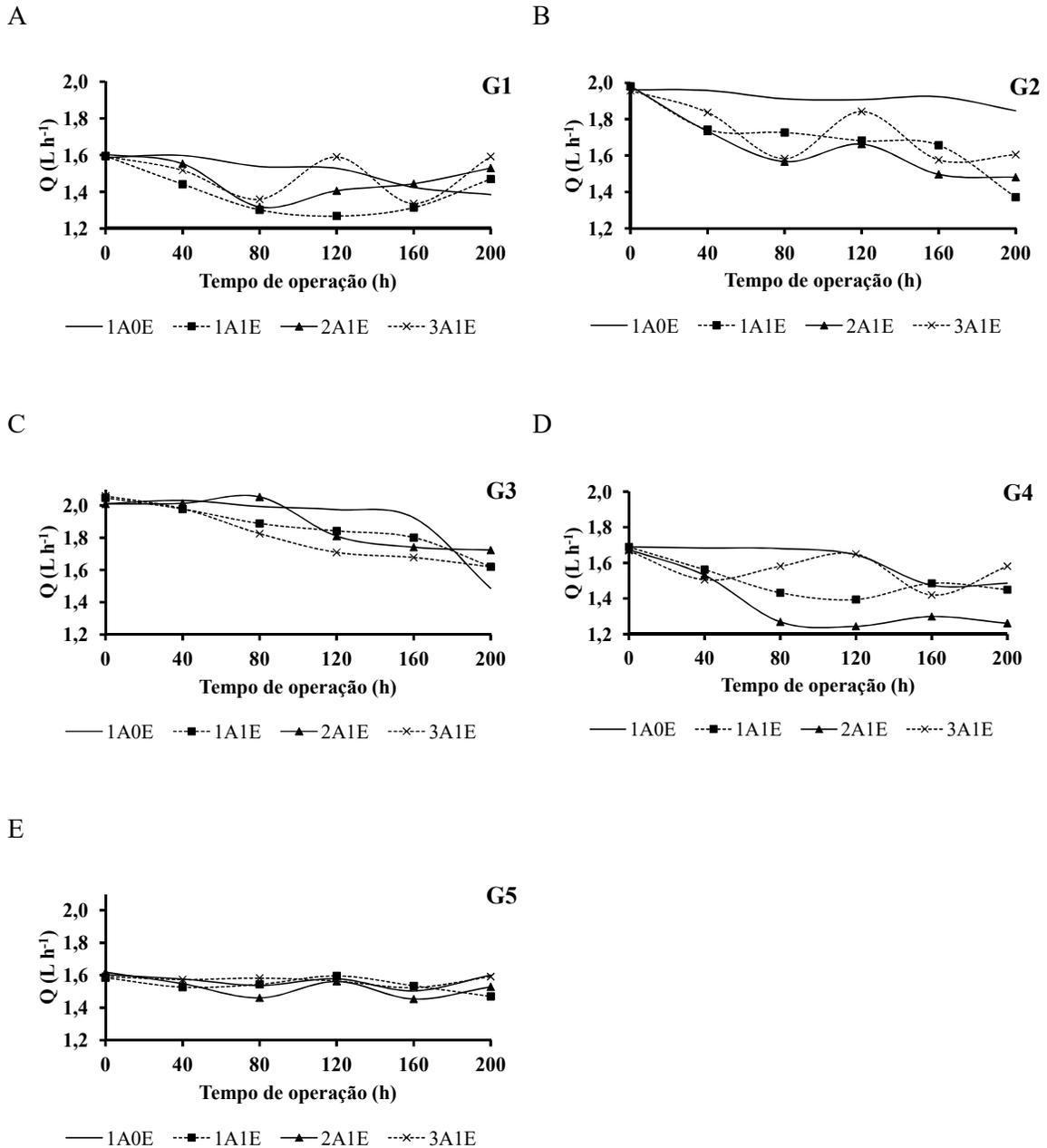


Figura 12. Valores médios das vazões dos gotejadores (Q) das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação

Comparando os tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h) da unidade gotejadoras 1A1E (Tabela 27 e Figura 12) houve redução de Q da ordem de 18, 31, 21, 17 e 7%, para os gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5, respectivamente. No entanto, a redução máxima de Q dos gotejadores G1 e G4 ocorreu nos tempos de 160 e 120 h.

Tabela 27. Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 1A1E

Tempo de operação (horas)	1A1E				
	G1	G2	G3	G4	G5
0	1,60	1,98	2,05	1,69	1,59
40	1,44	1,74	1,98	1,56	1,53
80	1,30	1,73	1,89	1,43	1,54
120	1,27	1,68	1,84	1,39*	1,60
160	1,31*	1,66	1,80	1,49	1,54
200	1,47	1,37*	1,62*	1,45	1,47*
Percentual de redução máximo da vazão	18%	31%	21%	17%	7%

*: Menor valor utilizado para cálculo da taxa de variação de redução de vazão.

Analisando a unidade gotejadora 2A1E, verificou-se que a redução de Q foi de 18, 25, 14, 25 e 6% para os gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5, respectivamente, quantos aos tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h) foram comparados (Tabela 28 e Figura 12). Por outro lado, a máxima redução de Q dos gotejadores G1, G4 e G4 ocorreram nos tempos de 80, 120 e 160 h.

Tabela 28. Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 2A1E

Tempo de operação (horas)	2A1E				
	G1	G2	G3	G4	G5
T					
0	1,60	1,98	2,01	1,68	1,62
40	1,55	1,73	2,01	1,53	1,55
80	1,32*	1,57	2,05	1,27	1,46
120	1,41	1,66	1,81	1,24*	1,56
160	1,44	1,50	1,74	1,30	1,45*
200	1,53	1,48*	1,72*	1,26	1,53
Percentual de redução máximo da vazão	18%	25%	14%	25%	6%

*: Menor valor utilizado para cálculo da taxa de variação de redução de vazão.

As variações percentuais de redução dos valores de Q, quando comparados os tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h), da unidade gotejadora 3A1E apresentaram valores na ordem de 16, 19, 21, 15 e 4% para os gotejadores G1, G2, G3,

G4 e G5, respectivamente (Tabela 29 e Figura 12). Entretanto, a máxima redução de Q dos gotejadores G1, G2, G4 e G5 foram notadas no tempo de 160h.

Tabela 29. Variação percentual da redução na vazão dos gotejadores operando na diluição 3A1E

Tempo de operação (horas)	3A1E				
	G1	G2	G3	G4	G5
0	1,59	1,96	2,06	1,67	1,59
40	1,52	1,84	1,98	1,51	1,57
80	1,36	1,58	1,83	1,58	1,58
120	1,59	1,84	1,71	1,65	1,57
160	1,34*	1,58*	1,68	1,42*	1,52*
200	1,59	1,61	1,62*	1,58	1,59
Percentual de redução máximo da vazão	16%	19%	21%	15%	4%

*: Menor valor utilizado para cálculo da taxa de variação de redução de vazão.

Diante dos valores apresentados, pode-se observar, ao final do período de operação, uma diminuição da vazão em todos os gotejadores, independente da diluição aplicada, sendo que os gotejadores G2, G3 e G4 apresentaram as maiores taxas percentuais de redução de Q (Tabela 30).

Tabela 30. Comparação da variação percentual de redução na vazão (Q) dos gotejadores operando nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

Diluições/Gotejadores	G1	G2	G3	G4	G5
1A0E	12,73%	5,86%	26,11%	12,07%	6,17%
1A1E	17,62%	30,79%	20,86%	17,47%	7,26%
2A1E	17,83%	25,28%	14,28%	24,72%	5,56%
3A1E	16,19%	19,47%	21,37%	14,87%	4,33%

No trabalho de Fernandes et al. (2014), a equação vazão versus pressão de três tipos de gotejadores foi alterada em função do entupimento, após 160 h de aplicação de água residuária com água residuária do processamento da castanha de caju. No entanto, o expoente da vazão (x) permaneceu menor que 1 em todos os tipos de gotejadores, indicando a predominância do regime de escoamento turbulento.

Batista et al. (2014b) obtiveram redução na vazão de um tipo de gotejador não autocompesante ($2,00 \text{ Lh}^{-1}$) oscilando de 16 a 58% para quatro proporções de tempo de irrigação com água residuária de suinocultura e água de abastecimento público, após 160 h de operação das unidades gotejadoras.

4.2.2 Desempenho do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)

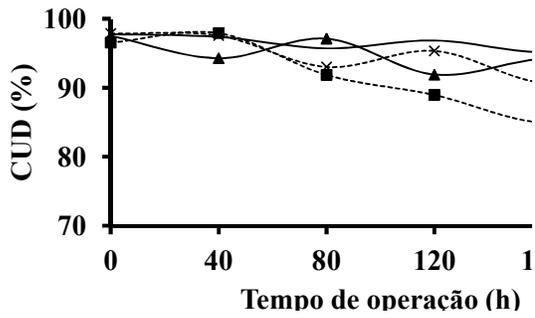
Estão apresentados na Figura 13, os valores médios do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), ao longo do período de operação das unidades gotejadoras aplicando diluições de efluentes de laticínios em água de abastecimento público.

Notou-se, após 200 h de aplicação das diluições de efluentes de laticínios em água de abastecimento, que houve decréscimo dos valores de CUD em todas as unidades gotejadoras, independente do tipo de emissor e da diluição estudada.

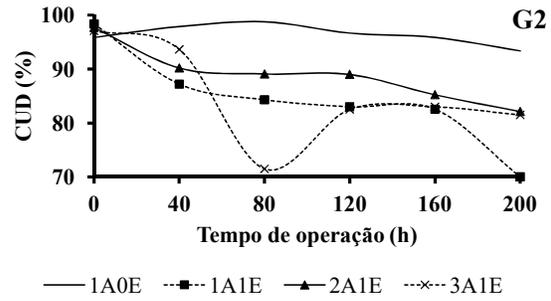
Este fato é atribuído ao entupimento dos gotejadores ocasionado pela atuação de agentes físico-químicos e biológicos presentes no efluente de laticínios, corroborando, assim, como os estudos desenvolvidos por Batista et al. (2013a,b) com efluente da suinocultura, Marques Vale et al. (2013) com água residuária doméstica tratada, Silva et al. (2014) com efluente da castanha de caju tratado e Mesquita et al. (2015) com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento público.

Na Figura 13A, referente ao gotejador G1, observou-se que nos tempos de operação inicial (0 h) e final (200h), os valores médios do CUD foram de 97,79 e 96,75% na diluição 1A0E, de 96,55 e 86,70% na diluição 1A1E, de 97,51 e 93,82% na diluição 2A1E e de 97,87 e 92,37% na diluição 3A1E. Constatou-se, na Figura 13B, para o gotejador G2, que os valores médios do CUD foram de 95,82 e 93,34%, de 98,33 e 70,02%, de 97,68 e 82,11% e de 97,09 e 81,50% nas unidades gotejadoras 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente.

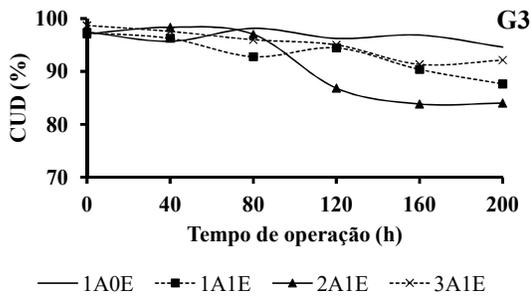
A



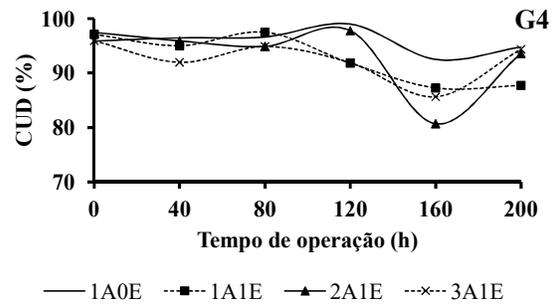
B



C



D



E

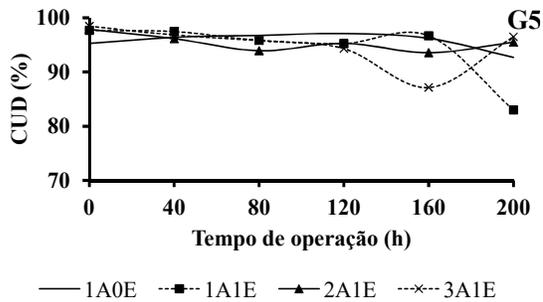


Figura 13. Valores médios de CUD das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação

Para o gotejador G3 (Figura 13C), os valores médios do CUD foram iguais a 97,46 e 94,60% na diluição 1A0E; 97,31 e 87,65% na diluição 1A1E, 97,11 e 84,04% na

diluição 2A1E; e 98,69 e 92,16% na diluição 3A1E. Notou-se, na Figura 13D, que os valores médios do CUD do gotejador G4 foram iguais a 95,86 e 94,75%; 97,10 e 87,72%; 97,43 e 93,58%; e 95,92 e 94,37% para as diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente, quando os tempos de operação inicial (0 h) e final (200h) foram comparados. O gotejador G5 apresentou valores médios do CUD iguais a 95,26 e 92,69%; 97,67 e 82,99%; 97,84 e 95,49%; e 98,43 e 96,48%, quando operou nas diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente (Figura 13E).

A Tabela 31 destacou a avaliação dos valores médios de CUD dos cinco tipos de gotejadores, empregando-se o critério estabelecido por Merriam & Keller (1978). De acordo com esse critério, os valores de CUD no tempo de operação inicial (0 h), foram classificados como excelentes ($CUD > 90\%$). Enquanto, no tempo de operação final (200 h), os valores médios de CUD foram assim classificados: a) na unidade gotejadora 1A0E, os valores de CUD permaneceram com a classificação excelente ($CUD > 90\%$); b) na unidade gotejadora 1A1E, os valores de CUD decresceram sendo reclassificados como bom ($80\% < CUD < 90\%$) para os gotejadores G1, G3, G4 e G5 e regular ($70\% < CUD < 80\%$) no caso do gotejador G2; c) na unidade gotejadora 2A1E, os valores de CUD dos gotejadores G1, G4 e G5 permaneceram com a classificação excelente, enquanto o CUD dos gotejadores G2 e G3 reduziu recebendo a classificação bom ($70\% < CUD < 80\%$); e d) na unidade gotejadora 3A1E, a classificação do CUD para os gotejadores G1, G3, G4 e G5 foi mantida em excelente ($CUD > 90\%$), porém o CUD dos gotejadores G2 diminuiu, resultando na reclassificação como bom; notou-se que nessa unidade gotejadores as reduções máximas de CUD não ocorreram ao final das 200 h para todos os tipos de gotejadores, em G2 esse fato ocorreu no tempo de 80 h e para G4 e G5 no tempo de 160 h.

Os resultados da Tabela 31, ainda evidenciaram que a unidade gotejadora 2A1E apresentou os melhores resultados em relação as unidades gotejadoras 1A1E e 3A1E, com destaque para os gotejadores G1 e G5, apresentando as menores variações de CUD.

Tabela 31. Avaliação dos valores do CUD segundo Merriam & Keller (1978).

CUD (%)											
1A0E						1A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	97,79	95,82	97,46	95,86	95,26	0	96,55	98,33	97,31	97,10	97,67
40	97,37	97,85	95,72	96,44	96,39	40	97,92	87,21	96,26	95,01	97,45
80	95,71	98,74	98,14	96,61	96,75	80	91,86	84,31	92,80	97,49	95,85
120	96,86	96,65	96,25	98,97	97,08	120	88,96	83,00	94,46	91,82	95,24
160	95,16	95,84	96,88	92,47	96,21	160	84,93	82,56	90,39	87,27	96,68
200	96,75	93,34	94,60	94,75	92,69	200	86,70	70,02	87,65	87,72	82,99
2A1E						3A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	97,51	97,68	97,11	97,43	97,84	0	97,87	97,09	98,69	95,92	98,43
40	94,27	90,20	98,36	95,89	96,12	40	97,56	93,63	97,58	91,96	96,82
80	97,12	89,09	97,03	94,88	93,91	80	93,01	71,51	96,00	94,88	95,77
120	91,89	89,00	86,85	97,75	95,26	120	95,35	82,52	95,03	91,88	94,31
160	94,18	85,24	83,86	80,68	93,54	160	90,72	82,99	91,35	85,63	87,14
200	93,82	82,11	84,04	93,58	95,49	200	92,37	81,50	92,16	94,37	96,48

Legenda: Excelente ■; Bom ■; Regular ■; Ruim ■

Batista et al. (2010) avaliou a influência da aplicação de esgoto doméstico tratado utilizando sistema de gotejamento durante 120 h, obtendo-se reduções nos valores do CUD da ordem de 11%. As reduções observadas foram relacionadas, segundo os autores, ao processo de entupimento parcial ou total dos gotejadores, tendo como causa principal a formação de um biofilme, resultante da interação entre colônias de bactérias e algas.

4.2.3 Desempenho do sistema segundo coeficiente de variação de vazão (CVQ)

A Figura 14 apresenta os valores referentes ao coeficiente de variação de vazão (CVQ), ao longo do período de operação das unidades de irrigação operando com diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento. Após 200 h de funcionamento das unidades gotejadoras, observou-se que ocorreram alterações nos valores do CVQ em função do tempo e das diluições estudadas. Averiguou-se no tempo inicial (0 h) que os valores de CVQ de todas as combinações entre tipos de gotejadores e diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento foram menores que 10% no tempo de operação inicial (0 h), recebendo, assim, a classificação bom da Asabe (2008).

Comparando os tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h) evidenciou-se nas unidades gotejadoras 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E com gotejador G1 que os valores de CVQ foram de 1,75 e 2,81%, 2,66 e 13,70%, 2,24 e 4,82% e 1,87 e 5,56%, respectivamente (Figura 14A), tendo assim pequenas oscilações e mantendo a classificação bom da Asabe (2008) no tempo de 200 h. Enquanto, no gotejador G2, os valores de CVQ foram de 3,30 e 4,90%, para a diluição 1A0E, onde a classificação bom foi mantida no tempo de 200 h; 1,50 e 20,14% na diluição 1A1E, sendo o CVQ de 200 h reclassificado como inaceitável (Asabe, 2008); 2,0 e 12,25% para a diluição 2A1E, recebendo a classificação razoável no tempo de 200 h (Asabe, 2008); e 2,23 e 12,38% na diluição 3A1E, alterando também a classificação do CVQ, no tempo de 200 h para razoável (Figura 14B). Para o gotejador G3 (Figura 15C), os valores de CVQ foram iguais a 2,20 e 4,30%; 2,25 e 9,93%; e 1,07 e 6,39% nas diluições 1A0E, 1A1E e 3A1E, respectivamente, mantendo a classificação do CVQ como bom, no tempo de 200 h; e 2,18 e 11,82% na diluição 2A1E, onde o CVQ foi reclassificado como razoável no tempo de 200 h. Já os valores médios de CVQ do gotejador G4 (Figura 14D) foram iguais a 3,55 e 5,79%, 2,53 e 9,72%, 1,93 e 5,36% e 2,68 e 4,41% para as diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente, onde todos os valores de CVQ foram mantidos na classificação bom após 200 h de operação. Semelhantemente os valores de CVQ do gotejador G5 (Figura 14E) foram iguais a 4,04 e 4,84%; 1,24 e 2,95%; 1,81 e 3,49% e 1,24 e 2,95% para as diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente, mantendo também a classificação bom do CVQ, no tempo de 200 h.

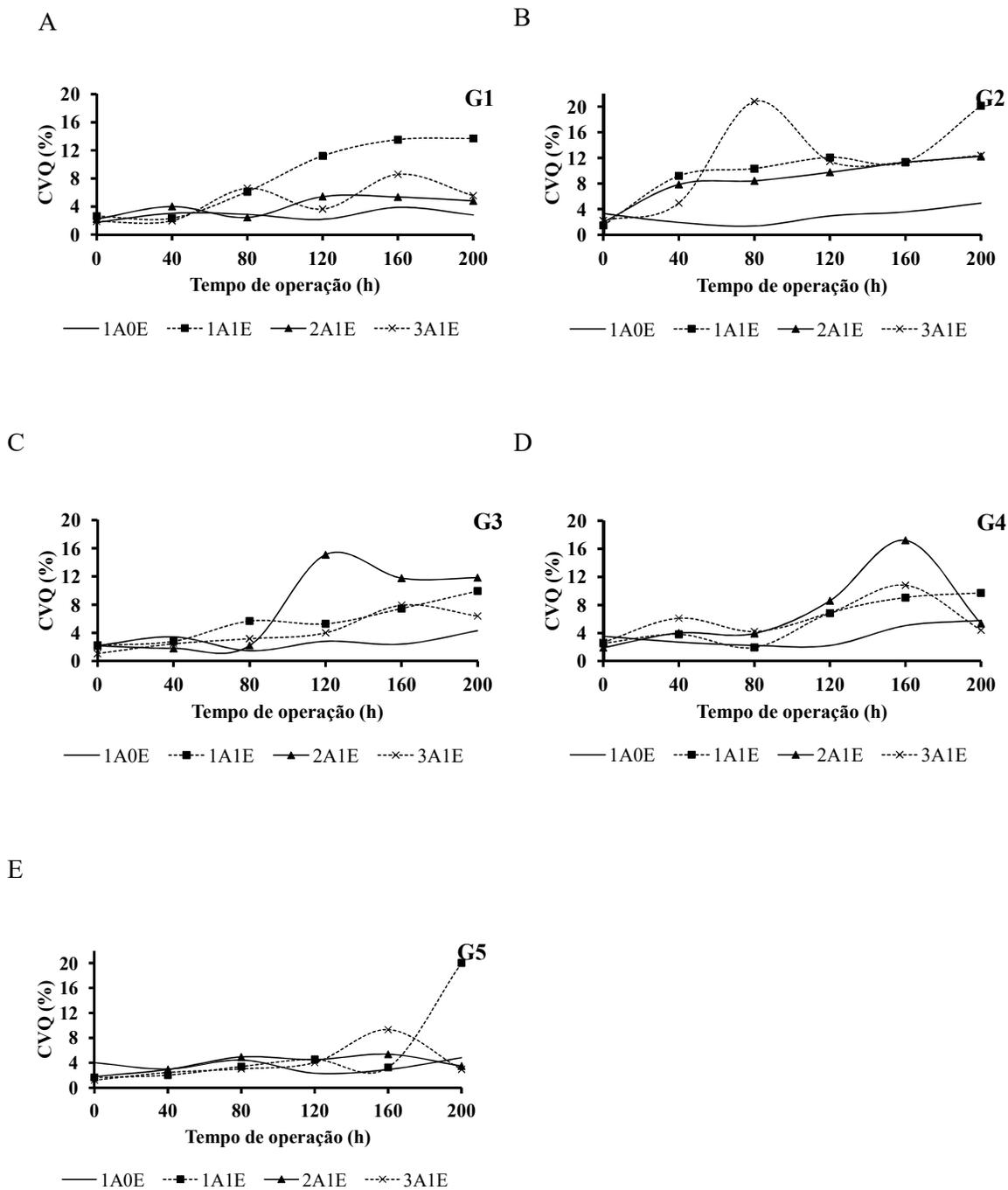


Figura 14. Valores médios de CVQ das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação

Os resultados da Figura 14 indicaram que nas unidades gotejadores com emissor G2 operando nas diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E ocorreu tendência de crescimento mais acentuada dos valores de CVQ, ao longo do tempo de funcionamento, em função da maior suscetibilidade ao entupimento desse tipo de emissor.

Na Tabela 32 consta a classificação dos valores do CVQ, conforme os critérios da Asabe (2003). Verificou-se nessa tabela que: a) a unidade gotejadora 1A0E apresentou valores de CVQ sempre classificados como bom; b) na unidade gotejadora 1A1E houve mudança na classificação do CVQ para G1, G2 e G5 a partir dos tempos de operação de 120, 80 e 200 h, respectivamente; c) na unidade gotejadora 2A1E ocorreu mudança na classificação do CVQ para os gotejadores G2 e G3 a partir do tempo de operação de 160 e 120 h, enquanto para o gotejador G4 houve alteração na classificação do CVQ apenas no tempo de 160 h; e d) na unidade gotejadora 3A1E mudança de classificação do CVQ ocorreu no gotejador G2 a partir de 80 h e no gotejador G4 somente no tempo de 160 h. A maior susceptibilidade ao entupimento do gotejador G2, em relação aos demais gotejadores está associada ao maior comprimento de labirinto e menor vazão; nessas condições a velocidade do escoamento de efluente no interior do emissor é menor, favorecendo a ação de agentes causadores de obstrução, principalmente a formação de biofilme.

Tabela 32. Avaliação dos valores de CVQ segundo Asabe (2008)

CVQ (%)											
1A0E						1A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	1,75	3,32	2,20	3,55	4,04	0	2,63	1,48	2,25	2,53	1,68
40	3,04	1,93	3,43	2,71	3,03	40	2,33	9,19	2,82	3,83	2,05
80	2,89	1,37	1,47	2,23	4,46	80	6,12	10,35	5,68	1,94	3,43
120	2,18	2,95	2,81	2,23	2,36	120	11,22	12,08	5,29	6,81	4,57
160	3,89	3,58	2,40	5,05	2,95	160	13,53	11,36	7,46	9,06	3,27
200	2,81	4,93	4,30	5,79	4,84	200	13,70	20,14	9,93	9,72	20,03
2A1E						3A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	2,24	1,99	2,18	1,93	1,81	0	1,87	2,23	1,07	2,68	1,24
40	4,01	7,87	1,80	4,01	2,95	40	1,97	4,97	2,45	6,11	2,48
80	2,46	8,44	2,20	3,94	4,96	80	6,61	20,80	3,18	4,22	3,05
120	5,42	9,76	15,08	8,60	4,53	120	3,64	11,46	4,01	6,91	4,06
160	5,37	11,33	11,75	17,20	5,39	160	8,60	11,33	7,93	10,80	9,32
200	4,82	12,25	11,82	5,36	3,49	200	5,56	12,38	6,39	4,41	2,95

Legenda: Bom ■; Razoável ■; Inaceitável ■

Silva et al. (2013) analisaram o efeito de pressões de serviço no CVQ de unidades gotejadoras aplicando água residuária da castanha de caju durante 160 h; notaram para a menor pressão serviço (70 kPa) que os valores de CVQ, ao final dos ensaios, oscilaram de 2 a 44% entre os tipos de gotejadores utilizados.

4.2.4 Desempenho dos coeficientes de uniformidade estatística (Us)

Na Figura 15 estão apresentados os valores médios do coeficiente de uniformidade estatística (Us) para os gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5 operando nas diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E.

Estabelecendo comparação entre os tempos de operação inicial (0 h) e final (200 h), constatou-se para o gotejador G1 (Figura 15A), que os valores de Us foram de 98,25 e 97,19%; 96,68 e 86,30%; 97,76 e 95,18%; e 98,13 e 94,44% para as diluições diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente, onde a classificação excelente foi mantida após 200 h de operação (Mantovani, 2002). Para o gotejador G2 (Figura 15B), os valores de Us foram de 96,68 e 95,07% para a diluição 1A0E, mantendo a classificação excelente no tempo de 200 h; e de 98,52 e 79,86%, 98,01 e 87,75% e 97,77 e 87,62% nas diluições 1A1E, 2A1E e 3A1E, apresentando reclassificação de Us para bom (Mantovani, 2002). Os valores de Us do gotejador G3 foram de 97,80 e 95,70%, 97,75 e 90,07%; e 97,82 e 93,61% nas unidades de gotejadoras 1A0E, 1A1E e 3A1E, onde a classificação de Us foi mantida em excelente; e de 98 e 88% na unidade gotejadora 2A1E, tendo alteração da classificação de Us para bom (Figura 15C).

Com relação ao gotejador G4 os valores de Us foram de 96,45 e 94,21%; 97,47 e 90,28%; 98,07 e 94,64% e 97,32 e 95,59% nas unidades gotejadoras 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente, apresentando tendência em manter a classificação excelente para os valores de Us após 200 h (Figura 15D). Os valores de Us do gotejador G5 para as diluições 1A0E, 2A1E e 3A1E foram 95,96 e 95,16%; 98,32 e 79,97%; e 98,19 e 96,51% respectivamente, também mantendo a classificação excelente após 200 h de operação, enquanto a unidade gotejadora 1A1E apresentou valores de Us de 98,76 e 97,05%, onde a classificação foi alterada para razoável (Figura 15E).

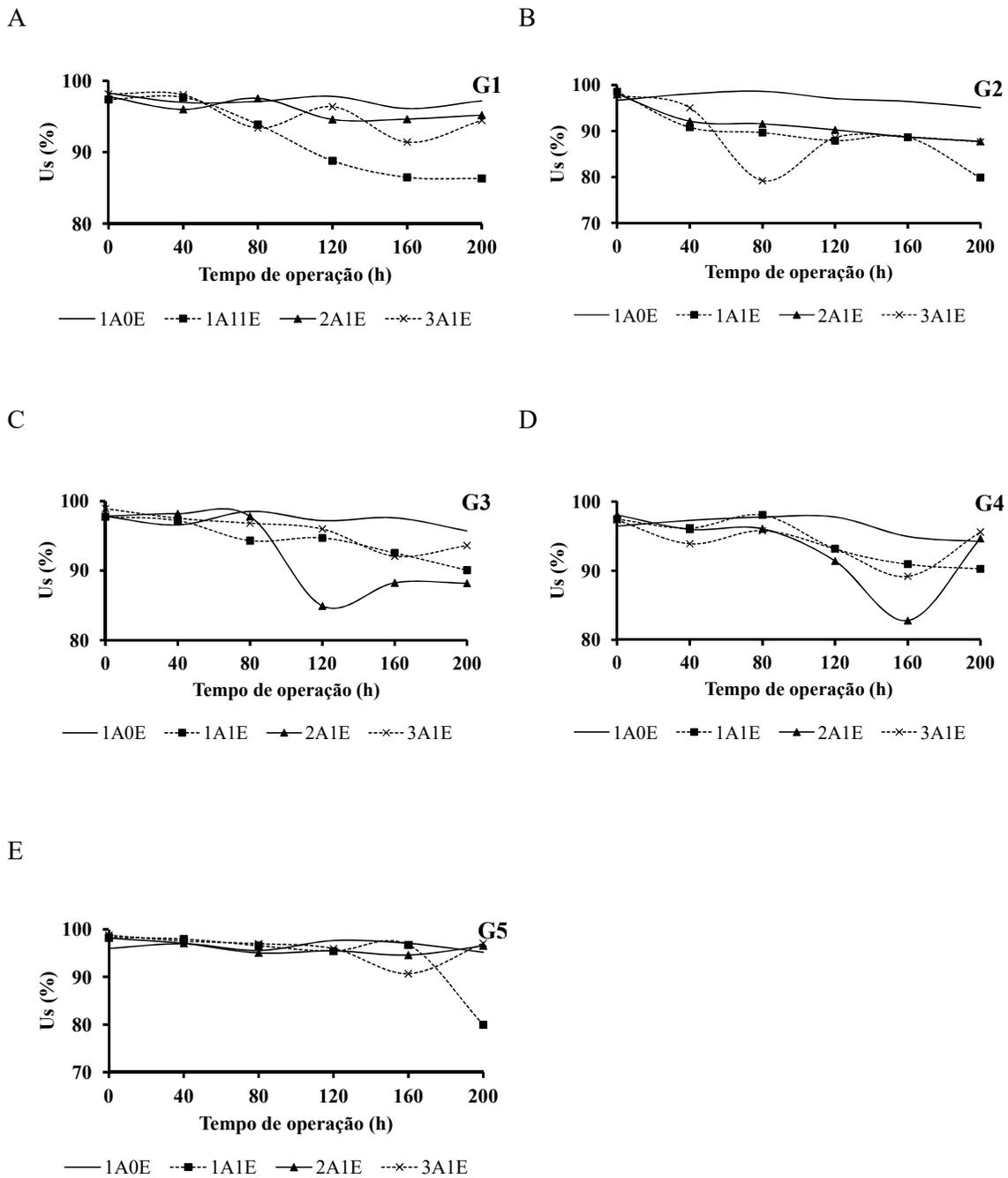


Figura 15. Valores médios de Us das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação

Na Tabela 33 está apresentada a avaliação dos valores de Us, empregando-se os critérios propostos por Mantovani (2002) e Favetta & Brotel (2001). Observou-se que na unidade gotejadora 1A0E todos os valores de Us foram classificados como excelentes, independente do tipo de gotejador. Já na unidade gotejadora 1A1E, houve mudança de classificação de Us para os gotejadores G1 e G2 a partir de 120 e 80 h, respectivamente, enquanto no gotejador G5 essa mudança ocorreu apenas no tempo de 200 h. Com relação à unidade gotejadora 2A1E, as alterações de classificação surgiram a partir de 160 e 120 h para os gotejadores G2 e G3, respectivamente. Porém, o gotejador G4 apresentou alteração dessa classificação apenas no tempo de 160 h. Na unidade gotejadora 3A1E ocorreu alteração da classificação de Us a partir de 80 h para o gotejador G2 e somente no tempo de 160 h para o gotejador G4.

Tabela 33. Avaliação dos valores de Us segundo Mantovani (2002) e Favetta & Brotel, 2001)

Us (%)											
1A0E						1A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	98,25	96,68	97,80	96,45	95,96	0	97,37	98,52	97,75	97,47	98,32
40	96,96	98,07	96,57	97,29	96,97	40	97,67	90,81	97,18	96,17	97,95
80	97,11	98,63	98,53	97,77	95,54	80	93,88	89,65	94,32	98,06	96,57
120	97,82	97,05	97,19	97,77	97,64	120	88,78	87,92	94,71	93,19	95,43
160	96,11	96,42	97,60	94,95	97,05	160	86,47	88,64	92,54	90,94	96,73
200	97,19	95,07	95,70	94,21	95,16	200	86,30	79,86	90,07	90,28	79,97
2A1E						3A1E					
T (h)	G1	G2	G3	G4	G5	T (h)	G1	G2	G3	G4	G5
0	97,76	98,01	97,82	98,07	98,19	0	98,13	97,77	98,93	97,32	98,76
40	95,99	92,13	98,20	95,99	97,05	40	98,03	95,03	97,55	93,89	97,52
80	97,54	91,56	97,80	96,06	95,04	80	93,39	79,20	96,82	95,78	96,95
120	94,58	90,24	84,92	91,40	95,47	120	96,36	88,54	95,99	93,09	95,94
160	94,63	88,67	88,25	82,80	94,61	160	91,40	88,67	92,07	89,20	90,68
200	95,18	87,75	88,18	94,64	96,51	200	94,44	87,62	93,61	95,59	97,05

Legenda: Excelente ; Muito bom/Bom ; Razoável/regular ; Péssimo/Ruim ; Inaceitável

No trabalho apresentado por Batista et al. (2014c), com desempenho de três tipos de gotejadores operando com quatro proporções de tempo de irrigação com água residuária de suinocultura e água de abastecimento público, durante 160 h verificaram ao final dos ensaios experimentais que a maioria das combinações testadas apresentaram valores de Us inferiores a 61%.

4.2.5 Desempenho do coeficiente da vazão relativa média (Dra)

Na Figura 16 estão apresentados os valores médios do coeficiente de redução de vazão relativa média (Dra) dos gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5 submetidos às diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E.

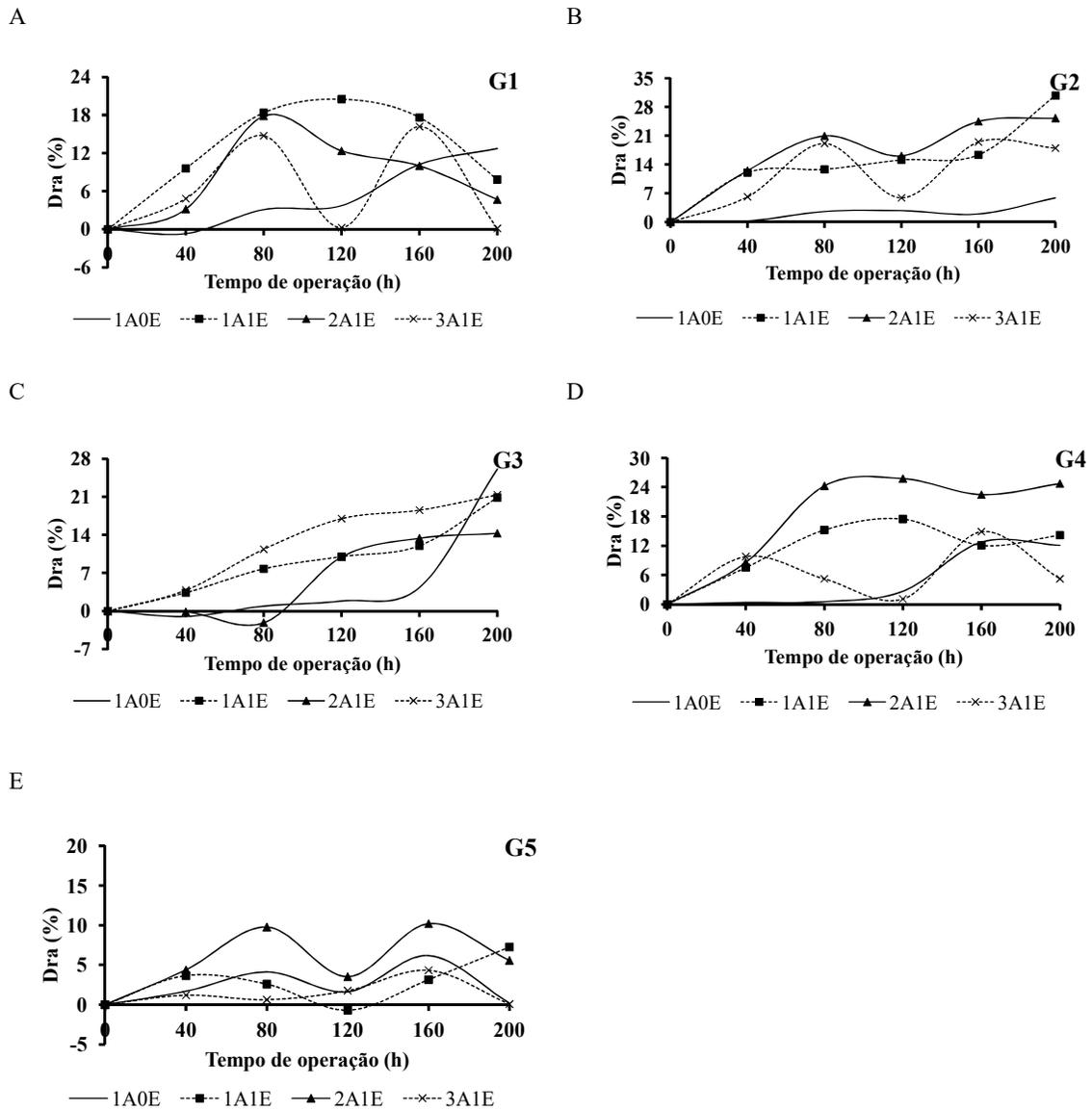


Figura 16. Valores de Dra das unidades gotejadoras dotadas dos emissores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) aplicando diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, ao longo do tempo de operação

Os valores de Dra, no tempo de operação final (200 h) para o gotejador G1 (Figura 16A), foram de 12,73%, 7,84 %, 4,68% e de 0,13% nas diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente. Para o gotejador G2 (Figura 16B), os valores finais de Dra foram de 5,86% para a proporção de diluição 1A0E, de 30,79% na diluição 1A1E, de 25,28 % para a diluição 2A1E e de 7,99% na diluição 3A1E. Os valores de Dra, no tempo de operação final (200 h) para o gotejador G3 (Figura 16C), foram de 26,11%, 20,86%, 14,28% e 21,37%, nas unidades gotejadoras submetidas às diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E, respectivamente. Sob aplicação das mesmas diluições, o gotejador G4 (Figura 16D) apresentou os respectivos valores de Dra: 12,07%, 14,15%, 24,72% e 5,22%. Os valores de Dra do gotejador G5 (Figura 17E) para as diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E foram 0,19%, 7,26%, 5,56% e 0,06% respectivamente. Em geral, a obstrução dos gotejadores não propiciou alterações suficientes que ocasionassem mudança na classificação dos valores de Dra, pois todos os valores foram inferiores a 61% recebendo a classificação baixo (Tabela 34).

Tabela 34. Avaliação dos valores de Dra segundo critério estabelecido por Capra & Scicolone (1998)

		Dra (%)											
		1A0E					1A1E						
T (h)		G1	G2	G3	G4	G5	T (h)		G1	G2	G3	G4	G5
0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
40		-0,69	0,20	-0,99	0,36	1,68	40		9,59	12,01	3,37	7,52	3,66
80		3,09	2,55	0,90	0,53	4,11	80		18,37	12,82	7,77	15,22	2,59
120		3,72	2,75	1,84	2,66	1,62	120		20,50	15,09	10,01	17,47	-0,69
160		10,21	1,94	4,33	12,72	6,17	160		17,62	16,36	12,02	12,08	3,15
200		12,73	5,86	26,11	12,07	0,19	200		7,84	30,79	20,86	14,15	7,26
T (h)		2A1E					3A1E						
T (h)		G1	G2	G3	G4	G5	T (h)		G1	G2	G3	G4	G5
0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
40		3,18	12,51	-0,15	8,60	4,39	40		4,83	6,13	3,84	9,77	1,19
80		17,83	20,94	-2,14	24,24	9,76	80		14,74	19,11	11,36	5,22	0,63
120		12,34	16,09	9,95	25,73	3,52	120		0,25	5,88	17,00	1,08	1,76
160		9,98	24,47	13,38	22,45	10,19	160		16,19	19,47	18,55	14,87	4,33
200		4,68	25,28	14,28	24,72	5,56	200		0,13	17,99	21,37	5,22	0,06

Legenda: Baixo ; Médio ; Alto 

A avaliação dos valores do coeficiente Dra, segundo os critérios de Capra & Scicolone (1998), destoa dos demais indicadores de desempenho hidráulico utilizados no presente trabalho (Q, CUD, CVQ e Us), pois os níveis de entupimento que ocorreram não foram suficientes para acarretar mudança na classificação do Dra.

Liu & Huang (2009) avaliaram os níveis de entupimento de três tipos de gotejadores operando com água residuária sanitária tratada, durante 1680 h. Ao final do estudo notaram que o gotejador com escoamento laminar foi o que apresentou os maiores níveis de obstrução com valor de D_{ra} superior a 75%.

4.3 Equações de regressão relacionando os indicadores de desempenho hidráulico e o tempo de operação das unidades gotejadoras

Nas Tabelas 35, 36, 37 e 38 são apresentadas as equações de regressão dos indicadores de desempenho hidráulico (Q, CVQ, CUD, Us e D_{ra}) relacionado os tipos de gotejadores (G1, G2, G3, G4 e G5) e as diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público (1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E) em função do tempo de operação (T) e respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Na Tabela 35 notou-se que o modelo linear foi o que melhor representou a relação entre os dados de Q em função de T nos gotejadores G1, G2 e G4, sendo os valores de R^2 de 0,90; 0,76 e 0,78 respectivamente. Enquanto, para o gotejador G3, o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou aos dados de Q em função de T, tendo R^2 de 0,88. Para o gotejador G5, os valores de Q não foram alterados significativamente, por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Observando a relação entre os dados de CUD e T das unidades de gotejadores, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o quadrático, para os gotejadores G2 e G5, apresentando valores de R^2 de 0,92 e 0,91, respectivamente. Enquanto para os demais, a média foi o que melhor se ajustou a relação entre os dados de CUD e T.

Para a variável Us, o modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou aos gotejadores G2 e G4, apresentando valores de R^2 de 0,89 e 0,88, respectivamente. Já nos gotejadores G1, G3 e G5, a média foi a melhor representação para esses dados.

O modelo linear foi o que melhor se ajustou aos dados de D_{ra} em função de T para os gotejadores G1, G2 e G4, já para nos gotejadores G3 e G5 foram o modelo quadrático e a médio que possibilitaram melhor ajuste, respectivamente.

Tabela 35. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 1A0E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
1A0E	G1	$\hat{Q} = 1,620 - 0,00110^{**} T$	0,90
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 2,758$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 96,607$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 97,242$	-
		$\hat{D}_{ra} = -2,085 + 0,0693^{**} T$	0,90
	G2	$\hat{Q} = 1,967 - 0,000486^{*} T$	0,76
		$C\hat{V}Q = 3,072 - 0,0308^{*} T + 0,000206^{*} T^2$	0,89
		$C\hat{U}D = 96,089 + 0,0511^{*} T - 0,000320^{**} T^2$	0,92
		$\hat{U}_s = 96,927 + 0,308^{*} T - 0,000206^{*} T^2$	0,89
		$\hat{D}_{ra} = -0,262 + 0,0247^{*} T$	0,75
	G3	$\hat{Q} = 1,975 + 0,00710^0 T - 0,0000261^{*} T^2$	0,88
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 2,767$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 96,510$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 97,233$	-
		$\hat{D}_{ra} = 1,751 - 0,154^0 T + 0,00130^{*} T^2$	0,88
	G4	$\hat{Q} = 1,730 - 0,00120^{**} T$	0,78
		$C\hat{V}Q = 3,550 - 0,0341^{*} T + 0,000236^{*} T^2$	0,88
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 95,849$	-
		$\hat{U}_s = 96,450 + 0,0341^{*} T - 0,000236^{*} T^2$	0,88
		$\hat{D}_{ra} = -2,389 + 0,0711^{**} T$	0,78
G5	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,567$	-	
	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 3,613$	-	
	$C\hat{U}D = 94,985 + 0,0536^{**} T - 0,000314^{**} T^2$	0,91	
	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 96,387$	-	
	$\hat{D}_{ra} = \bar{D}_{ra} = 2,296$	-	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

Evidenciou-se na Tabela 36 que o modelo raiz quadrada foi o que melhor representou a relação entre os Q em função de T para os gotejadores G1 e G4, sendo os valores de R² de 0,99 e 0,90 respectivamente. Já para os gotejadores G2 e G3, o modelo linear foi o que melhor se ajustou aos dados de vazão em função de T, tendo R² de 0,84 e 0,95. Para o gotejador G5, os valores de Q não foram alterados, significativamente, por T.

Ao observar a relação entre os dados de CVQ e T das unidades de gotejadores, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o linear, para os gotejadores G1, G2, G3

e G4, apresentando valores de R^2 de 0,92; 0,82; 0,93 e 0,81, respectivamente. Enquanto para o gotejador G5 a média foi o melhor ajuste a relação entre os dados de CVQ e T. Este comportamento foi idêntico para a variável Us.

O modelo linear foi o que melhor se ajustou com os dados da variável Dra para os gotejadores G2 e G3, já para os gotejadores G1, G4 e G5 foram os modelos quadráticos e a média, respectivamente, que melhor se ajustaram aos dados.

Tabela 36. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 1A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R^2
1A1E	G1	$\hat{Q} = 1,609 - 0,00585^{**} T + 0,0000255^{***} T^2$	0,99
		$C\hat{V}Q = 1,540 + 0,0671^{**} T$	0,92
		$C\hat{U}D = 97,662 - 0,0651^{**} T$	0,85
		$\hat{U}_s = 98,450 - 0,0671^{**} T$	0,92
		$\hat{D}ra = -0,893 + 0,367^{**} T - 0,00160^{**} T^2$	0,99
	G2	$\hat{Q} = 1,933 - 0,00240^{**} T$	0,84
		$C\hat{V}Q = 3,514 + 0,0725^{**} T$	0,82
		$C\hat{U}D = 95,439 - 0,112^{**} T$	0,85
		$\hat{U}_s = 96,486 - 0,0725^{**} T$	0,82
		$\hat{D}ra = 2,423 + 0,121^{**} T$	0,84
	G3	$\hat{Q} = 2,056 - 0,00194^{**} T$	0,95
		$C\hat{V}Q = 1,862 + 0,0371^{**} T$	0,93
		$C\hat{U}D = 97,734 - 0,0459^{**} T$	0,88
		$\hat{U}_s = 98,138 - 0,0371^{**} T$	0,93
		$\hat{D}ra = -0,458 + 0,0946^{**} T$	0,95
	G4	$\hat{Q} = 1,687 - 0,00404^{**} T + 0,0000150^{*} T^2$	0,90
		$C\hat{V}Q = 1,614 + 0,0403^{**} T$	0,81
		$C\hat{U}D = 98,145 - 0,0541^{**} T$	0,80
		$\hat{U}_s = 98,386 - 0,0403^{**} T$	0,81
		$\hat{D}ra = 0,144 + 0,240^{**} T - 0,00888^{*} T^2$	0,90
G5	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,543$	-	
	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 5,840$	-	
	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 94,312$	-	
	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 94,160$	-	
	$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 2,660$	-	

Nota: ** e * Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste “t”.

Observou-se, na Tabela 37, para os dados de Q em função de T dos gotejadores G1 e G4 que o modelo quadrático foi o de melhor ajuste, tendo valores de R^2 de 0,76 e 0,93 respectivamente. O modelo linear foi o que melhor representou a relação para os gotejadores G2 e G3 e para o gotejador G1, a média.

Tabela 37. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 2A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R^2
2A1E	G1	$\hat{Q} = 1,625 - 0,00439 * T + 0,0000198 * T^2$	0,76
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 4,053$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 94,798$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 95,947$	-
		$\hat{D}ra = -1,309 + 0,274 * T - 0,00123 * T^2$	0,76
	G2	$\hat{Q} = 1,876 - 0,00223 ** T$	0,79
		$C\hat{V}Q = 4,105 + 0,0450 ** T$	0,85
		$C\hat{U}D = 95,514 - 0,0663 ** T$	0,89
		$\hat{U}_s = 95,895 - 0,0450 ** T$	0,85
		$\hat{D}ra = 5,304 + 0,112 ** T$	0,79
	G3	$\hat{Q} = 2,069 - 0,00178 ** T$	0,79
		$C\hat{V}Q = 0,976 + 0,0650 * T$	0,64
		$C\hat{U}D = 99,713 - 0,0850 * T$	0,83
		$\hat{U}_s = 99,024 - 0,0650 * T$	0,64
		$\hat{D}ra = -2,975 + 0,0886 ** T$	0,79
	G4	$\hat{Q} = 1,686 - 0,00601 ** T + 0,0000202 * T^2$	0,93
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 6,840$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 93,367$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 93,160$	-
		$\hat{D}ra = -0,669 + 0,359 ** T - 0,00120 * T^2$	0,93
G5	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,529$	-	
	$C\hat{V}Q = 1,585 + 0,0551 * T + 0,000221 * T^2$	0,87	
	$C\hat{U}D = 97,864 - 0,0583 * T + 0,000226 * T^2$	0,79	
	$\hat{U}_s = 98,415 - 0,0551 * T + 0,000221 * T^2$	0,87	
	$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 5,569$	-	

Nota: ** e * Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste "t".

Para os dados de CVQ e T das unidades de gotejadores, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o linear, para os gotejadores G2 e G3, apresentando valores de R^2

de 0,85 e 0,64, respectivamente. Enquanto para os gotejadores G1 e G4 a média foi o que melhor se ajustou a relação entre os dados de CVQ e T. O modelo quadrático foi o que melhor se ajustou para o gotejador G5.

Em relação aos dados de Us em função de T, os modelos de regressão apresentaram comportamento idêntico a da variável CVQ, tendo os mesmos tipos de modelos de regressão e valores de R^2 .

Observando a relação entre os dados de CUD e T, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o quadrático, para o gotejador G5, com o valor de R^2 igual a 0,79. Enquanto para os gotejadores G1 e G4 a média foi o melhor ajuste aos dados de CUD em função de T.

O modelo linear foi o de melhor ajuste aos dados da variável Dra em função de T para os gotejadores G2 e G3, já em relação aos gotejadores G1, G4 e G5 o modelo quadrático, quadrático e a média foram o melhor ajuste para esses dados, respectivamente.

Constatou-se, na Tabela 38, que o modelo linear foi o que melhor representou a relação entre os dados de Q em função de T para os gotejadores G2 e G3, sendo os valores de R^2 de 0,60 e 0,96 respectivamente. Já para os gotejadores G1, G4 e G5, os valores de Q em função de T não apresentaram alteração significativa.

Ao observar a relação entre os dados de CVQ e T, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o quadrático, para o gotejador G2, com R^2 igual a 0,60, linear para o gotejador G3 e para os demais gotejadores, a média foi o melhor ajuste aos dados de CVQ em função de T. A variável Us se comportou da mesma forma, apresentando os mesmos modelos de regressão e valores de R^2 .

Para os gotejadores G1 e G3, ao analisar os dados de CUD em função de T, notou-se que o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o linear, apresentando valores de R^2 de 0,70 e 0,92, respectivamente; em relação ao gotejador G2, o modelo quadrático foi o de melhor ajuste. Nos demais gotejadores, a média foi o que melhor se ajustou a relação entre os dados de CUD e T.

O modelo linear foi o de melhor ajuste aos dados de Dra em função de Te para os gotejadores G2 e G3, apresentando valores de R^2 de 0,60 e 0,96, respectivamente. Enquanto, para os gotejadores G1, G4 e G5 a média foi a melhor representação dos dados de Dra e T.

Tabela 38. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função dos tempos de operação (T) da unidade gotejadora 3A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
3A1E	G1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,498$	-
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 4,708$	-
		$C\hat{U}D = 97,741 - 0,0326^* T$	0,70
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 95,292$	-
		$\hat{D}_{ra} = \bar{D}_{ra} = 6,027$	-
	G2	$\hat{Q} = 1,896 - 0,00163^{**} T$	0,60
		$C\hat{V}Q = 1,907 + 0,204^0 T - 0,000807^0 T^2$	0,60
		$C\hat{U}D = 97,896 - 0,294^0 T + 0,00112^0 T^2$	0,61
		$\hat{U}_s = 98,093 - 0,204^0 T + 0,000807^0 T^2$	0,60
		$\hat{D}_{ra} = 3,092 - 0,0834^* T$	0,60
	G3	$\hat{Q} = 2,041 - 0,00230^{**} T$	0,96
		$C\hat{V}Q = 1,036 + 0,0314^{**} T$	0,84
		$C\hat{U}D = 98,869 - 0,074^{**} T$	0,92
		$\hat{U}_s = 98,964 - 0,0314^{**} T$	0,84
		$\hat{D}_{ra} = 0,833 + 0,112^{**} T$	0,96
	G4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,568$	-
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 5,850$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 92,440$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 94,146$	-
		$\hat{D}_{ra} = \bar{D}_{ra} = 6,025$	-
G5	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,572$	-	
	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 3,850$	-	
	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 94,826$	-	
	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 96,150$	-	
	$\hat{D}_{ra} = \bar{D}_{ra} = 1,329$	-	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

Em geral, os resultados das Tabelas 35 a 38 evidenciaram que existe menor alteração dos indicadores de desempenho hidráulico em função do tempo de operação para o gotejador G5, enquanto para os gotejadores G2 e G3 notou-se maior variação desses indicadores ao longo do período experimental.

4.4 Equações de regressão relacionando os indicadores de desempenho hidráulico e a qualidade do fluido circulante das unidades gotejadoras

Nas Tabelas 39, 40, 41 e 42 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas aos indicadores de desempenho hidráulico (Q, CVQ, CUD, Us e Dra) em função da qualidade do fluido circulante das unidades gotejadoras 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E dotadas de cinco tipos de gotejadores e respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Na Tabela 39, notou-se para o gotejador G1, que houve relação linear entre os dados de Q e os valores das características pH, SS, SD e Fe, com R^2 de 1. Em relação aos gotejadores G2 e G3, foi evidenciada relação linear entre as características, pH e SS e os valores de Q, apresentando R^2 de 0,99 e 0,80, respectivamente. Para o gotejador G4, ocorreu efeito linear das características pH, SD e Fe na alteração dos valores de Q, possuindo R^2 de 0,98. Já no gotejador G5, houve relação linear entre os dados de Q e as características pH, SS e Fe, tendo R^2 de 0,89.

No gotejador G1 observou-se que houve efeito linear das características SS e Fe sobre os dados de CVQ, apresentando R^2 igual a 0,94. Enquanto, nos gotejadores G2 e G3 houve efeito linear das características SS, pH, SD e Fe sobre os dados de CVQ, tendo R^2 de 1 para ambos os gotejadores; e para o gotejador G4 ocorreu efeito linear das características pH e SD sobre os dados de CVQ, tendo R^2 de 0,87. Já no gotejador G5 os valores de CVQ não foram alterados significativamente pelas características do fluido circulante.

Para os dados de Us em função da qualidade do fluido circulante, constatou-se que os tipos de modelos de regressão, bem como os valores de R^2 foram iguais aos apresentados para o CVQ.

Analisando os dados de CUD em função da qualidade do fluido circulante, observou-se efeito linear das características pH, SS e Fe para os gotejadores G1 e G3, tendo R^2 de 0,96 e 0,98, respectivamente; para o gotejador G2 houve efeito linear das características SS, pH, SD e Fe sobre os dados de CUD; no gotejador G4 houve efeito linear das características SS, SD e Fe e no gotejador G5 as características de qualidade da água de irrigação não apresentaram interferência significativa nos valores de CUD.

No gotejador G1, observou-se que houve efeito linear das características SS, pH, SD e Fe sobre os dados de Dra. Enquanto, nos gotejadores G2 e G3 houve efeito linear das características SS e pH, sobre os dados de Dra, tendo R^2 de 0,99 e 0,80,

respectivamente; para o gotejador G4 ocorreu efeito linear das características pH, SD e Fe sobre os dados de Dra. Já no gotejador G5 houve efeito significativo das características pH, SS e Fe da qualidade do fluido circulante na alteração dos dados de Dra.

Tabela 39. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 1A0E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
1A0E	G1	$\hat{Q} = 0,0802 + 0,137^* \text{pH} + 0,00208^0 \text{SS} + 0,000350^* \text{SD} + 0,706^* \text{Fe}$	1,00
		$\hat{C}\hat{V}Q = 3,304 + 0,0607^{**} \text{SS} - 0,00156^{**} \text{Fe}$	0,94
		$\hat{U}_s = 96,696 - 0,0607^{**} \text{SS} + 0,00156^{**} \text{Fe}$	0,94
		$\hat{C}\hat{U}D = 112,110 - 0,0202^* \text{pH} - 0,103^* \text{SS} + 0,00291^* \text{Fe}$	0,96
		$\hat{D}ra = 94,949 - 8,608^* \text{pH} - 0,131^0 \text{SS} - 0,0221^* \text{SD} - 0,00445^* \text{Fe}$	1,00
	G2	$\hat{Q} = 1,400 + 0,0547^{**} \text{pH} + 0,00369^{**} \text{SS}$	0,99
		$\hat{C}\hat{V}Q = 40,781 - 3,395^* \text{pH} - 0,0978^* \text{SS} - 0,00875^* \text{SD} + 13,215^* \text{Fe}$	1,00
		$\hat{U}_s = 59,219 + 3,395^* \text{pH} + 0,0978^* \text{SS} + 0,00875^* \text{SD} - 13,215^* \text{Fe}$	1,00
		$\hat{C}\hat{U}D = 38,552 + 6,122^* \text{pH} + 0,161^0 \text{SS} + 0,0124^0 \text{SD} - 0,00227^0 \text{Fe}$	0,99
		$\hat{D}ra = 28,651 - 2,785^{**} \text{pH} - 0,188^{**} \text{SS}$	0,99
	G3	$\hat{Q} = -1,650 + 0,395^* \text{pH} + 0,0156^* \text{SS}$	0,80
		$\hat{C}\hat{V}Q = 39,288 - 4,424^{**} \text{pH} - 0,146^{**} \text{SS} + 0,000703^{**} \text{SD} + 22,371^{**} \text{Fe}$	1,00
		$\hat{U}_s = 60,712 + 4,424^{**} \text{pH} + 0,146^{**} \text{SS} - 0,000703^{**} \text{SD} - 22,371^{**} \text{Fe}$	1,00
		$\hat{C}\hat{U}D = 50,069 + 5,555^{**} \text{pH} + 0,182^{**} \text{SS} - 26,674^{**} \text{Fe}$	0,98
		$\hat{D}ra = 182,031 - 19,662^* \text{pH} - 0,776^{**} \text{SS}$	0,80
	G4	$\hat{Q} = -0,298 + 0,188^* \text{pH} + 0,000480^* \text{SD} + 0,905^* \text{Fe}$	0,98
		$\hat{C}\hat{V}Q = 39,939 - 3,743^* \text{pH} - 0,100^* \text{SD}$	0,87
		$\hat{U}_s = 60,061 + 3,743^* \text{pH} + 0,100^* \text{SD}$	0,87
		$\hat{C}\hat{U}D = 90,114 + 0,212^* \text{SS} + 0,00986^0 \text{SD} + 40,599^* \text{Fe}$	0,88
		$\hat{D}ra = 117,688 - 11,132^* \text{pH} - 0,0284^* \text{SD} - 53,579^* \text{Fe}$	0,98
G5	$\hat{Q} = 2,283 - 0,0892^0 \text{pH} - 0,00527^* \text{SS} + 1,114^* \text{Fe}$	0,89	
	$\hat{C}\hat{V}Q = \bar{C}\bar{V}Q = 3,613$	-	
	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 96,387$	-	
	$\hat{C}\hat{U}D = \bar{C}\bar{U}D = 95,731$	-	
	$\hat{D}ra = -42,330 + 5,559^0 \text{pH} + 0,328^* \text{SS} - 69,422^* \text{Fe}$	0,89	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

Observando-se o gotejador G1 na Tabela 40, constatou-se que não houve relação significativa entre a qualidade do fluido circulante e os valores de Q; já o gotejador G2

apresentou relação linear entre a característica SS e os valores de Q; para o gotejador G3 foi evidenciada relação linear entre as características, pH, SS, SD e Fe e os valores de Q, apresentando R² igual a 1. Para a unidade de irrigação dotada do gotejador G4, ocorreu efeito linear das características pH e Fe na alteração dos valores de Q, possuindo R² de 0,85. Já na unidade de irrigação dotada do gotejador G5, notou-se relação linear entre as características SD e Fe, sendo R² de 0,70.

Tabela 40. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluído circulante da unidade gotejadora 1A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
1A1E	G1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,399$	-
		$C\hat{V}Q = 15,734 - 0,0155^* SS + 5,060^0 Fe$	0,81
		$\hat{U}_s = 84,266 + 0,0155^* SS - 5,060^0 Fe$	0,81
		$C\hat{U}D = 82,813 + 0,00865^* SS$	0,60
		$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 12,320$	-
	G2	$\hat{Q} = 1,320 + 0,000388^{**} SS$	0,88
		$C\hat{V}Q = -7,393 + 3,606^* pH - 0,0105^{**} SS$	0,96
		$C\hat{V}Q = 107,393 - 3,606^* pH + 0,0105^{**} SS$	0,96
		$C\hat{U}D = 104,105 - 4,575^0 pH + 0,0166^{**} SS$	0,96
		$\hat{D}ra = -3,339 - 0,0196^{**} SS$	0,88
	G3	$\hat{Q} = 2,080 - 0,0498^{**} pH + 0,000368^{**} SS - 0,0000518^{**} SD - 0,0686^{**} Fe$	1,00
		$C\hat{V}Q = 7,549 - 0,00594^{**} SS + 0,00242^{**} SD$	0,98
		$\hat{U}_s = 92,451 + 0,00594^{**} SS - 0,00242^{**} SD$	0,98
		$C\hat{U}D = 90,439 + 0,00758^{**} SS - 0,00297^{**} SD$	0,99
		$\hat{D}ra = -1,592 + 2,432^{**} pH - 0,0180^{**} SS + 0,00253^{**} SD + 3,350^{**} Fe$	1,00
	G4	$\hat{Q} = 2,356 - 0,126^* pH + 0,0879^* Fe$	0,85
		$C\hat{V}Q = 41,355 - 2,192^{**} pH - 0,0243^{**} SS - 0,0113^{**} SD + 15,316^{**} Fe$	1,00
		$\hat{U}_s = 58,645 + 2,192^{**} pH + 0,0243^{**} SS + 0,0113^{**} SD - 15,316^{**} Fe$	1,00
		$C\hat{U}D = 85,594 + 0,00740^{**} SS$	0,60
		$\hat{D}ra = -39,483 + 7,417^* pH - 5,207^* Fe$	0,85
G5	$\hat{Q} = 1,566 - 0,0000786^0 SD + 0,0666^* Fe$	0,70	
	$C\hat{V}Q = 3,192 - 0,0114^* SS + 0,00882^0 SD$	0,79	
	$\hat{U}_s = 96,808 + 0,0114^* SS - 0,00882^0 SD$	0,79	
	$C\hat{U}D = 96,482 + 0,00906^* SS - 0,00704^0 SD$	0,78	
	$\hat{D}ra = 1,165 + 0,00496^0 SD - 4,205^* Fe$	0,70	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

Para o gotejador G1 observou-se que houve efeito linear das características SS e Fe nos dados de CVQ, apresentando valor de R^2 igual a 0,81. Enquanto, no gotejador G2 houve efeito linear das características SS e pH sobre os dados de CVQ; para o gotejador G3 ocorreu efeito linear das características SS e SD nos dados de CVQ, tendo R^2 de 0,98; Já no gotejador G4 houve efeito linear entre os dados de CVQ e as características SS, SD, pH e Fe.

Em relação aos dados de Us e as características do fluido circulante os modelos de regressão escolhidos e o valores de R^2 foram idênticos aos selecionados para CVQ.

Para os dados de CUD, observou-se efeito linear da característica SS para os gotejadores G1 e G4, apresentando R^2 de 0,60 para ambos; no gotejador G2 houve efeito linear das características SS e pH, sobre os dados de CUD; nos gotejadores G3 e G5, houve efeito linear das características SS e SD nos valores de CUD.

No gotejador G1, constatou-se que não houve efeito significativo entre os dados de Dra e as características do fluido circulante; para o gotejador G2 observou-se que houve efeito linear da característica SS sobre os dados de Dra; enquanto no gotejador G3 houve efeito linear das características SS, pH, SD e Fe nos dados de Dra; para o gotejador G4 ocorreu efeito linear das características pH e Fe sobre os dados de Dra. Já no gotejador G5 observou-se efeito linear das características SD e Fe nos dados de Dra.

Observou-se, na Tabela 41, que houve relação linear entre a característica SD e os dados de Q para o gotejador G1, tendo R^2 de 0,64. Com relação ao gotejador G2, foi evidenciada relação linear entre as características SD,SS e Fe sobre os valores de Q, apresentando R^2 de 0,95. Para o gotejador G3, ocorreu efeito linear das características pH, SD e Fe na alteração dos valores de Q, possuindo R^2 de 1. Já no gotejador G4, notou-se relação linear entre as características pH, SS, SD e Fe, sendo R^2 de 1. O gotejador G5 não apresentou relação linear entre os dados de Q e as características do fluido circulante.

Observou-se no gotejador G1 que houve efeito linear da característica pH sobre os dados de CVQ, apresentando valor de R^2 igual a 0,80. Enquanto, no gotejador G2 houve efeito linear das características SS, pH, SD e Fe sobre os dados de CVQ, tendo R^2 apresentando de 1; para o gotejador G3 ocorreu efeito linear das características SS, SD e Fe sobre os dados de CVQ, tendo R^2 de 0,98. Já no gotejador G4 não houve alteração significativa dos valores de CVQ em função da qualidade do fluido circulante. Já no gotejador G5 ocorreu efeito linear das características SD e Ca sobre os valores de CVQ.

Ao analisar os dados de Us em função da qualidade do fluido circulante notou-se que os tipos de modelos de regressão escolhidos e os valores de R² foram iguais aos apresentados para o CVQ.

Tabela 41. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 2A1E dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
2A1E	G1	$\hat{Q} = 1,073 + 0,000434^* SD$	0,64
		$C\hat{V}Q = -38,845 + 5,595^{**} pH$	0,80
		$\hat{U}_s = 138,845 - 5,595^{**} pH$	0,80
		$C\hat{U}D = 156,780 - 8,083^{**} pH$	0,73
		$\hat{D}ra = 33,106 - 0,0270^* SD$	0,64
	G2	$\hat{Q} = 0,954 + 0,000506^0 SS + 0,000881^* SD - 1,584^* Fe$	0,95
		$C\hat{V}Q = -19,477 + 4,989^* pH - 0,00908^* SS - 0,0123^* SD + 23,699^* Fe$	1,00
		$\hat{U}_s = 119,477 - 4,989^* pH + 0,00908^* SS + 0,0123^* SD - 23,699^* Fe$	1,00
		$C\hat{U}D = 73,021 + 0,0150^{**} SS + 0,0213^{**} SD - 48,800^{**} Fe$	1,00
		$\hat{D}ra = 51,846 - 0,0256^0 SS - 0,0444^* SD + 79,946^* Fe$	0,95
	G3	$\hat{Q} = 5,744 - 0,442^* pH - 0,000323^* SD - 0,804^* Fe$	1,00
		$C\hat{V}Q = -18,986 + 0,0242^{**} SS + 84,560^{**} Fe$	0,98
		$\hat{U}_s = 118,986 - 0,0242^{**} SS - 84,560^{**} Fe$	0,98
		$C\hat{U}D = 116,432 - 0,0154^{**} SS - 95,557^{**} Fe$	1,00
		$\hat{D}ra = -185,776 + 22,000^* pH + 0,0161^* SD + 39,987^* Fe$	1,00
	G4	$\hat{Q} = -6,714 + 1,038^0 pH - 0,000633^0 SS + 0,00139^* SD - 4,511^* Fe$	1,00
		$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 6,840$	-
		$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 93,160$	-
		$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 93,367$	-
		$\hat{D}ra = 500,845 - 61,947^0 pH + 0,0378^0 SS - 0,0830^* SD + 269,318^* Fe$	0,99
G5	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,529$	-	
	$C\hat{V}Q = 4,479 - 0,00317^0 SD + 2,679^* Ca$	0,81	
	$\hat{U}_s = 95,521 + 0,00317^0 SD - 2,679^* Ca$	0,81	
	$C\hat{U}D = 98,533 - 3,663^* Ca$	0,61	
	$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 5,569$	-	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

Para os dados de CUD em função da qualidade do fluido circulante, notou-se efeito linear da característica pH para o gotejador G1, tendo R² de 0,73; para o gotejador G2 houve efeito linear das características SS, SD e Fe sobre os dados de CUD; no gotejador

G3 houve efeito linear das características SS e Fe; no gotejador G4 as características de qualidade do fluido circulante não apresentaram interferência significativa nos valores de CUD. Já no gotejador G5 observou-se efeito linear da característica Ca sobre os valores de CUD.

No gotejador G1, observou-se que houve efeito linear da característica SD sobre os dados de Dra. Analisando o gotejador G2, evidenciou-se efeito linear das características SS, SD e Fe nos dados de Dra; para o gotejador G3 ocorreu efeito linear das características pH, SD e Fe sobre os dados de Dra. No gotejador G4 os valores de Dra foram, de forma linear, alterados significativamente, pelas características pH, SS, SD e Fe. Enquanto, o gotejador G5 não teve os valores de Dra alterados de forma significativa pelas características do fluido circulante.

Percebeu-se na Tabela 42 que não houve relação linear entre as características do fluido circulante e os valores de Q para os gotejadores G1 e G4. Com relação ao gotejador G2, foi evidenciada relação linear entre a característica Fe e os valores de Q. Para o gotejador G3, ocorreu efeito linear das características SS, SD e Fe na alteração dos valores de Q. Já no gotejador G5 notou-se relação linear entre a característica SS e os valores de Q.

No gotejador G1 observou-se que houve efeito linear da característica Fe sobre os dados de CVQ; enquanto no gotejador G2 houve efeito linear das características SS, SD, pH e Fe nos dados de CVQ; no gotejador G3 ocorreu efeito linear das características pH, SS e SD sobre os dados de CVQ. Já no gotejador G4 teve os valores de CVQ alterados significativamente pelas características pH e SS; no gotejador G5 houve efeito linear das características pH, SS e SD nos valores de CVQ. O mesmo comportamento e valores foram notados para a variável Us.

Analisando os gotejadores G1 e G2, observou-se o efeito linear das características pH, SS, SD e Fe sobre os dados de CUD; para o gotejador G3, houve relação linear entre as características pH e Fe e os valores de CUD; no gotejador G4 houve relação linear entre a característica SS e os valores de CUD. Já para o gotejador G5 as características pH, SS e SD interferiram significativamente e de forma linear nos valores de CUD.

Nos gotejadores G1 e G4 não foram observados efeitos significativos das características do fluido circulante nos valores de Dra; observou-se no gotejador G2, que houve efeito linear entre a característica Fe e os dados de Dra; enquanto, no

gotejador G3 houve efeito linear das características SS, SD e Fe sobre os dados de Dra; Já no gotejador G5 só a característica SS interferiu de forma linear nos valores de Dra.

Tabela 42. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, CVQ, CUD, Us e Dra em função da qualidade do fluido circulante da unidade gotejadora 3ªIE dotada de cinco tipos de gotejadores (G)

Diluição	Tipo de Gotejador	Equação	R ²
3A1E	G1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,498$	-
		$C\hat{V}Q = -0,321 + 32,168^* Fe$	0,74
		$\hat{U}_s = 100,321 - 32,168^* Fe$	0,74
		$C\hat{U}D = -70,599 + 19,652^0 pH + 0,0241^0 SS + 0,0338^0 SD - 138,033^0 Fe$	0,99
		$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 6,027$	-
	G2	$\hat{Q} = 2,014 - 1,744^* Fe$	0,61
		$C\hat{V}Q = 869,443 - 96,973^* pH - 0,142^* SS - 0,191^* SD + 563,407^* Fe$	0,99
		$\hat{U}_s = -769,443 + 96,973^* pH + 0,142^* SS + 0,191^* SD - 563,407^* Fe$	0,99
		$C\hat{U}D = -1046,200 + 127,592^0 pH + 0,189^0 SS + 0,255^0 SD - 758,334^0 Fe$	0,98
		$\hat{D}ra = -2,947 + 91,950^* Fe$	0,61
	G3	$\hat{Q} = 1,499 + 0,000708^0 SS + 0,000752^0 SD - 3,068^* Fe$	0,95
		$C\hat{V}Q = -61,244 + 7,164^{**} pH + 0,00799^* SS + 0,00924^* SD$	0,98
		$\hat{U}_s = 161,244 - 7,164^{**} pH - 0,00799^* SS - 0,00924^* SD$	0,98
		$C\hat{U}D = 120,149 - 2,589^* pH - 31,234^{**} Fe$	1,00
		$\hat{D}ra = 27,184 - 0,0344^0 SS - 0,0365^0 SD + 149,018^* Fe$	0,95
	G4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,568$	-
		$C\hat{V}Q = -26,417 + 3,616^0 pH + 0,0153^* SS$	0,90
		$\hat{U}_s = 126,417 - 3,616^0 pH - 0,0153^* SS$	0,90
		$C\hat{U}D = 98,676 - 0,0233^* SS$	0,75
		$\hat{D}ra = \bar{D}ra = 6,025$	-
G5	$\hat{Q} = 1,619 - 0,000176^{**} SS$	0,88	
	$C\hat{V}Q = -34,457 + 3,273^0 pH + 0,0204^* SS + 0,00918^0 SD$	0,97	
	$\hat{U}_s = 134,457 - 3,273^0 pH - 0,0204^* SS - 0,00918^0 SD$	0,97	
	$C\hat{U}D = 144,543 - 4,107^0 pH - 0,0295^{**} SS - 0,0123^* SD$	0,98	
	$\hat{D}ra = -1,622 + 0,0111^{**} SS$	0,88	

Nota: **, * e ⁰ Significativo a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste “t”.

No trabalho apresentado por Cararo et al. (2006) ocorreram relações lineares simples do grau de entupimento dos gotejadores tanto em relação ao tempo de operação, quanto em relação ao comprimento dos labirintos, em unidades gotejadoras aplicando água residuária doméstica tratada.

4.5 Matriz de interação de Pearson relacionando 15 variáveis estudadas ao longo do período experimental

A Tabela 43 apresenta a correlação de Pearson, para a unidade gotejadora 1A0E relacionando as variáveis: tipos de gotejadores, tempo de operação, indicadores de desempenho hidráulico (Q, CUD, CVQ, Us e Dra) e qualidade do fluido circulante (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e CT). A avaliação dos resultados do coeficiente de correlação segue os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Verificou-se que, ao fixar a variável Q, houve correlação significativa tipo fraca negativa para CVQ, fraca positiva para Us e CUD, moderada negativa para Dra, não significativa para SS, SD, pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn e CT e fraca positiva para Fe.

A variável CVQ apresentou correlação perfeita negativa para Us, forte negativa para o CUD, fraca positiva para Dra, fraca negativa para SD, pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn, Fe e não significativa para SS e CT.

Analisando a variável Us houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD, fraca negativa para Dra, fraca positiva para SD, pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn, Fe e não significativa para SS e CT.

A variável CUD apresentou correlação tipo fraca negativa para Dra, fraca positiva para SD, pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn, Fe e não significativa para SS e CT.

Para a variável Dra notou-se que houve correlação significativa tipo fraca negativa para SD, pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn, não significativa para SS e CT e moderada negativa para o Fe.

Tabela 43. Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 1A0E

Variáveis	T	G	Q	CVQ	Us	CUD	Dra	SS	SD	pH	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
T	1**														
G	0,00 ^{n.s.}	1**													
Q	-0,3408*	-0,1360 ^{n.s.}	1**												
CVQ	0,4470**	0,2947 ^o	-0,3728*	1**											
Us	-0,4470**	-0,2947 ^o	0,3728*	-1**	1**										
CUD	-0,4579**	-0,2098 ^{n.s.}	0,2956 ^o	-0,8612**	0,8612**	1**									
Dra	0,6705**	-0,0643 ^{n.s.}	-0,5140**	0,4539**	-0,4539**	-0,4002*	1**								
SS	-0,6625**	0,00 ^{n.s.}	0,2247 ^{n.s.}	-0,1978 ^{n.s.}	0,1978 ^{n.s.}	0,1537 ^{n.s.}	-0,4261**	1**							
SD	-0,2624 ^o	0,00 ^{n.s.}	0,1399 ^{n.s.}	-0,2439 ^o	0,2439 ^o	0,2698 ^o	-0,2723 ^o	0,3370*	1**						
pH	-0,3427*	0,00 ^{n.s.}	0,1522 ^{n.s.}	-0,3862*	0,3862*	0,4199*	-0,3075*	-0,3953*	-0,2982 ^o	1**					
Fe	-0,8982**	0,00 ^{n.s.}	0,3060*	-0,3493*	0,3493*	0,3578*	-0,6041**	0,6652**	0,0986 ^{n.s.}	0,2384 ^{n.s.}	1**				
Mn	-0,0912 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,1078 ^{n.s.}	-0,4061*	0,4061*	0,3920*	-0,2012 ^{n.s.}	-0,3194*	-0,2269 ^{n.s.}	0,7877**	-0,1078 ^{n.s.}	1**			
Ca ²⁺	-0,2472 ^o	0,00 ^{n.s.}	0,1240 ^{n.s.}	-0,2863 ^o	0,2863 ^o	0,2857 ^o	-0,2329 ^{n.s.}	0,2462 ^o	0,7586**	-0,0716 ^{n.s.}	-0,1384 ^{n.s.}	0,2200 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	-0,3388*	0,00 ^{n.s.}	0,1478 ^o ^{n.s.}	-0,3389*	0,3389*	0,4196*	-0,3091*	-0,3560*	0,4137*	0,6391**	0,1815 ^{n.s.}	0,3084*	0,3123*	1**	
CT	0,3977*	0,00 ^{n.s.}	-0,0898 ^{n.s.}	0,0948 ^{n.s.}	-0,0948 ^{n.s.}	-0,1839 ^{n.s.}	0,2046 ^{n.s.}	0,2397 ^{n.s.}	-0,2649 ^o	-0,4205*	-0,2832 ^o	0,0994 ^{n.s.}	-0,1218 ^{n.s.}	-0,8346**	1**

Nota: T - tempo de operação; G - tipo de gotejadores; Q - vazão; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; Dra - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico; SS - sólidos suspensos; SD - sólidos dissolvidos; Fe - ferro total; Mn - manganês total; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio e CT - coliformes totais

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

Na Tabela 44 consta a correlação de Pearson, para a unidade gotejadora 1A1E relacionando as variáveis tipos de gotejadores, tempo de operação, indicadores de hidráulico hidráulico (Q, CUD, CVQ, Us e Dra) e qualidade do fluido circulante (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT)..

Analisando a variável Q notou-se que houve correlação significativa do tipo fraca negativa para CVQ, moderada negativa para Dra, fraca positiva para Us e CUD, fraca positiva para SS, Fe e Mn, fraca negativa para pH e CT e não significativa para Ca^{2+} , Mg^{2+} e SD.

Notou-se para a variável CVQ correlação significativa perfeita negativa com Us, do tipo forte negativa para CUD, moderada positiva para Dra, moderada negativa para SS, fraca negativa para Fe e Ca^{2+} , moderada positiva para CT e não significativa para Mn, SD e Mg^{2+} .

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

Para a variável CUD houve correlação significativa do tipo moderada negativa para Dra, moderada positiva para SS, fraca negativa para pH, fraca positiva para Fe, Mn e Ca^{2+} , não significativa para Mg^{2+} e moderada negativa para CT.

Ao analisar a variável Dra constatou-se que houve correlação significativa para Fe e SS do tipo moderada negativa, fraca positiva para pH, não significativa para SD, Ca^{2+} e Mg^{2+} e moderada positiva para CT.

Tabela 44. Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 1A1E

Variáveis	T	G	Q	CVQ	Us	CUD	Dra	SS	SD	pH	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
T	1**														
G	0,00 ^{n.s.}	1**													
Q	-0,4359**	0,0677 ^{n.s.}	1**												
CVQ	0,7640**	-0,2750°	-0,3851*	1**											
Us	-0,7640**	0,2750°	0,3851*	-1**	1**										
CUD	-0,6974**	0,3226*	0,3160*	-0,9425**	0,9425**	1**									
Dra	0,6116**	-0,4156*	-0,5108**	0,6664**	-0,6664**	-0,7536**	1**								
SS	-0,9267**	0,00 ^{n.s.}	0,4458**	-0,7010**	0,7010**	0,6558**	-0,6295**	1**							
SD	0,0822 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,0730 ^{n.s.}	0,1735 ^{n.s.}	-0,1735 ^{n.s.}	-0,1212 ^{n.s.}	-0,1266 ^{n.s.}	0,1704 ^{n.s.}	1**						
pH	0,4409**	0,00 ^{n.s.}	-0,2660°	0,4012*	-0,4012*	-0,3176*	0,3785*	-0,3197*	-0,0397 ^{n.s.}	1**					
Fe	-0,5780**	0,00 ^{n.s.}	0,3517*	-0,3757*	0,3757*	0,3846*	-0,5100**	0,8204**	0,6637**	-0,1371 ^{n.s.}	1**				
Mn	-0,4062*	0,00 ^{n.s.}	0,3102*	-0,2166 ^{n.s.}	0,2166 ^{n.s.}	0,2422°	-0,4612**	0,5970**	0,6097**	-0,3013°	0,8275**	1**			
Ca ²⁺	-0,4365**	0,00 ^{n.s.}	0,1118 ^{n.s.}	-0,3081*	0,3081*	0,2757°	-0,1541 ^{n.s.}	0,1330 ^{n.s.}	-0,6675**	-0,1958 ^{n.s.}	-0,3046°	-0,0673 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,0511 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,0015 ^{n.s.}	-0,0745 ^{n.s.}	0,0745 ^{n.s.}	0,0629 ^{n.s.}	0,0097 ^{n.s.}	0,0117 ^{n.s.}	-0,5555**	0,0997 ^{n.s.}	-0,1402 ^{n.s.}	0,0150 ^{n.s.}	0,1718 ^{n.s.}	1**	
CT	0,9005**	0,00 ^{n.s.}	-0,4213*	0,7229**	-0,7229**	-0,6667**	0,5891**	-0,9206**	0,1661 ^{n.s.}	0,3242*	-0,6129**	-0,4945**	-0,3536*	-0,3535*	1**

Nota: T - tempo de operação; G - tipo de gotejadores; Q - vazão; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; Dra - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico; SS - sólidos suspensos; SD - sólidos dissolvidos; Fe - ferro total; Mn - manganês total; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio e CT - coliformes totais

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

Está apresentada na Tabela 45, a correlação de Pearson para a unidade gotejadora 2A1E relacionando as variáveis tipos de gotejadores, tempo de operação, indicadores de hidráulico hidráulico (Q, CUD, CVQ, Us e Dra) e qualidade do fluido circulante (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e CT).

Para a variável Q houve correlação significativa do tipo moderada negativa para Dra, não significativa para CVQ, CUD e Us, fraca negativa para pH, Fe, Ca²⁺, Mg²⁺ e não significativa para SS, SD, Mn e CT. Estes resultados foram semelhantes aos obtidos por Vale (2014) ao aplicar a correlação de Pearson, para um tipo de gotejador, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us,) e da qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e CT).

Fixando a variável CVQ, constatou-se uma correlação perfeita negativa com Us, forte negativa com CUD, moderada positiva com Dra, pH, Fe e Ca²⁺ e não significativa com SS, SD e CT.

A variável Us apresentou correlação significativa tipo forte positiva para CUD, moderada negativa para Dra, pH e Fe, fraca negativa para Mn e Mg²⁺ e não significativa para SS, SD e CT.

Ao fixar a variável CUD, notou-se que houve correlação significativa tipo moderada negativa para Dra, pH, Fe e Ca²⁺, não significativa para SS, SD, Mn e CT e fraca negativa para Mg²⁺.

Para a variável Dra notou-se que houve correlação significativa tipo moderada positiva para pH e Ca²⁺, fraca negativa para SD e não significativa para SS, Mn e CT.

Tabela 45. Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 2A1E

Variáveis	T	G	Q	CVQ	Us	CUD	Dra	SS	SD	pH	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
T	1**														
G	0,00 ^{n.s.}	1**													
Q	-0,4266**	-0,1075 ^{n.s.}	1**												
CVQ	0,5820**	-0,0728 ^{n.s.}	-0,2007 ^{n.s.}	1**											
Us	-0,5820**	0,0728 ^{n.s.}	0,2007 ^{n.s.}	-1**	1**										
CUD	-0,5989**	0,1539 ^{n.s.}	0,1431 ^{n.s.}	-0,9252**	0,9252**	1**									
Dra	0,5698**	-0,0596 ^{n.s.}	-0,6762**	0,6416**	-0,6416**	-0,5895**	1**								
SS	-0,3746*	0,00 ^{n.s.}	0,0288 ^{n.s.}	0,0015 ^{n.s.}	-0,0015 ^{n.s.}	0,1954 ^{n.s.}	-0,0201 ^{n.s.}	1**							
SD	-0,0404 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,2044 ^{n.s.}	-0,1344 ^{n.s.}	0,1344 ^{n.s.}	0,0303 ^{n.s.}	-0,2991 ^o	-0,6508**	1**						
pH	0,7310**	0,00 ^{n.s.}	-0,3925*	0,6279**	-0,6279**	-0,5116**	0,5328**	0,2668 ^o	-0,5186**	1**					
Fe	0,9195**	0,00 ^{n.s.}	-0,3175*	0,5314**	-0,5314**	-0,5678**	0,4129*	-0,5493**	0,3335*	0,5505**	1**				
Mn	0,0490 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	-0,1504 ^{n.s.}	0,2802 ^o	-0,2802 ^o	-0,2308 ^{n.s.}	0,2150 ^{n.s.}	0,3914*	-0,2844 ^o	0,3498*	-0,0280 ^{n.s.}	1**			
Ca ²⁺	0,9319**	0,00 ^{n.s.}	-0,4631**	0,5461**	-0,5461**	-0,5439**	0,6293**	-0,1540 ^{n.s.}	-0,2671 ^o	0,7335**	0,7474**	0,2019 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,7878**	0,00 ^{n.s.}	-0,3348*	0,2881 ^o	-0,2881 ^o	-0,3304*	0,4522**	-0,3607*	-0,0213 ^{n.s.}	0,3498*	0,6624**	-0,3047 ^o	0,8305**	1**	
CT	0,2883 ^o	0,00 ^{n.s.}	-0,0390 ^{n.s.}	-0,1034 ^{n.s.}	0,1034 ^{n.s.}	-0,0368 ^{n.s.}	0,0463 ^{n.s.}	-0,6472**	0,5811**	-0,3977*	0,3902*	-0,3660*	0,2899 ^o	0,6580**	1**

Nota: T - tempo de operação; G - tipo de gotejadores; Q - vazão; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; Dra - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico; SS - sólidos suspensos; SD - sólidos dissolvidos; Fe - ferro total; Mn - manganês total; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio e CT - coliformes totais

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

Conforme consta na Tabela 46, a correlação de Pearson para a unidade gotejadora 3A1E relacionando as variáveis tipos de gotejadores, tempo de operação, indicadores de hidráulico (Q, CUD, CVQ, Us e Dra) e qualidade do fluido circulante (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT).

Pode se constatar que, ao fixar a variável Q, houve correlação significativa tipo fraca negativa para CVQ e Dra, fraca positiva para Us e CUD, do tipo fraca negativa para pH, SS, Fe, Mn e Ca^{2+} e não significativa para SD, Mg^{2+} e CT.

Na variável CVQ houve correlação significativa tipo perfeita negativa para Us, forte negativa para CUD, moderada positiva para Dra, fraca positiva para SS, pH e Mn, moderada positiva para Fe e Ca^{2+} e não significativa para SD, Mg^{2+} e CT.

Analisando a variável Us houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD, moderada negativa para Dra, fraca negativa para pH, SS e Mn, não significativa para SD, Mg^{2+} e CT e moderada negativa para Fe e Ca^{2+} .

Ao analisar a variável CUD, constatou-se que houve correlação significativa tipo moderada negativa para Dra, fraca negativa para SS, pH, SD, Fe, Mn e Ca^{2+} e não significativa para Mg^{2+} , SD e CT.

Em relação a variável Dra, notou-se que houve correlação significativa tipo fraca positiva para SS, pH, Fe, Mn e Ca^{2+} , não havendo correlação significativa com SD, Mg^{2+} e CT.

Tabela 46. Correlação de Pearson de 15 variáveis estudadas na unidade gotejadora 3A1E

Variáveis	T	G	Q	CVQ	Us	CUD	Dra	SS	SD	pH	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
T	1**														
G	0,00 ^{n.s.}	1**													
Q	-0,3912*	-0,0155 ^{n.s.}	1**												
CVQ	0,4492**	-0,2130 ^{n.s.}	-0,2925 ^o	1**											
Us	-0,4492**	0,2130 ^{n.s.}	0,2925 ^o	-1**	1**										
CUD	-0,4291**	0,1925 ^{n.s.}	0,2427 ^o	-0,9887**	0,9887**	1**									
Dra	0,4503**	-0,2825 ^o	-0,2884 ^o	0,6608**	-0,6608**	-0,6112**	1**								
SS	0,2026 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	-0,2706 ^o	0,3803*	-0,3803*	-0,3372*	0,3449*	1**							
SD	0,1512 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,0502 ^{n.s.}	-0,1181 ^{n.s.}	0,1181 ^{n.s.}	0,0972 ^{n.s.}	-0,0742 ^{n.s.}	-0,6094**	1**						
pH	0,9443**	0,00 ^{n.s.}	-0,4075*	0,4734**	-0,4734**	-0,4460**	0,4764**	0,4093*	-0,1584 ^{n.s.}	1**					
Fe	0,9265**	0,00 ^{n.s.}	-0,4378**	0,5061**	-0,5061**	-0,4738**	0,5170**	0,4012*	0,2136 ^{n.s.}	0,8617**	1**				
Mn	0,2664 ^o	0,00 ^{n.s.}	-0,2972 ^o	0,3629*	-0,3629*	-0,3200*	0,3786*	0,8456**	-0,1252 ^{n.s.}	0,3495*	0,5731**	1**			
Ca ²⁺	0,6173**	0,00 ^{n.s.}	-0,3657*	0,5004**	-0,5004**	-0,4654**	0,4309**	0,4196*	-0,2913 ^o	0,6267**	0,5919**	0,2001 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,5292**	0,00 ^{n.s.}	-0,1514 ^{n.s.}	0,1739 ^{n.s.}	-0,1739 ^{n.s.}	-0,1749 ^{n.s.}	0,1573 ^{n.s.}	-0,3023 ^o	-0,1498 ^{n.s.}	0,5193**	0,2177 ^{n.s.}	-0,5567**	0,5681**	1**	
CT	-0,2265 ^{n.s.}	0,00 ^{n.s.}	0,1058 ^{n.s.}	-0,2181 ^{n.s.}	0,2181 ^{n.s.}	0,2050 ^{n.s.}	-0,1314 ^{n.s.}	-0,8324**	0,3911*	-0,3625*	-0,3734*	-0,7264**	-0,2167 ^{n.s.}	0,3880*	1**

Nota: T - tempo de operação; G - tipo de gotejadores; Q - vazão; CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; Dra - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico; SS - sólidos suspensos; SD - sólidos dissolvidos; Fe - ferro total; Mn - manganês total; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio e CT - coliformes totais

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

De acordo com os resultados apresentados nas Tabelas 43 a 46, constatou-se, de maneira geral, que para as variáveis de desempenho hidráulico Q, CVQ, CUD, Us e Dra houve uma relação significativa entre essas variáveis. Entre as variáveis CVQ e Us notou-se uma correlação negativa perfeita, em função da dependência de CVQ na determinação de Us.

Observou-se, ainda, que ao fixar as variáveis da qualidade do fluido circulante (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT) houve correlação significativa entre as variáveis pH, SS e Fe para as quatro diluições, excetuando-se pH com Fe nas proporções de diluição 1A0E e 1A1E. Para a variável SS houve correlação significativa para pH, Mn e Fe em todas as as diluições estudadas.

De forma geral pode-se observar que as variáveis de qualidade do fluido circulante que apresentaram as melhores correlações foram o pH, SS, Fe e Mn, sendo as mesmas que, segundo os critérios de Bucks et al. (1979) e Capra & Scicolone (1998), apresentaram grau de risco de entupimento de moderado a alto, convergindo para os resultados que apresentados na Tabela 24.

4.4 Análise visual e por microscopia óptica do biofilme formado nos gotejadores

Decorrida às 200 h de operação, realizou-se a abertura dos gotejadores G1 a G5 para avaliação visual do biofilme ocasionador de obstrução, como apresentado na Figura 17.

Evidenciou-se a formação de biofilme, de coloração castanho claro com tonalidade esverdeada, nas áreas de filtração dos gotejadores G1 a G5 (Figura 17A, Figura 17B, Figura 17D e Figura 17E) e sobre a membrana de autocompensação do gotejador G3 (Figura 17C). Este fato acarretou, ao longo do período experimental, redução na vazão dos gotejadores, devido ao entupimento parcial e total das seções internas de escoamento dos emissores. Segundo Oliver et al. (2014), o biofilme é um composto de secreções microbianas e partículas em suspensão presentes nas águas residuárias.

Estes resultados indicaram que o gotejador G2 foi o mais suscetível à obstrução com água residuária tratada de laticínios, devido ao maior comprimento de labirinto (75 mm) e maior área de filtragem (70 mm^2) em relação aos demais gotejadores utilizados (G1, G3, G4 e G5), pois estas características favorecem a adesão de biofilme oriundo de elfuente de laticínios. No entanto, o gotejador G5 foi o mais resistente ao entupimento

com efluente de laticínios, provavelmente em função do menor comprimento de seu labirinto (23 mm) e área de filtração com tamanho intermediário (34 mm²).

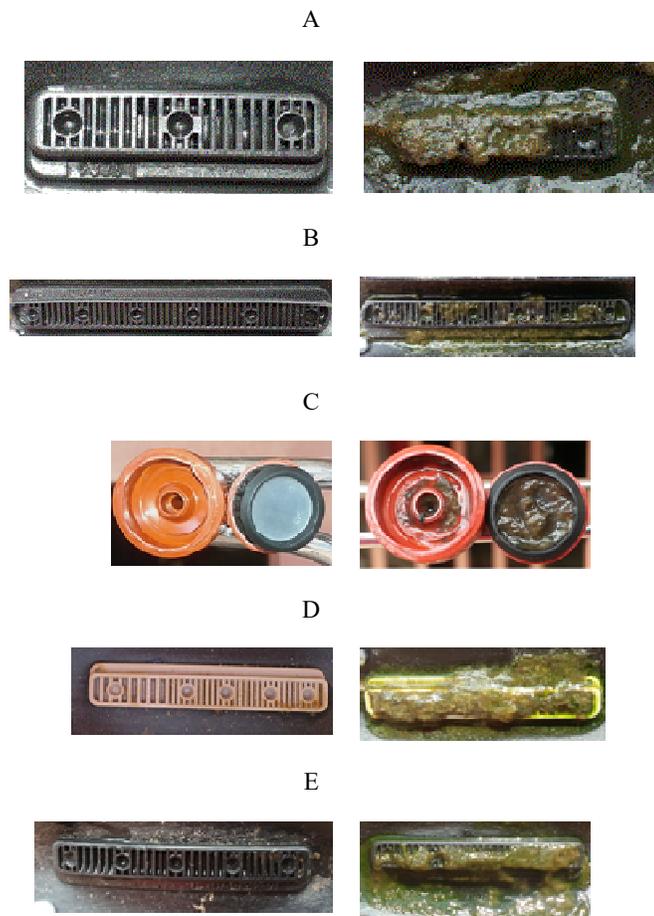


Figura 17. Imagens do interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C), G4 (D) e G5 (E) sem e com o desenvolvimento de bioincrustação

Estes resultados foram semelhantes aos descritos por Batista et al. (2011b) em unidades gotejadoras aplicando água residuária doméstica preliminar, secundária e terciária; por Silva et al. (2013) em unidades gotejadoras operando com água residuária resultante do processamento da castanha de caju; e por Batista et al. (2014a,b,c) em unidades gotejadoras abastecidas com água residuária de suinocultura, onde houve a formação de biofilme complexo, resultante da interação entre bactérias e partículas orgânicas e inorgânicas, que comprometeram a vazão dos gotejadores ensaiados.

Yan et al. (2010) utilizaram águas residuárias tratadas em dois tipos de gotejadores, observaram um rápido crescimento do biofilme e sedimentos acumulados que levaram a

uma eventual redução da vazão, uma vez que o tamanho das partículas pode ser muito pequeno e a filtração por si só não foi um tratamento eficaz para controlar o entupimento.

Em geral o biofilme é resultante da interação entre os agentes físicos, químicos e biológicos ocasionadores de entupimento presentes na água residuária que abastece os gotejadores (Dazhuang et al., 2009; Puig-Bargués et al., 2010; Batista et al., 2014a,b,c).

A análise por microscopia óptica (Figura 18) na matriz da bioincrustação formada no interior dos gotejadores possibilitou constatar a presença de alguns agentes biológicos, tais como larvas de vermes (Figura 18A), algas (Figura 18B) e cistos de protozoários (Figura 18C).

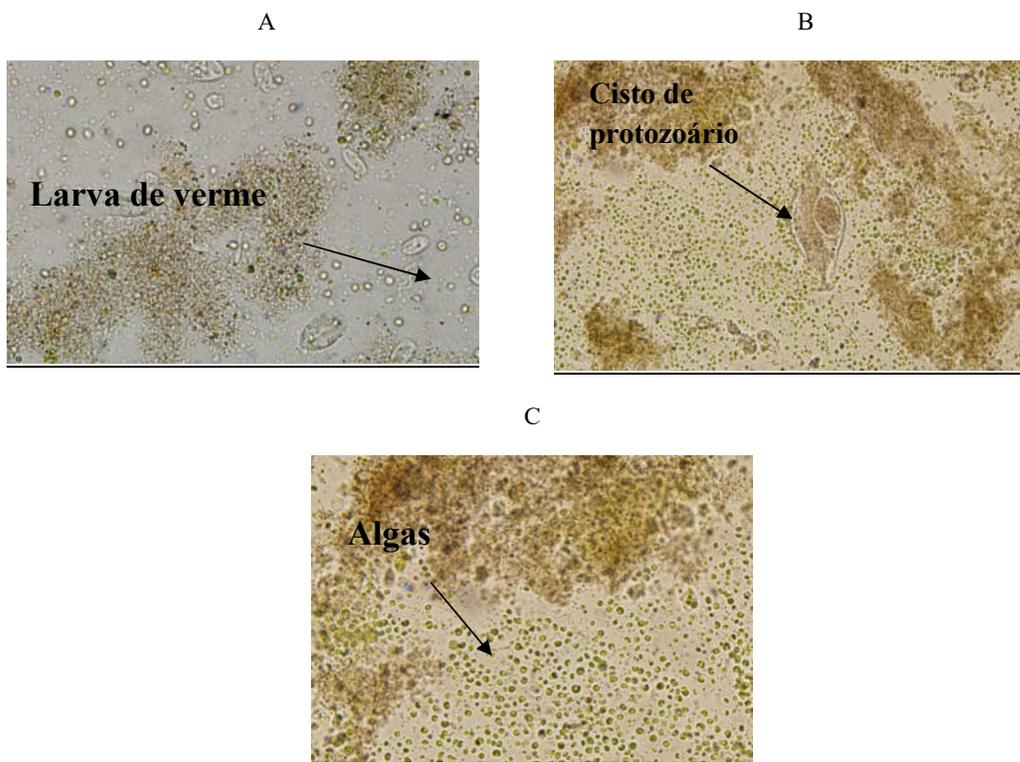


Figura 18. Análise por microscopia óptica do biofilme formado no interior dos gotejadores sob aplicação de água residuária de laticínios (ARL) diluído em água de abastecimento, destacando a presença de larvas de vermes (A), de cistos de protozoários (B) e de algas (C).

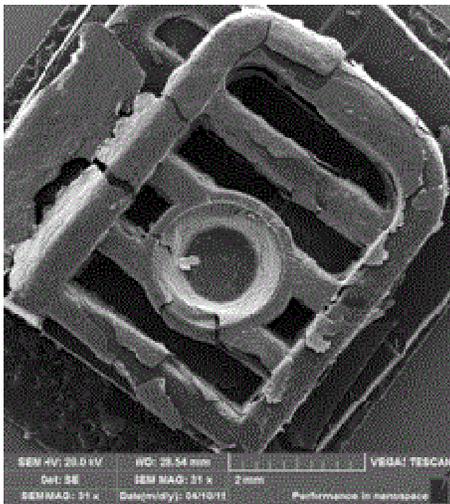
Batista et al. (2008), em trabalho conduzido com água residuária doméstica terciária, analisando o material de obstrução dos gotejadores, observou que o biofilme resultou da

interação entre bactérias e algas presentes na água residuária, formando um muco microbiano nas estruturas internas dos gotejadores.

4.5 Microscopia eletrônica de varredura aplicada à identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento em gotejadores que operaram com efluente de laticínios diluído

A Figura 19 apresenta uma micrografia da bioincrustação formada na estrutura interna de um gotejador que operou com água residuária de laticínios diluída em água de abastecimento público. Evidenciou-se com o uso da microscopia eletrônica de varredura (MEV) que quase toda a área dos orifícios foi coberta por uma camada de biofilme, que obstruiu a passagem de fluido pelo emissor.

A



B

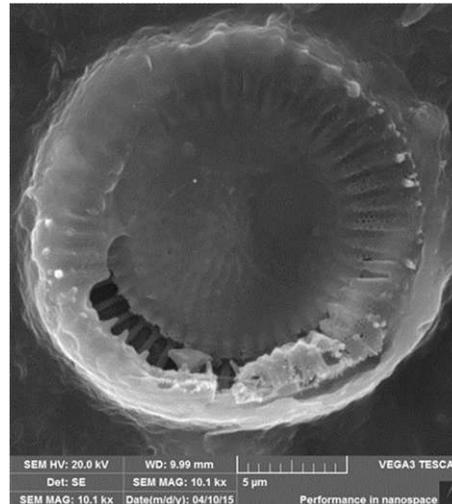


Figura 19. Micrografia da bioincrustação na área de filtração do gotejador que operou com efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público (A) detalhe da morfologia da camada do biofilme na área de filtração do emissor (B) obtidos por microscopias de varredura eletrônica (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy)

No trabalho de Dazhuang et al. (2009) com gotejadores obstruídos, após 360 h de aplicação de água residuária sanitária tratada, as imagens por MEV revelaram que partículas na matriz do biofilme estavam ligadas a polissacarídeos extracelulares,

formando sedimento no interior dos emissores. Semelhantemente, Szekut et al. (2015) em estudo com gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada durante 1188 h, identificaram pela MEV biofilme formado no labirinto dos emissores ensaiados. Enquanto, Eroglu et al. (2015), também utilizando MEV detectaram em gotejadores obstruídos a presença de carbonato de cálcio.

Empregou-se a Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy) para avaliar a morfologia (Figura 20F) e identificar os elementos químicos presentes nas amostras do biofilme. Os resultados fornecem informações sobre a composição química elementar aproximada nas regiões selecionadas e cobertas pelo biofilme. As micrografias indicaram a presença dos elementos químicos predominantes, tais como o Alumínio (Figura 20 A), o Magnésio (Figura 20 B), o Sódio (Figura 20 C), o Nitrogênio (Figura 20 D) e o Oxigênio (Figura 20 E).

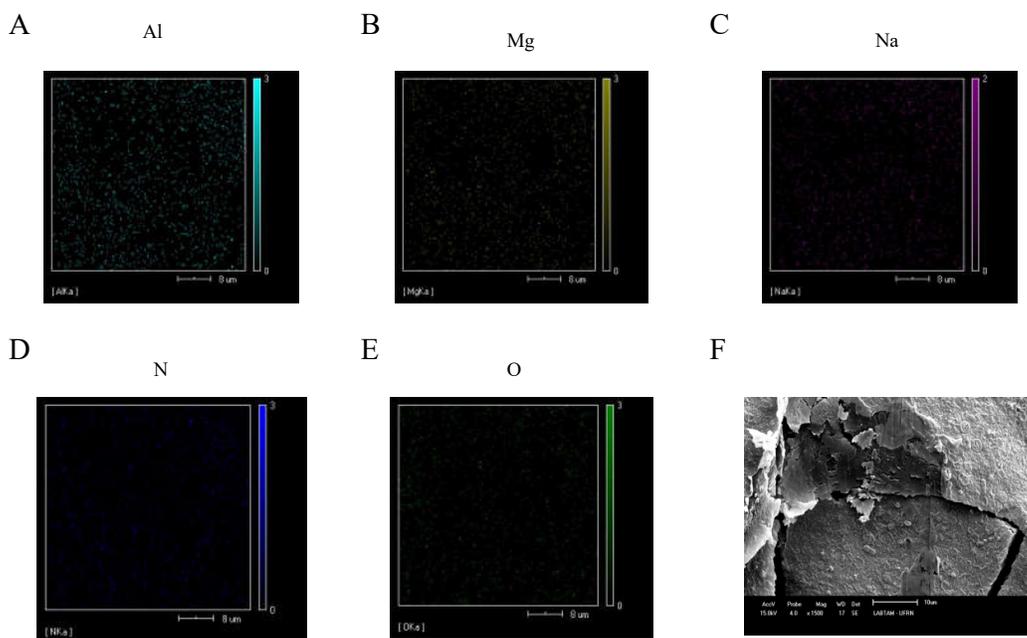


Figura 20. Mapeamento dos elementos químicos presentes na bioincrustação, destacando a presença de alumínio (A), magnésio (B), sódio (C), nitrogênio (D) e oxigênio (E), obtidos nas análises por Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy)

Na Figura 21 consta a análise por Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS), onde verificou-se a presença de alguns elementos existentes na amostra utilizada, que embora

não tenha sido calculada a proporção de cada elemento, indica a composição básica da amostra.

Atribui-se à presença de Al na bioincrustação, ao uso de substâncias sanitizantes para limpeza de recipientes, utensílios e instalações e provavelmente, o uso de utensílios de alumínio durante o processamento e armazenamento dos produtos.

A presença de nitrogênio está relacionada com a alta concentração de proteínas na composição do leite e ao ácido nítrico utilizados nos processos de limpeza das instalações, já o sódio pode estar associado ao uso de NaOH como agente de limpeza.

A indicação da presença de O superfície do biofilme pode ser atribuído a dissociação de substâncias como CaCO_3 , Al_2O_3 e MgCO_3 , presentes no efluente utilizado.

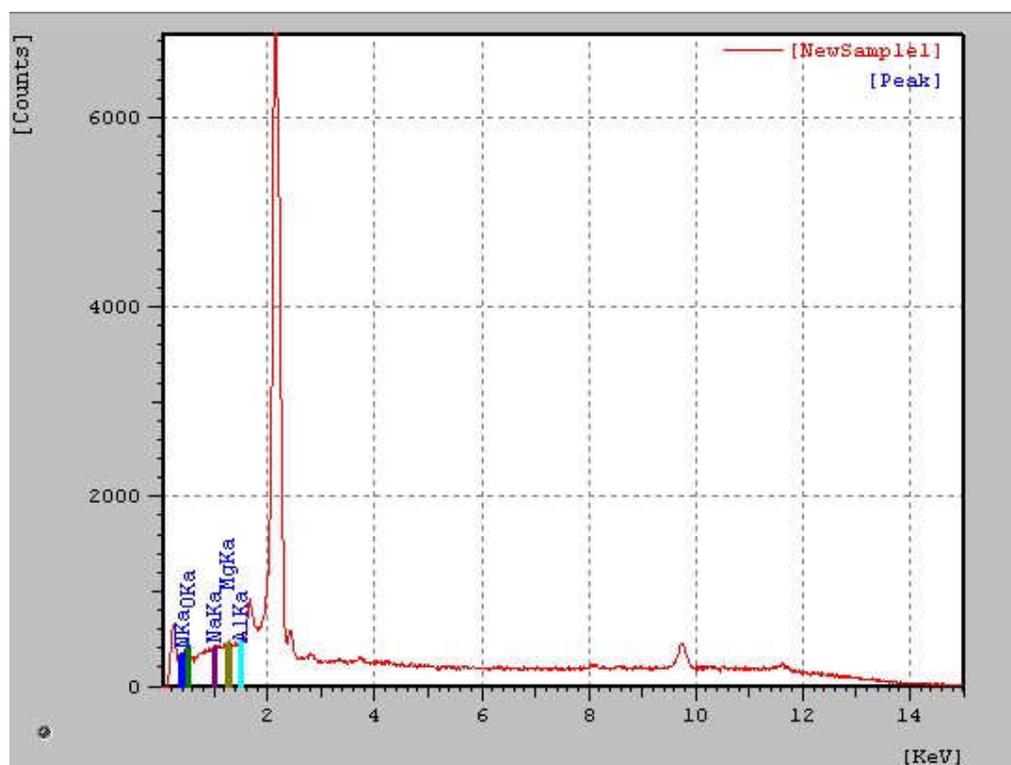


Figura 21. Espectro da análise da energia dispersiva (EDS) da amostra do gotejador coberto por biofilme de efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público

No trabalho desenvolvido por Dazhuang et al. (2009), a análise por microscopia eletrônica de varredura revelou, na matriz do biofilme de gotejadores que operaram com água residuária, partículas aderidas em polissacarídeos extracelulares, além ainda da presença de sedimentos formados no labirinto dos emissores; o tipo de emissor exerce influência na estrutura e diversidade da comunidade biológica presente no biofilme.

Contudo, as concentrações de poluentes presentes no efluente de laticínios podem apresentar ampla faixa de variação, uma vez que depende de fatores como tipo de produto processado, procedimentos operacionais, qualidade associada ao processo e agentes de limpeza utilizados. Os resultados obtidos no mapeamento por EDS fornecem apenas resultados pontuais, havendo portanto, a necessidade de um estudo mais aprofundado da composição e origem dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes na matriz do biofilme presente nos gotejadores amostrados.

4.6 Desempenho do filtro de tela com as diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público

Estão apresentados, na Figura 22, as variações das concentrações de sólidos suspensos (SS) nas amostras das diluições 1A0E, 1A1E, 2A1E e 3A1E coletadas a montante e a jusante do sistema de filtração. Observou-se durante o ensaio, que os valores da perda de carga no filtro foram sempre inferiores ao limite de 20 kPa, proposto por Pizarro Cabello (1990) e Bernardo et al. (2008).

As concentrações de SS, obtidas a montante e a jusante do elemento filtrante, apresentaram variações de 3,33 a 16,67 mg L⁻¹ e de 6,67 a 20 mg L⁻¹, na diluição 1A0E, nos tempos de funcionamento de 7:30, 09:30, 11:30, 13:30 e 15:30 h; para a diluição 1A1E, as concentrações de SS valores variaram de 320 a 480 mg L⁻¹ e de 160 a 400 mg L⁻¹, ao longo do ensaio experimental; as concentrações de SS da diluição 2A1E, a montante e a jusante do elemento filtrante, variaram de 60 a 180 mg L⁻¹ e de 40 a 180 mg L⁻¹, respectivamente, nos tempos de funcionamento de 7:30, 09:30, 11:30, 13:30 e 15:30 horas; por fim, a variação da concentração de SS correspondente a diluição 3A1E apresentaram valores de 40 a 340 mg L⁻¹ e de 140 a 360 mg L⁻¹, respectivamente, no período experimental

A concentração de SS a jusante do filtro foi, em alguns momentos, superior à obtida a montante dele, isto ocorre devido ao acúmulo de partículas nas aberturas de 130 µm da tela do elemento filtrante que, eventualmente, eram fraguimentas em partículas menores que 130 µm, devido às forças do escoamento em conduto forçado e às colisões com outras partículas presentes no fluido circulante. No trabalho apresentado por Batista et al. (2008) ocorreu fato semelhante com a filtração de água residuária de suinocultura em peneiras com distintas aberturas; onde à inclinação da peneira,

acarretou o transporte das partículas retidas pelo afluente que, posteriormente, escoou sobre as telas, por esta razão muitas partículas deformáveis foram fragmentadas e forçadas a atravessarem as aberturas das telas.

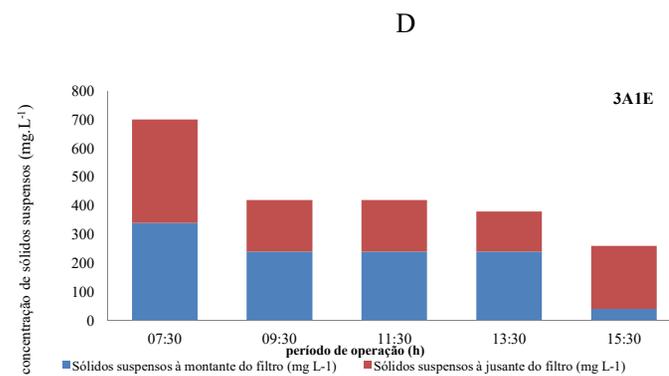
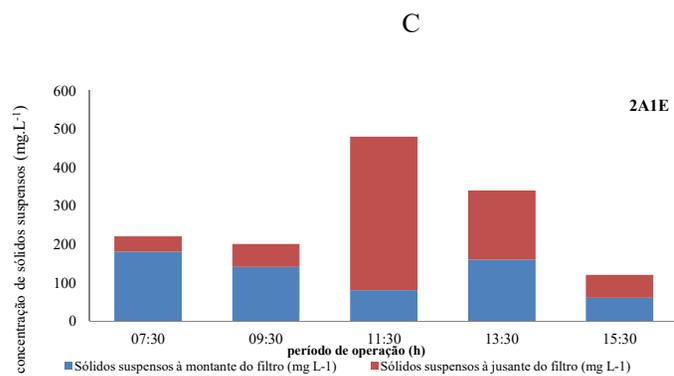
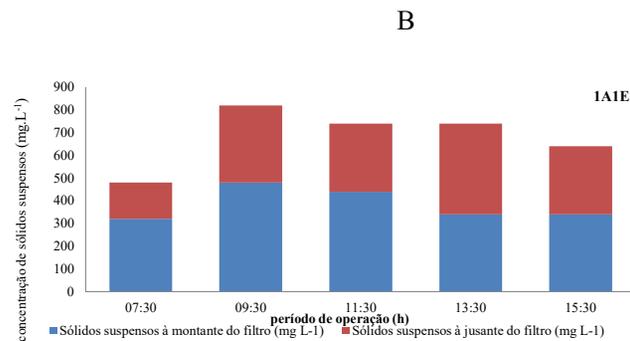
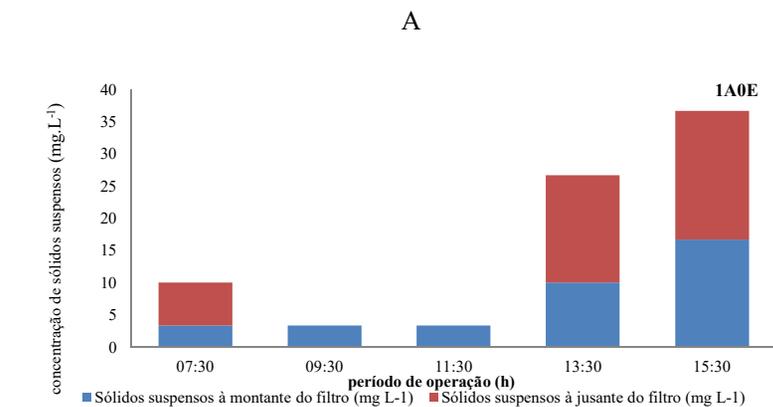


Figura 22. Variações das concentrações de sólidos suspensos (SS) nas diluições 1A0E(A), 1A1E (B), 2A1E (C) e 3A1E (D), a montante e a jusante do filtro de tela, ocorridas ao longo do período experimental

Com relação à eficiência de remoção de SS, verificou-se que essa variou de 0 a 80,95%, sendo o valor médio da eficiência de remoção de SS, ao longo do período de ensaio, de 28,34% e o valor do coeficiente de variação, de 94,70%. Esses resultados foram superiores a remoção média de SS de 21% obtida por Batista et al. (2008) em tela com abertura de 47 μm , na filtragem de água residuária de suinocultura.

Mesmo com indicativo de baixo valor da perda de carga, verificaram-se, após o período de funcionamento, oscilações consideráveis nos valores da eficiência de remoção dos SS, devido provavelmente a variação do tamanho das partículas que compõem essa característica.

A limpeza periódica dos filtros e o monitoramento da qualidade da água utilizada são medidas necessárias para controle de entupimento das unidades gotejadoras.

5 CONCLUSÕES

O presente trabalho de pesquisa permitiu avaliar o uso de água residuária de laticínios tratada diluída em água de abastecimento em um sistema de irrigação por gotejamento em ambiente controlado. Para as condições do experimento e de acordo com os resultados concluiu-se que:

Dentre as características físico-químicas e microbiológicas do efluente de laticínios, os valores de SS, SD, pH e Fe representaram risco de obstrução de gotejadores que variam de moderado a alto.

As características SS, SD, pH e Fe predominaram nas equações de regressão lineares múltiplas ajustadas às variáveis de desempenho hidráulico, para as combinações entre tipos de gotejadores e níveis de diluição do efluente de laticínios em água de abastecimento público.

O entupimento parcial e total dos gotejadores testados teve como causa principal a formação de um biofilme resultante da interação dos agentes físico-químicos e biológicos presentes nas diluições de efluente de laticínios em água de abastecimento público, afetando dessa forma o desempenho hidráulico do sistema.

Os indicadores de desempenho hidráulico Q, CUD, CVQ e Us expressaram satisfatoriamente os níveis de obstrução de gotejadores, enquanto o Dra subestimou os riscos de obstrução acarretado pelo efluente de laticínios.

A maior suscetibilidade ao entupimento ocorreu no gotejador G2, operando nas diluições 1A1E e 3A1E. Por outro lado, o gotejador G5 se mostrou menos suscetível ao entupimento operando na diluição 2A1E.

O uso do filtro de tela proporcionou boa remoção de SS com tamanhos iguais ou superiores a 130 μm .

A utilização do efluente tratado oriundo da indústria de laticínios pode ser uma alternativa de fonte hídrica perfeitamente viável, proporcionando ganho ambiental e aporte de adubação no solo, entretanto, quando aplicada via método de irrigação localizada por gotejamento, há risco de entupimento decorrente das características predominantes presentes neste efluente, fatores dimensionais e características do tipo de gotejador. O monitoramento da qualidade e uniformidade de distribuição deve ser realizado, a fim de obter tomada decisão referente à melhor forma de aplicação.

REFERÊNCIAS

- Aiello, R.; Cirelli, G. L.; Consoli, S. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy). *Agricultural Water Management*, v. 93, p. 65-72, 2007.
- American Society of Agricultural and Biological Engineers – ASABE. Field evaluation of micro irrigation systems. St. Joseph, p. 792-797. 1996.
- American Society of Agricultural and Biological Engineers – ASABE. Design and installation of micro irrigation systems. St. Joseph, 6 p. 2008.
- Andrade, I. P.; Montenegro, A. A. A.; Silva, J. A. A.; Freire, M. B. G. S.; Santos, T. E. M. Impacto do reúso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, p.212-216, 2005.
- Andrade, L. H. Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso. Belo Horizonte, MG: 214 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. UFMG, 2011.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Equipamentos de irrigação agrícola - Emissores e tubos emissores - Especificações e métodos de ensaio. ABNT NBR ISO 9261. São Paulo: ABNT, 2006. 17p.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F. de; Damasceno, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e drenagem, 29 revisado1).
- Azevedo, L. P.; Oliveira, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.25, p.253-263, 2005.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Cecon, P. R.; Souza, J. A. R.; Batista, R. O. Filtração de água residuária de suinocultura em peneiras estacionárias inclinadas. *Engenharia na Agricultura*, v.16, p.465-470, 2008.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Marin, O. L. Z.; Souza, J. A. R.; Leite, C. V.; Moreira, D. A. Taponamiento de goteros y del filtro de discos con agua residual sanitaria de una laguna de maduración. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, v. 62, p. 4957-4966, 2009.

- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Mônaco, P. A.; Santos, D. B. Hydraulic performance of drip irrigation subunits using wastewater from coffee fruit processing. *Water Resources and Irrigation Management*, v.1, p.1-6, 2012.
- Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Mesquita, F. O. Desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da suinocultura. *Magistra*, v. 26, p. 75-88, 2014a.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Figueiredo, V. B.; Silva, K. B.; Ferreira, D. A. C. Vazão de gotejadores com distintos tempos de irrigação aplicando água residuária de suinocultura e água de abastecimento. *Engenharia Agrícola*, v.34, p.1283-1295, 2014b.
- Batista, R. O.; Silva Júnior, M. J.; Santos, D. B.; Cunha, F. F.; Mesquita, F. O.; Freire, F. G. C. Gotejadores aplicando proporções de tempo de irrigação com efluente da suinocultura e água de abastecimento. *Bioscience Journal*, v. 30, p. 1746-1756, 2014c.
- Benham, B. L.; Payero, J. O. Filtration and maintenance: Considerations for subsurface drip irrigation (SDI). University of Nebraska Cooperative Extension, 2001. 7p. (Paper 2019).
- Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de Irrigação. 8 ed. Viçosa: Editora UFV, 2008. 625p.
- Bertoncini, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, v. 1, p. 152-169, 2008.
- Bezerra, B. G.; Fideles Filho, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. *Revista Ciência Agronômica*, v.40, p.339-345, 2009.
- Braile, P. M.; Cavalcanti, J. E. W. A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1993. 764 p.
- Bralts, V.F.; Edward, D. M.; Wu, I. P. Drip irrigation design and evaluation based on statistical uniformity concept. In: Hillel, D. (Ed). *Advances in irrigation*. Orlando: Academic Press, 1987. v.4, p.67-117.
- Brasil - Ministérios da Agricultura Pecuária e Abastecimento – MAPA. Seleção do Sistema de Irrigação. 1. ed. Sete Lagoas: Embrapa milho e sorgo, 2001. 18p. (Circular Técnica, nº 14)

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho nacional do meio ambiente. Resolução nº 237, 19 de dezembro de 1997. Regulamenta os aspectos do licenciamento estabelecido na política nacional do meio ambiente. Brasília, 1997.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental." Brasília, 1986.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução no 430, de 13 de maio de 2011. dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.
- Brião, V. B.; Tavares, C. R. G.. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, p. 134-138, 2007.
- Brião, V. B.; Tavares, C. R. G. Nota Científica: Ultrafiltração de efluente da indústria de laticínios para recuperação de nutrientes: efeito da pressão e da velocidade tangencial. *Food Technol*, v. 15, p. 352-362, 2012.
- Britz, Trevor J.; Van Schalkwyk, Corne; Hung, Yung-Tse. Treatment of dairy processing wastewaters. *Waste treatment in the food processing industry*, v.1, p. 1-28, 2006.
- Bucks, D. A.; Nakayama, F. S.; Gilbert, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Water Management*, Amsterdam, v.2, p.149-162, 1979.
- Campos, C. M. M.; de Luiz, F. A. R. de Luiz; Botelho, C. G.; Damasceno, L. H. S. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciência e Agrotecnologia*, v.28, p.1376-1384, 2004.
- Capra, A.; Scicolone, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickleirrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v.70, p.355-365, 1998.
- Capra, A.; Scicolone, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural water management*, v.68, p.135-149, 2004.
- Capra, A.; Scicolone, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*, v.15, p.1529-1534, 2007.

- Capra, A.; Scicolone, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v.70, p.355-365, 1998.
- Carvalho, R. S.; Santos Filho, J. S.; Santana, L. O. G.; Gomes, D. A.; Mendonça, L. C.; Faccioli, G. G. Influência do reuso de águas residuárias na qualidade microbiológica do girassol destinado à alimentação animal. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v.8, p. 157, 2013.
- Ceará. Portaria nº154, de 22 de Julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. *Diário Oficial do Estado do Ceará*, Fortaleza, 2002. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 02 fev. 2016.
- Ceballos, B. S. O. Microbiología Sanitaria y Ambiental. In: MENDONÇA, S. R. Sistemas de lagunas de Estabilización - Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistema de regadío. Santa Fe de Bogotá, D.C.: Mc Graw-Hill, 2000. p. 68-106.
- Chernicharo, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de água residuárias: tratamentos anaeróbios. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 1997. 246p.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. Conjuntura mensal – leite e derivados. Brasília: CONAB, 2014.10p. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_08_08_17_49_39_leitejulho2014.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2016.
- Condé, M. S.; Almeida Neto, O. B.; Homem, B. G. C.; Ferreira, I. M.; Silva, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um latossolo vermelho-amarelo. *Vértices*, Campos dos Goytacazes, v. 15, p. 161-178, 2013.
- Cunha, F. F.; Matos, A. T.; Batista, R. O.; Lo Monaco, P. A. Uniformidade de distribuição em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água residuária da despulpagem dos frutos do cafeeiro. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 28, p. 143-147, 2006.
- Dalla Villa, R.; Silva, M. R. A. da; Nogueira, R. F. P.. Potencial de aplicação do processo foto-fenton/solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios. *Química Nova*, v. 30, n. 8, p. 1799-1803, 2007.

- Dazhuang, Y.; Zhihui, B.; Rowan, M.; Likun, G.; Shumei, R.; Peiling, Y. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 834–841, 2009.
- De Mendonça, H. V.; Ribeiro, C. B. de M.; Borges A. C.; Bastos, R. R. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, p. 442, 2015.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Ahmad, B. O.; Fujiyama, H.; Miyamoto, K. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. *Transactions of the ASAE*, v. 48, p. 519-527, 2005.
- Demirel, B.; Yenigun, O.; Onay, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 8, p. 2583-2595, 2005.
- Dias, N. S.; Silva, M. R. F. da; Gheyi, H. R. Recursos hídricos: usos e manejos. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2011. 152 p.
- Duarte, A. S.; Airolidi, R. P. S.; Folegatti, M. V.; Botrel, T. A.; Soares, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 12, p. 302-310, 2008.
- Erthal, V. J. T.; Ferreira, P. A.; Pereira, O. G.; Matos, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 458-466, 2010.
- Eroglu, S.; Sahin, U.; Tunc, T.; Sahin, F. Bacterial application increased the flow rate of CaCO₃-clogged emitters of drip irrigation system. *Journal of Environmental Management*, v. 98, p. 37-42, 2012.
- Faria, L. F.; Coelho, R. D.; Flecha, P. A. N.; Robles, W. G. R.; Vásquez, M. A. N. Entupimento de gotejadores e seu efeito na pressão da rede hidráulica de um sistema de microirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 6, p. 195-198, 2002.
- Favetta, G. M.; Botrel, T. A. Uniformidade de sistemas de irrigação localizada: validação de equações. *Scientia Agrícola*, v.58, p.427-430, 2001.
- Ferguson, K. R. Subsurface Drip Irrigation for Turf. *Proc. 1994 Int. Irrig. Show*, Nov, p. 5-8, 1994.

- Fernandes, R. K. A.; Batista, R. O.; Silva, S. K. C.; Oliveira, J. F.; Paiva, L. A. L. Vazão de gotejadores aplicando água residuária da castanha de caju. *Irriga*, v.19, p. 585-597, 2014.
- Figueiredo Filho, D. B.; Silva Júnior, J. A. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). *Revista Política Hoje*, v. 18, p. 115-146, 2009.
- Ganoulis, J. Risk analysis of wastewater reuse in agriculture. *International Journal Of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, v. 1, p. 1-9, 2012.
- Gilbert, R. G., & Ford, H. W. Operational principles/emitter clogging. Nakayama, F. S.; Bulks, D. A. *Trickle irrigation for crop production*. Amsterdam: Elsevier, p. 142-163, 1986.
- Google Earth. Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps> >. Acesso em: 02 fev. 2016.
- Heck, M. C., dos Santos, J. S., Junior, S. B., Costabeber, I., & Emanuelli, T Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. *Food Chemistry*, v. 102, p. 288-294, 2007.
- Hespanhol, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, p. 75-95, 2002.
- Hespanhol, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Estudos Avançados*, v. 22, p. 131-158, 2008.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estatística da Produção Pecuária. Brasília: IBGE, 2015. 47p. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201501_publ_completa.pdf. Acesso em 01 fev. 2016.
- IDEMA - Instituto de desenvolvimento sustentável. Disponível em:< <http://www.idema.rn.gov.br/>> Acesso em: 02 fev. 2016.
- Janczukowicz, W.; Zieliński, M.; Dębowski, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. *Bioresource Technology*, v.99, p.4199-4205, 2008.
- Liu, H.; Huang, G. Laboratory experiment on drip emitter clogging with fresh water and treated sewage effluent. *Agricultural Water Management*, v. 96, p. 745-756, 2009.
- Keller, J.; Bliesner, R. D. *Sprinkle and trickle irrigation*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990. 652p.

- Keller, J.; Karmeli, D. Trickle irrigation desing. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975. 133 p.
- Leon Suematsu, G.; Cavallini, J. M. Tratamento e uso de águas residuárias. Tradução de: Gheyi, H.R.; König, A.; Ceballos, B.S.O.; Damasceno, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999. 109p.
- Levy, G.; Fine, P.; Bar-Tal, A. (Eds.). Treated Wastewater in Agriculture: Use and impacts on the soil environments and crops. John Wiley & Sons, 2010. 464p.
- Lima, S. M. S. ; Sousa, J. T.; Araújo, H. W. C.; Figueiredo, A. M. F.; Ceballos, B. S. O. Qualidade sanitária de efluentes tratados para reúso agrícola. Revista Saúde e Ambiente (univille), v. 6, p. 32-39, 2009.
- Lima, V. I. A.; Alves S. M. C., Oliveira, J. F. de.; Batista, R. O.; Pinheiro, J. G.; Souza, L. Di. Desempenho do sistema de tratamento de água residuária de laticínios e os efeitos de sua disposição em Argissolo. Water Resources and Irrigation Management, v. 2, p. 93-101, 2013
- Machado, M. G.; Silva, P. C. da; Freire, V. H. Controle ambiental em indústrias de laticínios. Brasil Alimentos, v. 7, p. 34-36, 2001.
- Machado, R. M. G.; Freire, V. H.; Silva, P. C. Alternativas tecnológicas para o controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000. Anais. Porto Alegre, 2000.
- Machado, RMG; Freire, V.H.; Silva, P.C.; Figuerêdo, D.V.; Ferreira, P.E. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. Belo Horizonte: Projetos Minas Ambiente, 2002. 224p.
- Maganha, Martha Faria Bérnils. Guia técnico ambiental da indústria de produtos lácteos (Série P + L). Martha Faria Bérnils Maganha - São Paulo: CETESB, 2006.
- Mantovani, E. C. AVALIA. Manual do usuário. Viçosa, MG: DEA/UFV–PNP&D/café EMBRAPA, 2002. 100 p.
- Marecos do Monte, H.; Albuquerque, A.. Reutilização de águas residuais. Lisboa: ISEL, 2010. 339p. (Série Guias Técnicos 14)
- Matos, A. T. Disposição de águas residuárias no solo. Viçosa: AEAGRI, 2007. 142 p. (Caderno didático n. 38).
- Matos, A. T. Disposição de águas residuárias no solo. Viçosa: UFV. 149 p. (Caderno didático n. 38), 2006.

- Matos, A. T.; Abrahão, S. S.; Lo Monaco, P. A. V.; Sarmento, A. P.; Matos, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 1311-1317, 2010.
- Matos, A. T.; Abrahão, S. S.; Pereira, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Ambi-Água*, v. 3, p. 43-53, 2008.
- Medeiros, S. S.; Soares, A.; Ferreira, P. A.; Neves, J.; C. L.; Matos, A.; T.; Souza, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 603-612, 2005.
- Merriam, J. L.; Keller, J. Farm irrigation system evaluation: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.
- Mesquita, F. O.; Silva, K. B.; DI Souza, L.; Dantas, T. B.; Batista, R. O. Uniformidade de aplicação de percolado de aterro sanitário diluído em unidades de irrigação por gotejamento. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v. 11, p.145-156, 2015.
- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003. 1815p.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Programa Nacional de Capacitação de Gestores Ambientais: Caderno de Licenciamento Ambiental. Brasília: MMA, 2009. 90 p.
- Nakayama, F. S.; D. A. Bucks. Trickle irrigation for crop production. Amsterdam: Elsevier. 1986. 383 p.
- Nakayama, F. S.; Boman, B. J.; Pitts, D. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. (Eds.). *Microirrigation for crop production: design, operation, and management*. Amsterdam: Elsevier, 2006, cap. 11, p. 389 - 430.
- Oliveira, J. F.; Alves, S. M. C.; Batista, R. O.; Lima, V. I. A.; Souza, L. Avaliação de sistema de tratamento de laticínio e o efeito do efluente gerado nos atributos físico-químico de um argissolo vermelho. *Engenharia na Agricultura*, v. 22, p. 58-66, 2014.
- Oliveira-Esquerre, K. P., Kiperstok, A., Mattos, M. C., Cohim, E., Kalid, R., Sales, E. A., & Pires, V. M.. Taking advantage of storm and waste water retention basins as part of water use minimization in industrial sites. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, p. 316-324, 2011.

- Paganini, W. S. Reuso de água na agricultura. In: MANCUSO P. C. S.; SANTOS H. F. (Eds). Reuso de água. Baureri: Manole, 2003. p. 339-402.
- Palesea, A. M.; Pasquale, V.; Celano, G.; Figliuolo, G.; Masi, S.; Xiloyannis, C. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: effects on microbiological quality of soil and fruits. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 129, p. 43-51, 2009.
- Pitts, D. J.; Haman, D. Z.; Smajstla, A. G.. Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems. Gainesville, University of Florida, Florida Cooperative Extension Service, University of Florida, 1990, 258, p.12 (Bulletin).
- Pizarro Cabello, F. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF) goteo, microaspersión, exudación. 2. ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1990. 471 p.
- Pletsch, T. A.; Cruz, R. L.; Mazzer, H. R.; Oliveira, E. F. Desempenho de gotejadores com uso de esgoto doméstico tratado. *Irriga*, v. 14, p. 243-253, 2009.
- Puig-Bargués, J.; Barragán, J.; Ramírez de Cartagena, F. Filtration of effluents for microirrigation systems. *Transaction of the ASAE*, v. 48, p. 969-978, 2005.
- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Elbana, M.; Duran-Ros, M.; Barragán, J.; Ramírez de Cartagena, F.; Lamm, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. *Agricultural Water Management*, v. 97, p. 883-891, 2010.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Shisha, A.; Sagi, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimer wastewater. *Irrigation Science*, v. 13, p. 129-139, 1992.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marm, A.; Schischa, A.; Sagi, G.; Lev, Y. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. *Agricultural Water Management*, v. 33, p. 127-137, 1997.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Shisha, A.; Sagi, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimer wastewater. *Irrigation Science*, v. 13, p. 129-139, 1992.
- Rettore Neto, O. Metodologia para determinação da perda de carga localizada em emissores não coaxiais integrados a tubos de polietileno. 2008. 62 f. 2008. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

- Rodrigues, M. B.; Vilas Boas, M. A.; Sampaio, S. C.; Reis, C. F.; Gomes, S. D. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e frigorífico no solo e na produtividade da alface. *Engenharia Ambiental*, v. 8, p. 173-182, 2011.
- SAEG - Sistema para análises estatísticas versão 9.1 (SAEG). Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, UFV, 2007. Disponível em: <<http://www.ufv.br/saeg/>> Acesso em: 02 fev. 2016.
- Sandri, D.; Matsura, E. E.; Testezlaf, R. Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, p. 17-29, 2007.
- Sandri, D.; Matsura, E. E.; Testezlaf, R. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. *Engenharia Agrícola*, v. 26, p. 45-57, 2006.
- Santos, C. G. F.; Lima, V. L. A. de; Matos, J. de A.; van Haandel, A. C.; Azevedo, C. A. V. de. Efeito de uso de águas residuárias sobre a vazão de microaspersores. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, p.577- 580, 2003.
- Santos, M. B. H.; Lima, V. L. A.; van Haandel, A. C.; Beltrão, N. E. M.; Souza, A. P. Salinidade de um solo, irrigado com água residuária e adubado com biossólido. *Agropecuária Técnica*, v.27, p. 30-36, 2006.
- Sarkar, Baisali ;P.P. Chakrabarti, A. Vijaykumar, Vijay Kale. Wastewater treatment in dairy industries-possibility of reuse. *Desalination*, v. 195, p. 141-152, 2006.
- Schmitt, D. M. F. Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios pelos processos combinados coagulação/floculação/adsorção/ultrafiltração utilizando semente de Moringa oleífera como coagulante. 2011. 92 p. Dissertação (Mestrando em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.
- Shende, G. B. Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs. In: *FAO Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Irrigation*. Rome: FAO, 1985, p. 157-182.
- Silva, E. A.; Ramos, J. D.; Silva, F. O. R.; Soares, F. M.; Santos, V. A.; Ferreira, E. A. Adição de água residuária de laticínio em substrato para produção de mudas de maracujazeiro ‘amarelo’. *Agrarian*, v. 7, p. 49-59, 2013.

- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Barbosa Filho, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. *Revista Ceres*, v.60, p.339-346, 2013.
- Smanhotto, A.; Sousa, A. P.; Sampaio, S. S.; Nóbrega, L. H. P.; Prior, P. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. *Engenharia Agrícola*, v.30, p.347-357, 2010.
- Sousa, J. T. de; van Haandel, A. C.; Cavalcanti, P. F. F.; Figueiredo, A. M. F. de Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, p. 260-265, 2005.
- Sousa, J. T.; Ceballos, B. S. O.; Henrique, I. N.; Dantas, J. P.; Lima, S. M. S. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, p. 89-96, 2006.
- Sousa, J. T.; Leite, V. D.; Luna, J. G. Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 5, p. 107-110, 2001.
- Souza Filho, F. A. A política nacional de recursos hídricos: Desafios para sua implantação no semiárido brasileiro. In: Medeiros, S. S. et al. (Orgs.) Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, v. 1, p. 1-25, 2011.
- Souza, J. A. A.; Batista, R. O.; Ramos, M. M.; Soares, A. A. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário. *Acta Scientiarum. Technology*, Maringá, v. 33, p. 5-8, 2011.
- Szekut, F. D.; Santos, D. B.; Azevedo, C. A. V.; Klein, M. R.; Ribeiro, M. D.; Medeiros, S. S. Emitter clogging in drip irrigation using treated domestic wastewater. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, v.13, p.60-66. 2015.
- Testezlaf, R.; & Silva Ramos, J. P. Sistema automatizado para determinação de perda de carga em filtros de tela e disco usados na irrigação localizada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 30, p. 1079-1088, 1995.
- Tucci, C. E. Águas urbanas. *Estudos avançados*, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.
- Tundisi, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos avançados*, v. 22, p. 7-16, 2008.

- Vale, H. S. M., de Arruda, L. E. V., de Oliveira Costa, D., Costa, F. G. B., & Batista, R. O. Potencial de entupimento de um sistema de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado. *Water Resour. Irrig. Manag*, v. 2, n. 1, p. 63-70, 2013.
- Vale, H. S. M.; Arruda, L. V. A.; Costa, D. O.; Costa, F. G. B.; Batista, R. O. Potencial de entupimento de um sistema de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado. *Water Resources and Irrigation Management*, Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 63-70, 2013.
- von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011. 452p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1.
- Vouch, M.; Balanec, B.; Chaufer, B.; Dorange, G. Nanofiltration and reverse osmosis of model process waters from the dairy industry to produce water for reuse. *Desalination*, v.172, p. 245-256, 2005.
- Vouch, M.; Balanec, B.; Chaufer, B.; Dorange, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, v. 219, p. 190-202, 2008.
- World Health Organization. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. Volume 2: wastewater use in agriculture. Geneva: World Health Organization, 2006. 196p
- Yan, D.; Yang, P.; Rowan, M.; Ren, S.; Pitts, D. Biofilm accumulation and structure in the flow path of drip emitters using reclaimed wastewater. *Transactions of the ASABE*, v. 53, p. 751-758, 2010.