

HUDSON SALATIEL MARQUES VALE

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES OPERANDO COM PERCOLADO DE
ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO SOB PRESSÕES DE SERVIÇO**

MOSSORÓ-RN

2014

HUDSON SALATIEL MARQUES VALE

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES OPERANDO COM PERCOLADO DE
ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO SOB PRESSÕES DE SERVIÇO**

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

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

CO-ORIENTADOR: Prof. D. Sc. Paulo
Cesar Moura da Silva/UFERSA

MOSSORÓ-RN

2014

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

V149d Vale, Hudson Salatiel Marques

Desempenho de gotejadores operando com percolado de
aterro sanitário diluído sob pressões de serviço / Hudson
Salatiel Marques -- Mossoró, 2014.

111f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista

Co- Orientador: Prof. Paulo Cesar Moura da Silva

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

1. Águas residuárias. 2. Biofilme. 3. Emissores. 4.
Lixiviado.I. Título.

RN/UFERSA/BCOT/871-14

CDD: 628.3

Bibliotecária: Vanessa Christiane Alves de Souza Borba

CRB-15/452

HUDSON SALATIEL MARQUES VALE

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES OPERANDO COM PERCOLADO DE
ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO SOB PRESSÕES DE SERVIÇO**

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

APROVADA EM: 29/08/2014

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. D. Sc. Paulo Cesar Moura da Silva - UFERSA
Co-Orientador

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

D. Sc. Adriana Araújo Diniz
Conselheiro

A minha mãe e minha irmã pelo amor e apoio incondicional.

A minha noiva, Danniely de Oliveira Costa, por estar sempre ao meu lado e fazer parte da minha vida.

A meu avô Francisco Marques dos Santos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela presença em cada momento da minha vida, dando-me força e oportunidades, para que eu possa continuar nessa caminhada de desafios e realizações.

À minha mãe, minha irmã e meu tio Vanildo Marques, meu alicerce, que através de todo carinho e amor, dedicaram-me momentos preciosos de apoio e incentivo, na vida pessoal e profissional.

À minha noiva Danniely de Oliveira Costa, que esteve ao meu lado desde o início dessa jornada, estando sempre presente, vibrando com minhas conquistas e vitórias, me consolando nos momentos difíceis, sempre disposta a ouvir e aconselhar.

Ao meu Orientador Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista pela oportunidade, paciência, infinita disponibilidade e confiança em mim, repassando um pouco dos seus conhecimentos e tornando possível a realização de mais este sonho. Acima de tudo por ser responsável pelo meu aprendizado tanto pessoal como profissional sendo em alguns momentos como um pai, um exemplo de homem e profissional ao qual sempre terei como exemplo em minha vida.

Ao meu Co-Orientador Prof. D. Sc. Paulo Cesar Moura da Silva, pelos conselhos e orientações na parte inicial para elaboração e conclusão deste presente trabalho.

Aos Conselheiros da banca examinadora, Prof. D. Sc. Delfran Batista dos Santos e D. Sc. Adriana Araújo Diniz pelas sugestões e contribuições para melhoria do presente trabalho.

Ao Prof. D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho, pelos conselhos e orientações dadas na parte inicial para elaboração e conclusão deste presente trabalho.

Ao Prof. D. Sc. Manoel Januário da Silva Júnior, pelo auxílio na realização das análises estatísticas multivariadas.

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

Ao servidor e primo Sérvulo Eduardo Soares Dantas, pelas análises por microscopia óptica no Laboratório de Histologia e Embriologia da UFERSA.

Aos meus amigos Luiz Eduardo, Eduardo Bruno, Raimundo Fernandes Júnior, Tayd Dayvison, Hélio Nogueira, Paulo Roberto e Paulo César, que sempre estiveram ao meu lado e torceram por mim, proporcionando muitos momentos de alegria, mostrando-me o verdadeiro sentido de amizade.

Às minhas amigas Gabriela de Oliveira, Salma Luana, Ianne Melo, Raquel Karuliny, Laura Carlos, Larissa Luana, Clara Nívea, Aurora Melo, Bárbara Melo, Marina Melo que estiveram sempre comigo e as quais sei que posso contar em todos os momentos da minha vida.

Ao meu amigo Francisco de Oliveira Mesquita pela ajuda dada no decorrer do projeto, como também ao amigo Wesley de Oliveira Santos.

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

À CAPES pelo apoio financeiro durante todo o programa.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água por contribuírem na minha formação profissional.

Às demais pessoas, que não foram citadas, mas que em algum momento fizeram parte da minha vida e deixaram marcas importantes, meus sinceros agradecimentos.

Muito obrigado!

“A única maneira de fazer um excelente trabalho é amar o que você faz.”

Steve Jobs

RESUMO

O crescimento populacional e o intenso processo de urbanização, aliado ao consumo exagerado dos recursos naturais, são responsáveis pelo aumento exponencial das quantidades geradas de resíduos sólidos urbanos. A disposição destes em aterros sanitários é prática comum; entretanto, esta disposição requer medidas de proteção ambiental, incluindo o tratamento do líquido percolado. Em virtude da escassez de água no semiárido nordestino, a utilização deste percolado na agricultura via sistemas de irrigação por gotejamento torna-se uma estratégia eficaz para essa região. Diante do exposto, o trabalho objetivou analisar o efeito de distintas pressões de serviço no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento operando com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento. Para a condução dos ensaios, montou-se uma bancada experimental na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), a qual apresenta uma área de 793,13 m², instalada no Parque Zoobotânico da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Campus Mossoró. O desempenho hidráulico e os níveis de obstrução das unidades de irrigação aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento foram avaliados durante 160 h; para isso, montou-se um experimento com dois fatores, sendo o primeiro fator os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e o segundo fator as quatro pressões de serviço (P1 - 70 kPa, P2 - 140 kPa, P3 - 210 kPa e P4 - 280 kPa) em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador em cada unidade de irrigação). A cada 20 h de operação do sistema avaliou-se o CUC, CUD, CVQ, Us, Q, QR, RQR, RPQ e APQ. Os dados foram submetidos às análises de regressão simples e múltipla e teste de correlações paramétricas de Pearson. Os resultados evidenciaram que a formação de bioincrustação resultante da interação entre os agentes físico-químicos e biológicos ocasionou entupimento parcial e total dos gotejadores e, conseqüentemente, redução no desempenho hidráulico das unidades de irrigação que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento. A maior suscetibilidade ao entupimento foi verificada para o gotejador G2, operando na pressão de serviço P1 (70 kPa). O gotejador G3 operando nas pressões de serviço P1 (70 kPa) e P2 (140 kPa) foram as combinações que melhor atenuaram o entupimento. Os modelos empíricos nulo, linear e raiz quadrada foram os que melhor se ajustaram à relação entre as variáveis de desempenho hidráulico e o tempo de operação das unidades de irrigação, para as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço das unidades de irrigação.

Palavras-chave: Água residuária, lixiviado, emissores, biofilme.

ABSTRACT

The population growth and intense urbanization process, coupled with the excessive consumption of natural resources, are responsible for the exponential increase in the quantities of solid urban waste generated. The arrangement of these in landfills is a common practice; however, this provision requires environmental protection measures, including the treatment of leachate liquid. Due to the scarcity of water in semiarid northeast, the use of this percolate in agriculture through drip irrigation systems becomes an effective strategy for this region. Considering that, the work aimed to analyze the effect of different service pressures in the performance of drip irrigation systems operating with landfill leachate diluted in water supply. To conduct the tests, it was mounted an experimental bench in the Experimental Unit of Water Reuse (EUWR), which has a total area of 793.13 m², installed on the Zoo and Botanical Park located at the Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró Campus. The hydraulic performance and the levels of obstruction of the units irrigation applying landfill leachate diluted in water supply were evaluated for 160 h; for that, was mounted an experimental with two factors, the first factor being the three types of emitters (G1, G2 and G3) and the second factor the four operating pressures (P1 - 70 kPa, 140 kPa - P2, P3 - 210 kPa and 280 kPa - P4) in three replicates (three lateral lines by dripper type in each irrigation unit). In every 20 hours of the system's operation it was evaluated the CUC, CUD, CVQ, Us, Q, QR, RQR, APQ and RPQ. The data were submitted to analysis of simple and multiple regression and parametric test of Pearson correlations. The results evidenced that the formation of biofouling resulting from the interaction between the physical, chemical and biological agents occasioned to partial and total clogging of the drippers and consequently reducing in the hydraulic performance of irrigation units which operate with landfill leachate diluted in water supply. The greater susceptibility to clogging was observed for the dripper G2, operating at service pressure P1 (70 kPa). The dripper G3 operating at pressures of service P1 (70 kPa) and P2 (140 kPa) were the combinations that best attenuated clogging. The empirical models null, linear and square root were the best fit to the relation between the variables of hydraulic performance and operation time of units irrigation, for the combinations between types of drippers and service pressures of units irrigation.

Keywords: Wastewater, leachate, emitters, biofilm.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil e produção <i>per capita</i> , entre os anos de 2011 e 2012.....	4
Figura 2 - Quantidade de resíduos sólidos coletados no Brasil e coleta <i>per capita</i> , entre os anos de 2011 e 2012.....	4
Figura 3 - Quantidade de resíduos sólidos gerados e coletados na região Nordeste, entre os anos de 2011 e 2012	5
Figura 4 - Ilustração do aterro sanitário do município de Mossoró-RN.....	11
Figura 5 - Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) na UFERSA, em Mossoró-RN.....	24
Figura 6 - Valores diários da temperatura do ar, da temperatura do efluente e da precipitação pluviométrica, ocorridos durante o período experimental	25
Figura 7 - Esquema da bancada apresentando os reservatórios de efluente e da água de abastecimento, plataforma em alvenaria e unidades de irrigação por gotejamento	26
Figura 8 - Ilustração dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) utilizados na aplicação do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento	27
Figura 9 - Imagem de satélite do aterro sanitário do município de Mossoró-RN	27
Figura 10 - Ilustração da coleta do percolado armazenado em reservatório da estação de bombeamento (A) e posterior transporte, em caixa impermeabilizada (B), do aterro sanitário até o reservatório (C) localizado na UERA/UFERSA.....	28
Figura 11 - Materiais empregados na análise da bioincrustação, destacando o <i>stub</i> revestido com papel alumínio (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C)	34
Figura 12 - Valores médios de CUC (A, B e C), CUD (D, E e F) e Us (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação	41
Figura 13 - Valores médios de Q (A, B e C), QR (D, E e F) e CVQ (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.	51
Figura 14 - Valores médios de RQR (A, B e C), APQ (D, E e F) e RPQ (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e	

pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.....60

Figura 15 - Ilustração do desenvolvimento de bioincrustação no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C), que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, durante 160 h.72

Figura 16 - Análise por microscopia óptica da matriz do biofilme formada no interior dos gotejadores que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, destacando a presença de leveduras (A), de larvas de vermes (B) e de cistos de protozoários (C).....74

Figura 17 - Micrografia da bioincrustação na área de filtração do gotejador que operou com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento (A) e o mapeamento geral dos elementos químicos (B) obtidos por microscopias de varredura eletrônica (MEV) e de raios X (MRX).....75

Figura 18 - Mapeamento individualizado dos elementos químicos presentes na bioincrustação de percolado de aterro sanitário, destacando a presença de alumínio (A), cloro (B), cálcio (C), ferro total (D), potássio (E), magnésio (F), sódio (G), oxigênio (H), selênio (I) e silício (J), obtidos nas análises por microscopia de raios X77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Destinação final dos RSU coletados no Brasil durante os anos de 2011 e 2012	12
Tabela 2 - Destinação final dos RSU coletados na região Nordeste durante os anos de 2011 e 2012	12
Tabela 3 - Características física, químicas e biológica das águas residuárias que representam risco de obstrução de gotejadores	19
Tabela 4 - Principais constituintes químicos associados com problemas de entupimento	19
Tabela 5 - Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CV_f), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE)	26
Tabela 6 - Características físico-químicas e microbiológica da água de abastecimento, ao longo do período de operação das unidades de irrigação por gotejamento	29
Tabela 7 - Características físico-químicas e microbiológica do percolado de resíduos sólidos urbanos, ao longo do período de operação das unidades de irrigação por gotejamento	30
Tabela 8 - Características física, químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA), ao longo do tempo de operação das unidades de irrigação por gotejamento	36
Tabela 9 - Resumo da estatística descritiva, destacando o valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características física, químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA).....	37
Tabela 10 - Equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e U_s em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	45
Tabela 11 - Equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e U_s em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	47

Tabela 12 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, QR e CVQ em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	54
Tabela 13 - Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, QR e CVQ em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	57
Tabela 14 - Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	62
Tabela 15 - Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)	64
Tabela 16 - Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G1, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	66
Tabela 17 - Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G2, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	68
Tabela 18 - Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G3, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA - Água de Abastecimento

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

Al - Alumínio

APQ - Aumento Parcial de Vazão

C - Carbono

C/N - Carbono/Nitrogênio

Ca²⁺ - Cálcio

CAERN - Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

CE - Condutividade Elétrica

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada

Cl - Cloro

CO₃ - Carbonato

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT - Coliformes Totais

CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen

CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição

CV_f - Coeficiente de Variação de Fabricação

CVQ - Coeficiente de Variação de Vazão

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

Fe - Ferro

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente

H₂S - Sulfeto de Hidrogênio

HCO₃ - Bicarbonato

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas

K - Potássio

LASAP - Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

LME - Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Estrutural

LSA - Laboratório de Saneamento Ambiental

MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura

Mg²⁺ - Magnésio

Mn - Manganês

MRX - Microscopia de Raios X

Na - Sódio

NMP - Número Mais Provável

NO₃ - Nitrato

O - Oxigênio

OH - Hidróxido

P - Fósforo

PAS - Percolado de Aterro Sanitário

PB - População Bacteriana

pH - Potencial Hidrogeniônico

PO₄ - Fosfato

Q - Vazão

QR - Vazão Relativa

RPQ - Redução Parcial de Vazão

RQR - Redução da Vazão Relativa

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SAEG - Sistema para Análises Estatísticas

SANEPAV - Saneamento Ambiental LTDA.

SD - Sólidos Dissolvidos

Se - Selênio

SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente

Si - Silício

SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNVS - Sistema Nacional de Vigilância Sanitária

SO₄ - Sulfato

SS - Sólidos Suspensos

SUASA - Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

UERA - Unidade Experimental de Reuso de Água

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semi-Árido

UFLA - Universidade Federal de Lavras

Us - Coeficiente de Uniformidade Estatística

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 O PROBLEMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL	3
2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	6
2.2.1 Reciclagem.....	6
2.2.2 Compostagem.....	8
2.2.3 Incineração	8
2.2.4 Aterro comum	9
2.2.5 Aterro controlado	10
2.2.6 Aterro sanitário	11
2.3 PERCOLADO DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO	13
2.4 REUSO PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA	14
2.5 DESEMPENHO HIDRÁULICO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO OPERANDO COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS	15
2.5.1 Efeitos na vazão dos gotejadores.....	16
2.5.2 Efeitos na uniformidade de aplicação.....	17
2.5.3 Agentes ocasionadores de obstrução.....	18
2.6 MEDIDAS MITIGADORAS DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES.....	21
2.6.1 Efeito do aumento da pressão de serviço.....	21
2.6.2 Efeito da aplicação de ar comprimido	22
2.6.3 Efeito da limpeza das linhas laterais.....	22

3 MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	24
3.2 MONTAGEM DA BANCADA EXPERIMENTAL	25
3.3 TRANSPORTE DO PERCOLADO UTILIZADO NO EXPERIMENTO	27
3.4 CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO E DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO	28
3.5 ANÁLISE DO DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO	30
3.6 CARACTERIZAÇÃO DO BIOFILME FORMADO NOS GOTEJADORES DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO	33
3.7 REALIZAÇÃO DA MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA E POR RAIOS X	33
3.8 DESCRIÇÃO DA ANÁLISE ESTATÍSTICA UTILIZADA.....	34
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DO PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO	36
4.2 DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO.....	40
4.2.1 Desempenho dos coeficientes de uniformidade de Christiansen (CUC), uniformidade de distribuição (CUD) e uniformidade estatística (Us)	40
4.2.2 Desempenho da vazão (Q), da vazão relativa (QR) e do coeficiente de variação de vazão (CVQ)	49
4.2.3 Desempenho do coeficiente de redução de vazão relativa (RQR), do aumento parcial de vazão (APQ) e da redução parcial de vazão (RPQ).....	58
4.3 MATRIZ DE INTERAÇÃO DE PEARSON RELACIONANDO AS VARIÁVEIS DE DESEMPENHO HIDRÁULICO E DA QUALIDADE DO PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO	64

4.4 ANÁLISE VISUAL E POR MICROSCOPIA ÓPTICA DOS GOTEJADORES OBSTRUÍDOS POR BIOINCRUSTAÇÃO	72
4.5 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) APLICADA À IDENTIFICAÇÃO DE FATORES BIOLÓGICOS E QUÍMICOS DE ENTUPIMENTO EM GOTEJADORES QUE OPERARAM COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO	75
5 CONCLUSÕES.....	80
REFERÊNCIAS	81

1 INTRODUÇÃO

Apesar do Brasil já ser um país com mais de 80% da população vivendo em áreas urbanas, as infraestruturas e os serviços não acompanharam o ritmo de crescimento das cidades. O crescimento demográfico, a intensificação das atividades humanas e a melhoria do nível de vida são responsáveis pelo aumento exponencial das quantidades geradas de resíduos sólidos urbanos (SÃO PAULO, 2010).

De acordo com dados da ABRELPE (2012a), referentes ao ano de 2012, cada brasileiro gera em média 1,05 kg dia⁻¹ de resíduos sólidos urbanos e todos os dias são depositados 181,3 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos em diversos espaços (aterro sanitário, aterro controlado e aterro comum).

O aterro sanitário é um método de disposição final de resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, por meio de seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública. Este método, também, apresenta como vantagem, a existência de dispositivos de coleta e tratamento dos resíduos líquido (percolado) e gasoso (metano), destacando-se quando comparado a aterros controlados e comuns.

O percolado caracteriza-se por ser um líquido de coloração escura, altamente poluidor, resultante da degradação e solubilização do material orgânico dos resíduos sólidos urbanos, com a água infiltrada no aterro (Matos et al., 2008; Bortolin & Malagutti Filho, 2010). As fontes hídricas de percolação podem ser a irrigação, precipitação pluviométrica, águas subterrâneas ou percolados recirculados através da célula do aterro sanitário (Martins et al., 2010; Oliveira et al., 2011).

O uso planejado do percolado de aterro sanitário implica na necessidade de menor captação dos recursos hídricos primários, constituindo-se, portanto, em estratégia eficaz para a conservação desse recurso natural em seus aspectos qualitativos e quantitativos, principalmente quando usado na agricultura, servindo como fonte extra de nutrientes às plantas, podendo ser utilizado na produção de forrageiras em áreas do aterro sanitário, pastagens e para a geração de biomassa vegetal.

Para a aplicação de águas residuárias na agricultura, o método de irrigação localizada é o que mais se destaca em razão da elevada eficiência de aplicação do efluente e do baixo risco de contaminação do produto agrícola e dos operadores no campo. No

entanto, o grande problema associado à utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação localizada consiste na modificação da vazão pelo entupimento parcial ou total dos gotejadores e como este afeta a uniformidade de distribuição e eficiência do sistema.

A formação de bioincrustação, resultante da interação entre mucilagens bacterianas e partículas orgânicas e inorgânicas, consiste na principal causa de entupimento de gotejadores que operam com águas residuárias.

O aumento da pressão de serviço no sistema de irrigação por gotejamento é uma técnica que pode ser empregada na minimização da bioincrustação (Silva et al., 2013).

Diante o exposto, objetivou-se analisar o efeito de pressões de serviço no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento operando com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento. Como objetivos específicos, buscaram-se: a) caracterizar os agentes físicos, químicos e microbiológicos ocasionadores de obstrução em gotejadores; b) analisar a suscetibilidade ao entupimento de três modelos de gotejadores; e, c) obter os valores de vazão, de uniformidade de aplicação e indicadores de obstrução dos sistemas de irrigação por gotejamento operando com pressões de serviço de 70, 140, 210 e 280 kPa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O PROBLEMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

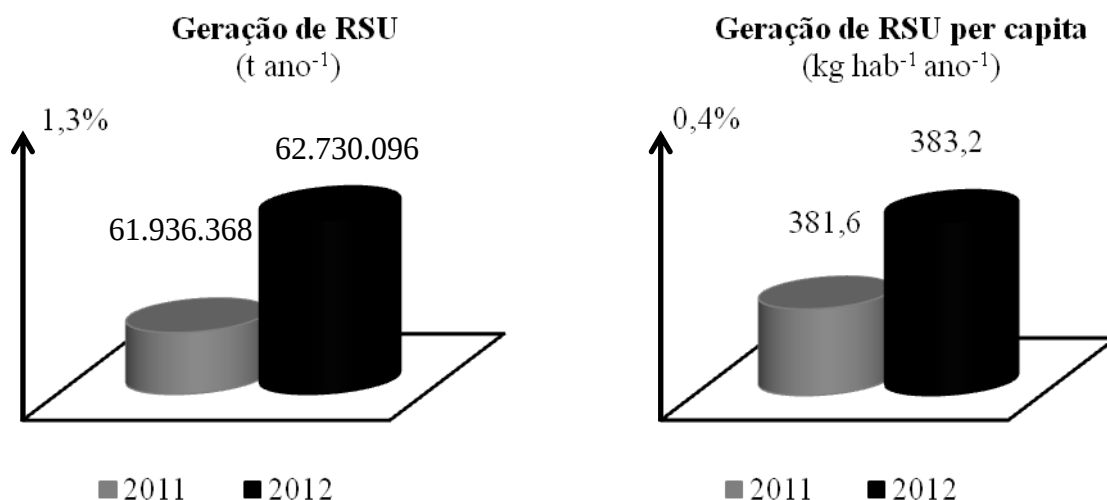
Os resíduos sólidos, denominados “lixo” pelo senso comum, representam uma das grandes preocupações ambientais contemporâneas. Provenientes das atividades industrial, doméstica, comercial, agrícola e de serviços, os resíduos sólidos, se não forem adequadamente geridos, podem provocar sérios danos ao ambiente e à sociedade. Quanto aos resíduos sólidos urbanos (RSU), que incluem os resíduos gerados nos domicílios e na limpeza de logradouros públicos, a receita geral para uma gestão adequada é aparentemente simples: a coleta abrangente (que atinja mais de 90% da população), com frequência adequada (três ou mais vezes por semana); a limpeza pública que mantenha os logradouros em condições satisfatórias de uso; e, por fim, os resíduos depositados corretamente em um aterro sanitário (Andrade & Ferreira, 2011).

No entanto, o atual modelo de crescimento econômico gerou enormes desequilíbrios; se, por um lado, nunca houve tanta riqueza e fartura no mundo, por outro lado, a miséria, a degradação ambiental e a poluição aumentam dia a dia (França & Ruaro, 2009).

De acordo com dados fornecidos pelo Banco Mundial, os resíduos sólidos urbanos produzidos anualmente pelas cidades no mundo são estimados em 1,3 bilhão de toneladas e a quantidade gerada *per capita* quase duplicou na última década (Abramovay et al., 2013).

Segundo a pesquisa do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, realizada em 2012 pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, a geração de RSU no Brasil cresceu 1,3%, de 2011 para 2012, índice que foi superior à taxa de crescimento populacional urbano no país, que foi de 0,9% no mesmo período. Já a geração *per capita* de RSU foi de 383,2 kg habitante⁻¹ ano⁻¹ em 2012, equivalente a 1,05 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2012a).

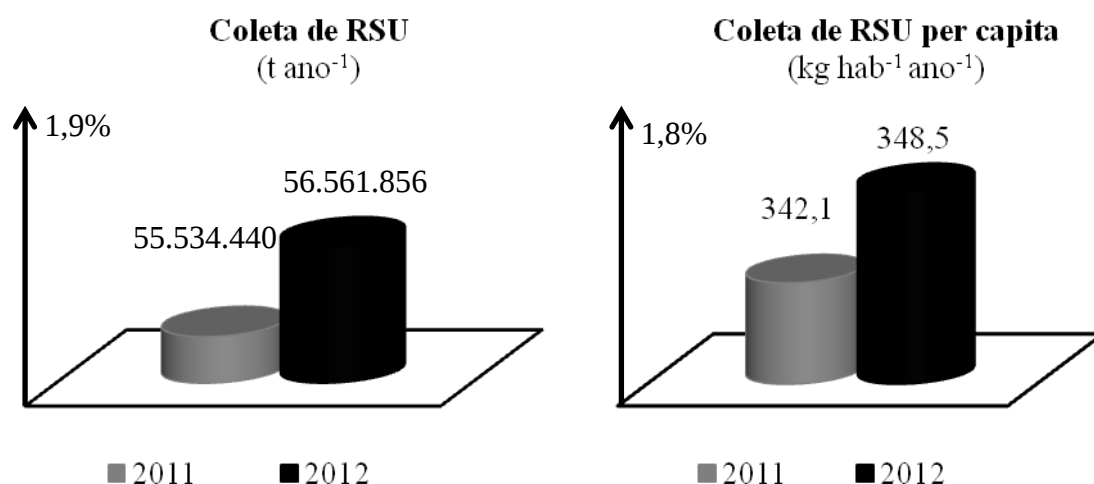
Os dados registrados para a geração total e *per capita* são apresentados na Figura 1 e, apesar de superar o índice de crescimento populacional, tiveram um declínio na sua intensidade quando comparados aos anos anteriores.



Fonte: Adaptado pelo pesquisador (ABRELPE, 2012a).

Figura 1. Quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil e produção *per capita*, entre os anos de 2011 e 2012.

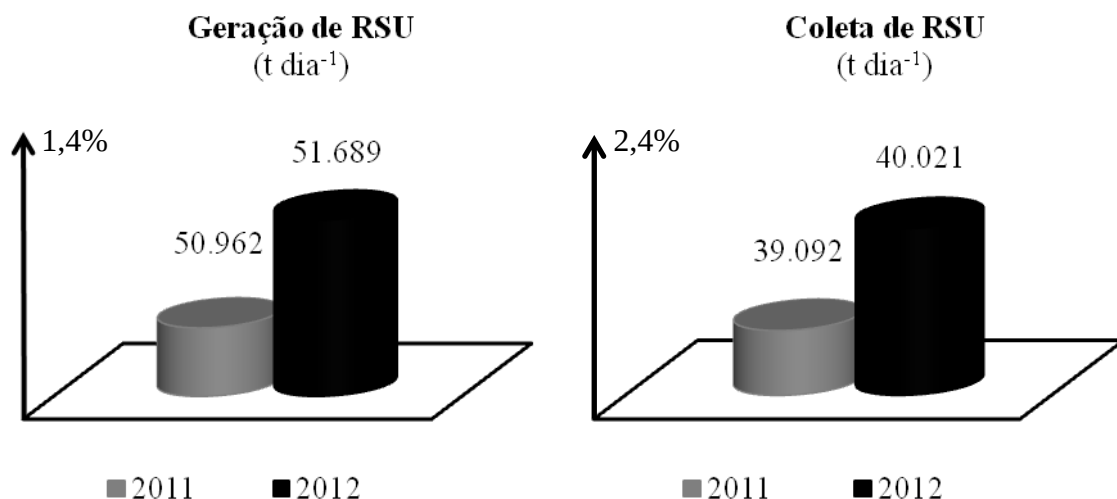
A Figura 2 mostra que houve um aumento de 1,9% na quantidade de RSU coletados em 2012 relativamente a 2011. A comparação deste índice com o crescimento da geração de RSU mostra uma discreta evolução na cobertura dos serviços de coleta de RSU, chegando a 90,17%, o que indica que o país caminha, ao menos, para universalizar esses serviços. A coleta *per capita* de RSU foi de 348,5 kg habitante⁻¹ ano⁻¹ em 2012, equivalente a 0,95 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2012a).



Fonte: Adaptado pelo pesquisador (ABRELPE, 2012a).

Figura 2. Quantidade de resíduos sólidos coletados no Brasil e coleta *per capita*, entre os anos de 2011 e 2012.

Ainda de acordo com a ABRELPE (2012a), no Nordeste, os 1.794 municípios dos nove estados da região geraram, em 2012, a quantidade de 51.689 t dia⁻¹ de RSU, das quais 77,43% foram coletadas. Os dados indicam aumento de 1,4% na geração de RSU e crescimento de 2,4% no total coletado em relação ao ano anterior (Figura 3).



Fonte: Adaptado pelo pesquisador (ABRELPE, 2012a).

Figura 3. Quantidade de resíduos sólidos gerados e coletados na região Nordeste, entre os anos de 2011 e 2012.

Com relação ao Estado do Rio Grande do Norte, a quantidade de RSU coletados no ano de 2010 foi de 2.290 toneladas dia⁻¹, tendo valor *per capita* de 0,929 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2010).

De acordo com a ABRELPE (2012b), no município de Natal, capital do Estado do Rio Grande do Norte, a quantidade de RSU coletados foi o equivalente a 777 toneladas dia⁻¹, correspondente ao valor *per capita* de 0,95 kg habitante⁻¹ dia⁻¹.

Já no segundo maior município do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, a quantidade de RSU coletados foi de 150 toneladas dia⁻¹, resultando em valor *per capita* de 0,62 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2012b).

O manejo adequado dos resíduos sólidos é uma importante estratégia de preservação do meio ambiente, assim como de promoção e proteção da saúde, visto que estes resíduos podem comprometer a qualidade do solo, da água e do ar, por serem fontes de compostos orgânicos voláteis, pesticidas, solventes e metais pesados, entre outros (Giusti, 2009).

Mesmo utilizando tecnologias apropriadas, o manejo de resíduos sólidos ainda enfrenta sérias limitações. A disposição no solo, mesmo que em aterros sanitários com captação de gases e efluentes esbarra no esgotamento de áreas físicas apropriadas para esse fim (Jacobi & Besen, 2011), principalmente nos grandes centros urbanos, implicando no deslocamento desses resíduos para longas distâncias, com os consequentes transtornos associados ao transporte (poluição, acidentes, etc). Além disso, deve ser considerado o potencial esgotamento dos serviços ecossistêmicos necessários para degradar todo o resíduo depositado (Holzman, 2012).

Outros impactos que podem ser causados pelos aterros de resíduos sólidos urbanos não projetados, instalados ou operados conforme as normas brasileiras são: a atração de catadores de lixo, que expõe o ser humano a uma condição desfavorável; a atração de animais, principalmente aves; o tráfego de caminhões com a consequente deterioração das pistas; a poluição visual e a poluição do ar ambiente (Giordano et al., 2011).

2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Nos termos da Lei Federal 12.305/10 (BRASIL, 2010), entende-se por destinação final ambientalmente adequada, a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA, do SNVS e do SUASA, entre elas a disposição final (distribuição ordenada de rejeitos em aterro), observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

De um modo geral, a decisão sobre o tipo de tratamento e destinação dos RSU a serem adotados depende de vários fatores: as características socioeconômicas e ambientais da região, a diretriz da gestão municipal, os tipos de materiais contidos no resíduo, o mercado potencial para os materiais extraídos do resíduo e os recursos financeiros disponíveis (SÃO PAULO, 2010).

2.2.1 Reciclagem

A reciclagem é um conjunto de técnicas que tem por finalidade aproveitar os resíduos, e reutilizá-los no ciclo de produção de que saíram. Este elemento está ligado a

uma ferramenta gerencial intitulada logística de fluxos de retorno, ou logística reversa, que recupera produtos, reintegrando-os aos ciclos produtivos e de negócios. Este é um instrumento de desenvolvimento econômico e social, caracterizado por ações destinadas a facilitar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos aos seus geradores, para que sejam tratados ou reaproveitados em novos produtos, na forma de novos insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, visando a não geração de rejeitos (Marchi, 2011).

O processo de reciclagem com finalidade financeira, por parte de quem reúne os resíduos, tanto catadores como sistema produtivo de forma organizada, contribuiu para que entidades e organizações criem programas incentivando ainda mais a retirada de partes do que se produz de resíduos. O uso de material reciclado, em substituição à matéria-prima virgem, diminui a extração dos recursos naturais e contribui para agregar valores ambientais e econômicos ao processo produtivo (França & Ruaro, 2009).

Os catadores de materiais recicláveis detêm posição fundamental na gestão de resíduos sólidos no Brasil, à medida que sua própria existência indica a dificuldade de incluir no gerenciamento desse sistema as atividades de catação, principalmente por problemas de escala de produção combinados a dificuldades logísticas. Esse grupo de trabalhadores vem realizando um trabalho de grande importância ambiental, contribuindo significativamente para o retorno de diferentes materiais para o ciclo produtivo; gerando economia de energia e de matéria-prima, e evitando que diversos materiais sejam destinados a aterros (Gouveia, 2012).

Iniciativas para a redução da quantidade de material descartado em aterros, como a coleta seletiva para posterior reciclagem, ainda caminham lentamente. Em 1989 identificou-se a existência de 58 municípios com programas de coleta seletiva de lixo no Brasil. Esse número cresceu para 451 municípios em 2000, e para 994 em 2008, em um universo de 5.564 municípios. Quatro setores industriais – alumínio, papel, plástico e vidro – possuem considerável participação nas atividades de reciclagem (IBGE, 2010).

A separação dos materiais recicláveis cumpre um papel estratégico na gestão integrada de resíduos sólidos sob vários aspectos: estimula o hábito da separação do lixo na fonte geradora para o seu aproveitamento, promove a educação ambiental voltada para a redução do consumo e do desperdício, gera trabalho e renda e melhora a qualidade da matéria orgânica para a compostagem (Ribeiro & Besen, 2007).

2.2.2 Compostagem

A compostagem surge como uma forma eficiente de se obter a biodegradação controlada dos resíduos de natureza orgânica (Pereira Neto, 2007), podendo ser definida como um processo controlado, caracterizado pela decomposição aeróbica da matéria orgânica através dos microrganismos (Inácio & Miller, 2009). Tal processo é feito em pátios especialmente preparados, sendo o material orgânico disposto em leiras (montes) que operam por reviramento ou por aeração forçada (Barros et al., 1995).

A decomposição da matéria orgânica depende do tempo e ainda de diversos fatores. À medida que o controle da compostagem aumenta, aumentará também a rapidez do processo. Todavia, essa influência não ocorre apenas no tempo de decomposição, mas também na maturação e qualidade do produto final. Entre os fatores, destacam-se principalmente aqueles relacionados à inibição e/ou desenvolvimento da atividade microbiana, tais como, a umidade, a temperatura, o pH, a relação C/N, a aeração e a granulometria (Pedrosa et al., 2013).

Embora seja uma forma correta, natural e simples de tratamento dos resíduos, a compostagem ainda é muito pouco aplicada no Brasil. Em 2008, a matéria orgânica representava metade do volume de resíduos sólidos coletados diariamente, ou 94.335 toneladas, mas apenas 1.509 ton. (1,6%) eram destinadas às unidades de compostagem (IBGE, 2010).

O reaproveitamento de matéria orgânica por este método é fundamental para a redução do volume de resíduos destinados ao aterro sanitário, sendo a melhor alternativa na gestão e transformação dos resíduos orgânicos, visto que atende não somente aos aspectos sanitários e a diminuição dos aterros, como também aos aspectos sociais, ambientais e econômicos (Kumiya et al., 2009).

2.2.3 Incineração

O processo de incineração utiliza a combustão controlada para degradar termicamente materiais residuais. Os equipamentos envolvidos na incineração garantem fornecimento de oxigênio, turbulência, tempo de residência e temperatura adequados e devem ser equipados com mecanismos de controle de poluição para a remoção dos produtos da combustão incompleta e das emissões de particulados, de SO_x e NO_x.

(Maroun, 2006). É um tipo de tratamento muito utilizado nos resíduos de serviços de saúde.

De acordo com Gouveia & Prado (2010), este processo apresenta a vantagem de diminuir o peso e o volume dos resíduos, consequentemente diminuindo os custos de logística e gerenciamento do lixo, além de prevenir o crescimento de bactérias patogênicas e a proliferação de vetores de doenças, usualmente presentes em resíduos orgânicos.

No entanto, são vários os impactos negativos da incineração que precisam ser considerados na discussão do seu uso. Entre outros se destacam: a liberação de gases tóxicos de combustão de resíduos e produção de elevado volume de cinzas tóxicas; a reiteração da exploração de matérias virgens para a geração de novos produtos de consumo, continuando assim a extração de recursos naturais e a geração dos impactos ambientais destes processos; a perda da oportunidade de se criar uma sociedade mais consciente, na qual prevaleça o consumo responsável e a diminuição do desperdício; e a omissão da oportunidade para o desenvolvimento social com a opção de criar emprego e possibilitar o desenvolvimento humano dos segmentos que hoje estão excluídos ou permanecem na pobreza (Gutberlet, 2011).

Gutberlet (2011) afirma ainda que a incineração não é uma solução adequada, pois inviabiliza a recuperação dos recursos, já que material queimado é material perdido, e perpetua o modo insustentável de extração, produção e consumo. Além disso, a incineração dificulta alguns processos como a implantação da verdadeira logística reversa, o compromisso com o consumo responsável e a corresponsabilidade dos geradores de resíduos, enfim, inibe a transformação da sociedade para um mundo sustentável.

2.2.4 Aterro comum

Os aterros comuns são caracterizados pela simples descarga de RSU sem qualquer tratamento, também denominados lixões, lixeiras, vazadouros e outros. Este método de disposição é o mais prejudicial ao homem e ao meio ambiente (Lima, 2004).

Além dos problemas ambientais causados pelos lixões, como a contaminação do ar por emissões da degradação da matéria orgânica e a contaminação dos lençóis freáticos e corpos d'água próximos, por não haver qualquer tipo de impermeabilização do solo, a questão social também é um fator preocupante. A existência de famílias catadoras de

lixo nesses lugares, que tentam triar materiais para vender e obter alguma renda, é um problema social e de saúde pública, pois elas entram em contato com contaminantes e muitas vezes se expõem a condições de sobrevivência desumanas (CEPEA, 2004).

Os aterros comuns (lixões) constituíram, em 2012, o destino final dos resíduos sólidos em 28,4% dos municípios brasileiros, com mais da metade do número de municípios pertencentes à região Nordeste. Tal situação se configura como um cenário de destinação reconhecidamente inadequado, que exige soluções urgente e estrutural para o setor. Contudo, independente das soluções e/ou combinações de soluções a serem pactuadas, isso certamente irá requerer mudanças social, econômica e cultural da sociedade (ABRELPE, 2012a).

2.2.5 Aterro controlado

O aterro controlado é uma forma de disposição criada com vistas à diminuição dos efeitos adversos do lançamento do lixo a céu aberto. Instalação destinada à disposição de resíduos sólidos urbanos cuja técnica consiste em confinar adequadamente os resíduos sólidos urbanos sem poluir o ambiente externo, porém, sem a promoção da coleta e o tratamento dos efluentes líquidos e gasosos produzidos. Normalmente, é descrito como uma célula de um lixão no qual se adotaram tentativas de remediação. Esta célula é preparada para receber os resíduos com sistema de impermeabilização adequada e é operada de forma a reduzir os impactos negativos, com a adoção de providências com a cobertura diária da pilha de lixo com terra ou outro material disponível como forração entre o lixão e o aterro sanitário (IPT/CEMPRE, 2000).

A disposição dos resíduos sólidos em aterro controlado é preferível ao lixão, porém apresenta qualidade bastante inferior ao aterro sanitário (FEAM, 2006). Devido à ausência da coleta dos líquidos percolados, o ideal é que um aterro controlado seja implementado em áreas com lençol freático profundos (mais de três metros do fundo do aterro) ficando o chorume retido nas camadas internas do terreno. Deve-se fazer uma camada superficial provisória de material argiloso e uma camada impermeabilizante superior quando o aterro atingir sua cota máxima de operação (Monteiro et al., 2001).

2.2.6 Aterro sanitário

Aterro sanitário é a deposição controlada de resíduos sólidos no solo e sua posterior cobertura diária. Uma vez depositados, os resíduos sólidos se degradam naturalmente por via biológica até a mineração da matéria biodegradável, em condição fundamentalmente anaeróbia. O custo para efetivação desses aterros sanitários é bastante elevado, mas o custo ambiental e social que a deposição de resíduos em lixões a céu aberto provoca é muito mais grave (França & Ruaro, 2009).

Segundo Mancini et al. (2012), o aterro sanitário é considerado a única forma adequada de destinação final dos resíduos sólidos urbanos, pois é provido de impermeabilização do terreno, drenos de chorume, de gases e de águas da chuva, além de cobertura periódica de terra até atingir a altura final de compactação do lixo.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2014).

Figura 4. Ilustração do aterro sanitário do município de Mossoró-RN.

A seleção de áreas para implantação de aterros sanitários é uma das principais dificuldades enfrentadas pelos municípios, principalmente porque uma área, para ser considerada adequada, deve reunir um grande conjunto de condições técnicas, econômicas e ambientais, que demandam o conhecimento de um grande volume de dados e informações, normalmente indisponíveis para as administrações municipais (Hempe & Noguera, 2012).

A Tabela 1 destaca os números relacionados à destinação final dos resíduos coletados no país, cuja pesquisa realizada pela ABRELPE (2012a) revelou que 58% seguiram para aterros sanitários em 2012, praticamente sem alteração do cenário registrado no ano anterior. Nesse sentido, é importante ressaltar que os 42% restantes correspondem a 76 mil toneladas diárias, que são encaminhadas para aterros comuns ou aterros controlados, favorecendo a contaminação ambiental devido à inexistência de dispositivos de coleta e tratamento do resíduo líquido (percolado) e gasoso (metano), bem como de impermeabilização da área diretamente afetada.

Tabela 1. Destinação final dos RSU coletados no Brasil durante os anos de 2011 e 2012

Ano	Destinação Final de RSU (t dia ⁻¹)					
	Aterro sanitário		Aterro controlado		Aterro comum	
	t dia ⁻¹	%	t dia ⁻¹	%	t dia ⁻¹	%
2011	103.335	58,1	43.032	24,2	31.628	17,7
2012	105.111	58,0	43.881	24,2	32.296	17,8

Fonte: Adaptado pelo pesquisador (ABRELPE, 2012a).

Na região Nordeste, a comparação entre os dados relativos à destinação adequada de RSU não apresentou evolução de 2011 para 2012. De acordo com a Tabela 2, apenas 35% dos resíduos coletados na região são destinados para aterros sanitários, enquanto que cerca de 65% (correspondentes a 25.860 toneladas diárias) ainda são destinados para aterros comuns e aterros controlados (ABRELPE, 2012a).

Tabela 2. Destinação final dos RSU coletados na região Nordeste durante os anos de 2011 e 2012

Ano	Destinação Final de RSU na Região Nordeste (t dia ⁻¹)					
	Aterro sanitário		Aterro controlado		Aterro comum	
	t dia ⁻¹	%	t dia ⁻¹	%	t dia ⁻¹	%
2011	13.783	35,3	12.907	33,0	12.402	31,7
2012	14.161	35,4	13.221	33,0	12.639	31,6

Fonte: Adaptado pelo pesquisador (ABRELPE, 2012a).

Já com relação ao município de Mossoró-RN, de acordo com informações da SANEPAV Saneamento Ambiental LTDA (2012), empresa responsável pela limpeza urbana, saneamento e gerenciamento de resíduos no município, a quantidade de RSU dispostos no aterro sanitário municipal é cerca de 150 t dia⁻¹.

2.3 PERCOLADO DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO

A disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é uma prática adotada no território brasileiro, em função dos custos reduzidos e da disponibilidade de áreas para sua implantação (França & Ruaro, 2009; Castilhos Junior et al., 2010). No entanto, somente o aterramento não resolve o problema dos RSU, já que, com a degradação do material orgânico presente no mesmo, há a geração de um líquido escuro, altamente poluidor e de alta carga orgânica e inorgânica, comumente denominado de chorume. Em razão da infiltração de água, geralmente da chuva, no material acondicionado no aterro, há a mistura destas águas com o chorume produzido, gerando o que se denomina “percolado” (Gutierrez et al., 2010). A falta de tratamento ou o tratamento inadequado deste percolado pode ocasionar graves impactos ambientais, como a poluição do solo e de águas superficiais e subterrâneas.

O tratamento de percolados, oriundos do processo de degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos dispostos no solo de forma desordenada ou em aterros sanitários, atualmente, é um dos problemas enfrentados pela área do saneamento (Campos et al., 2010; Dacanal & Beal, 2010).

No Brasil, quando o tratamento do percolado é realizado *in situ*, frequentemente se utilizam lagoas de estabilização, sistemas que requerem grandes áreas, muitas vezes pouco disponíveis em grandes centros urbanos. Além disso, a eficiência relativamente baixa do sistema convencional de tratamento (lagoas anaeróbias seguidas de facultativas) tem levado técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas técnicas que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental (Carvalho et al., 2006).

A recirculação mostra-se promissora, como método de tratamento do percolado, somente se a aplicação for feita em células de RSU com idade superior a 3 anos. Em aterros sanitários recém-instalados, torna-se necessária a disponibilidade de áreas de “sacrifício” para receber o percolado até que o aterro disponha de células contendo RSU maduros (Silva et al., 2011).

Carvalho et al. (2006), procedendo à recirculação de percolado em colunas de RSU de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil em sua base, concluíram que, quando a recirculação de percolado foi feita em colunas formadas por RSU maduro (3 anos) e velho (13 anos), houve grande remoção

de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS) e nitrogênio total dessa água residuária.

O percolato proveniente de aterros sanitários apresenta alta variabilidade composicional, destacando-se a presença de nutrientes importantes para a agricultura, como o nitrogênio, fósforo, potássio, alguns micronutrientes, além de matéria orgânica, atribuindo-lhe elevado potencial para aproveitamento agrícola, notadamente no que se refere à fertirrigação em culturas agrícolas; entretanto, o sódio e outros poluentes podem ser fatores limitantes para este aproveitamento (Matos et al., 2008; Silva et al., 2011).

De acordo com Erthal et al. (2010), a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta, quando feita sem critérios agronômicos e ambientais, pode causar problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, e toxicidade às plantas; por outro lado, se bem planejada, esta aplicação pode trazer benefícios, tais como fornecimento de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor.

2.4 REUSO PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA

Um método sustentável para disposição do percolato de RSU é utilizá-lo como fonte de nutrientes e água para o solo, aplicando-o na forma de fertirrigação para as culturas produtoras de biomassa, utilizando-se ainda em conjunto, práticas de manejo agronomicamente adequadas para resolver os problemas de qualidade (Matos et al., 2008)

A produção de biomassa na superfície das células de aterros sanitários, a partir da aplicação de percolato de RSU como fonte de água e nutrientes na produção de gramíneas, tornou-se uma alternativa viável para o semiárido, pois minimiza os efeitos erosivos no topo e nos taludes das células dos aterros, possibilitando a geração de matéria prima para fins energéticos, substituindo a madeira retirada do Bioma Caatinga. Além disso, minimiza ainda os impactos ambientais negativos do percolato de RSU no sistema solo-planta-atmosfera (Coelho, 2013).

Uma das formas de se manter o aproveitamento dos resíduos constituintes da biomassa vegetal é por meio do processo de briquetagem (formação de briquetes), onde resíduos lignocelulósicos, como serragem maravalha, casca de arroz, palha de milho, sabugo, bagaço de cana-de-açúcar, entre outros, são compactados, possibilitando o seu

aproveitamento como matéria-prima na substituição da lenha e carvão por um produto equivalente (Schütz et al., 2010; Ramos e Paula et al., 2011).

Estudos da Embrapa mencionados por Rocha et al. (2009), revelam que os briquetes feitos de capim liberam 34 % mais calor que os pedaços de madeira cozidos, durante a queima em caldeira, isto porque o baixo teor de umidade do briquete de capim, cerca de 20 % menos que a madeira e outros materiais, faz com que a temperatura se eleve mais rapidamente do que a queima direta da madeira ou de outros materiais, tornando assim, o briquete de capim uma das melhores alternativas de biomassa para queima em alto-forno. O capim elefante utilizado para essa finalidade, pode ser cultivado diferentemente de quando a finalidade é para alimentação de animais, já que não se necessita de grande valor nutritivo.

Quesada et al. (2004) destaca que, a produção de material energético alternativo através de biomassa vegetal representa ainda hoje um desafio para a ciência, bem como para os países de um modo geral, principalmente os que estão em desenvolvimento, já que os combustíveis e seus derivados são fontes finitas de energia, além de contribuírem para o efeito estufa.

Diminuir a dependência de combustíveis fósseis e não renováveis e buscar soluções ambientalmente corretas, como a utilização da biomassa como fonte de energia, não apenas reduzirá os impactos globais pela queima de combustíveis fósseis como também contribuirá com a matriz energética dos países (Moretto et al., 2010).

2.5 DESEMPENHO HIDRÁULICO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO OPERANDO COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A utilização de águas residuárias na agricultura é uma opção favorável do ponto de vista ambiental já que contribui para diminuição da captação e consequentemente redução nas vazões de lançamento de efluentes, além de possibilitar a substituição parcial de fertilizantes químicos em razão do fornecimento de nutrientes. É também uma forma de se tentar amenizar o problema de escassez de recursos hídricos na região semiárida e o elevado custo na construção de novos sistemas de abastecimento (Matos et al., 2013).

A avaliação do desempenho de um sistema de irrigação é etapa fundamental antes que qualquer estratégia de manejo de irrigação seja implementada, porque é com base

nesses resultados que será possível avaliar e adequar o equipamento e sua utilização, em relação aos requerimentos de água dos cultivos utilizados (Bernardo et al., 2008).

2.5.1 Efeitos na vazão dos gotejadores

Um dos grandes problemas associado à utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação localizada consiste na modificação da vazão pelo entupimento parcial ou total dos gotejadores (Cunha et al., 2006).

Batista et al. (2007) em estudo realizado com água residuária bruta e água residuária filtrada da despolpa dos frutos do cafeeiro observaram que, após 108 horas de operação do sistema, a vazão média das unidades de fertirrigação que aplicaram água residuária filtrada decresceu em média 66,7%. Já a redução da vazão no sistema que aplicou água residuária bruta ocorreu mais rapidamente, com 36 horas de funcionamento do sistema a vazão foi reduzida em 94,5%.

Dehghanisani et al. (2005) notaram redução de até 25% na vazão inicial de gotejadores operando com água superficial eutrofizada, após 200 h de operação do sistema. No trabalho realizado por Batista et al., (2010) com esgoto doméstico terciário constatou-se redução de 5% na vazão inicial dos gotejadores após 120 horas de operação do conjunto de irrigação em campo.

Batista et al. (2011b) constataram reduções de 62, 22 e 61% na vazão dos gotejadores dos conjuntos de irrigação operando com esgotos domésticos preliminar, secundário e terciário, respectivamente.

Capra & Scicolone (1998) sugerem a seguinte classificação para o coeficiente de redução da vazão relativa (RQR) o qual expressa o grau de entupimento do gotejador: alto (maior que 79%), médio (entre 61 a 79%) e baixo (menor que 61%).

Já o coeficiente de vazão relativa (QR), obtido dividindo-se a vazão estudada em determinado instante pela vazão inicial do emissor, é classificado conforme adaptação de Capra & Scicolone (1998) em alto (maior que 0,39), médio (entre 0,21 e 0,39) e baixo (menor que 0,21). Trabalhando com água residuária doméstica tratada Oliver et al. (2014) obtiveram reduções nos valores de coeficiente de vazão relativa média de até 53%, após 3600 h de operação dos sistemas de irrigação por gotejamento.

2.5.2 Efeitos na uniformidade de aplicação

Um importante impacto negativo do entupimento de gotejadores consiste na aplicação desuniforme das águas residuárias pelos sistemas de irrigação por gotejamento. A avaliação da uniformidade de aplicação é uma atividade imprescindível para obter o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento (Cunha et al., 2008).

Baumgartner et al. (2007) obtiveram, ao utilizarem efluente de uma lagoa de estabilização de dejetos suíno na irrigação da alface por gotejamento, um coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) de 74,05%, após 200 horas de funcionamento, ressaltando um grande potencial de entupimento deste efluente. Conforme Mantovani & Ramos (1994), quanto maior o valor do CUC, menor é a lâmina de irrigação necessária para alcançar a produtividade máxima e, de acordo com Bernardo et al. (2008), o limite mínimo de CUC aceitável para irrigação por gotejamento é de 80%.

Variações significativas de decréscimo do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) em relação ao tempo de avaliação do sistema de irrigação localizada foram observadas por Batista et al. (2010). Nesse estudo avaliou-se a influência da aplicação de esgoto doméstico tratado via gotejamento durante 120 h de operação, obtendo-se reduções nos valores do CUD da ordem de 11%. Os referidos autores atribuem a redução do CUD ao entupimento parcial ou total dos gotejadores ocasionado pela formação de bioincrustação, resultante da interação entre colônias de bactérias e algas.

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

Os valores dos coeficientes CUC, CUD e CVQ obtidos para sistemas de irrigação por gotejamento podem ser classificados. Merriam & Keller (1978) apresentaram o seguinte critério geral para interpretação dos valores de CUC e CUD: maior que 90%, excelente; entre 80 e 90%, bom; 70 e 80%, regular, e menor que 70%, ruim. A norma ASAE EP 405 (ASABE, 2008) sugere a seguinte classificação para os valores do CVQ: menor que 10%, bom; entre 10 e 20%, razoável; e maior que 20%, inaceitável.

De acordo com Bralts et al. (1987), outro coeficiente utilizado para expressar a uniformidade de aplicação de água em um sistema de irrigação localizada é a

uniformidade estatística (Us). O conceito de uniformidade estatística (Us) é baseado no coeficiente de variação (CVQ) das vazões dos emissores, que por sua vez é obtido a partir das estimativas da média e do desvio padrão.

Souza & Astoni (2012) constataram redução no coeficiente estatístico de uniformidade (Us) de 54, 24 e 59%, respectivamente, para os sistemas de irrigação operando com esgoto sanitário submetido a três níveis de tratamento (preliminar, secundário e terciário), após 500 horas de operação do sistema.

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

2.5.3 Agentes ocasionadores de obstrução

Os sistemas de irrigação localizada são recomendados para aplicação de águas residuárias por causa da elevada eficiência de aplicação do efluente e do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo (Souza et al., 2011). No entanto, os sistemas de irrigação por gotejamento possuem emissores que apresentam alta suscetibilidade ao entupimento (Duran-Ros et al., 2009; Liu & Huang, 2009). A formação de bioincrustação nos gotejadores e nas linhas laterais de sistemas de irrigação por gotejamento é o principal problema quando da aplicação de águas residuárias (Dazhuang et al., 2009; Duran-Ros et al., 2009; Liu & Huang, 2009).

O entupimento de emissores por causa física está principalmente relacionado com a quantidade de sedimentos (partículas orgânicas e inorgânicas) que está presente em suspensão na água de irrigação ou que é succionada pelo conjunto motobomba. Partículas de PVC e fitas de polietileno utilizadas para vedação de rosca em tubos, bem como restos de corpos de pequenos insetos, principalmente formigas e aranhas, estão comumente associados à ocorrência deste tipo de entupimento (Coelho et al., 2007).

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

A Tabela 3 relaciona as características física, químicas e biológica das águas residuárias com o risco de obstrução de gotejadores.

Tabela 3. Características física, químicas e biológica das águas residuárias que representam risco de obstrução de gotejadores

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

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

O entupimento de origem química está relacionado à formação de precipitados que resultam de reações dos íons catiônicos cálcio, magnésio e ferro com os íons aniônicos sulfatos, fosfatos, silicatos e hidróxidos (Nakayama et al., 2006). Os principais constituintes químicos associados com problemas de entupimento estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Principais constituintes químicos associados com problemas de entupimento

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

Fonte: Nakayama et al. (2006).

A precipitação química por íons contidos na água de irrigação, especialmente os carbonatos de cálcio e/ou de magnésio, são bastante comuns em regiões áridas e semiáridas (Mélo et al., 2008).

O problema relacionado à presença de magnésio nas águas de irrigação está vinculado a altas concentrações de sais, pois promovem a precipitação de carbonatos de magnésio e cálcio causadores de incrustações em tubulações e emissores em sistemas localizados (Mantovani et al., 2006).

Mélo et al. (2008) afirmam que o entupimento de origem química em emissores se relaciona principalmente à passagem de determinados elementos químicos da forma natural, em que se encontram solúveis na água, para um novo estado de oxidação/redução, de menor solubilidade, com formação de precipitados. O ferro, enxofre e manganês são os principais elementos químicos incluídos nesse processo. Ribeiro et al. (2005) afirmam que teores de ferro entre a faixa 0,2 e 1,5 mg L⁻¹, pode causar risco de entupimento.

O entupimento biológico de gotejadores torna-se comum em condições semiáridas. Nessas regiões, uma combinação de fatores favorece o desenvolvimento de algas e bactérias nas águas utilizadas em irrigação localizada, como: predominância de temperatura na faixa ótima para o desenvolvimento microbiano; uso frequente da prática de fertirrigação; uso frequente de águas de reservatórios e canais; lançamento de esgotos em rios que são utilizados como fonte hídrica, entre outros (Batista et al., 2010).

Busato & Soares (2010) identificaram ferrobactérias dos gêneros *Gallionella* e *Leptothrix* nos tubogotejadores aplicando água de baixa qualidade química e biológica. A atividade biológica destas bactérias conduz a formação de hidróxidos férricos insolúveis, dos quais, parte é englobada na membrana celular da bactéria e parte precipita no meio envolvente, sob a forma de glóbulos. Este processo leva à formação de uma massa gelatinosa vermelho-acastanhada, viscosa, com aspecto ferruginoso. É essa mucilagem que se adere à tubulação, conduzindo, conseqüentemente, à diminuição da vazão dos emissores.

Batista et al. (2009) observaram a formação de bioincrustação resultante da interação entre mucilagens bacterianas e algas. As bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter* formaram um muco microbiano, no qual se aderiram partículas, principalmente de origem orgânica, representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos grupos Cyanophyta

(gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*).

Puig-Bargués et al. (2005) observaram, avaliando a performance hidráulica de gotejadores utilizando dois tipos de efluentes tratados, lodo ativado e filtro de areia seguido de luz ultravioleta e cloração, a redução da uniformidade de aplicação de água no efluente tratado com lodo ativado e atribuíram a origem biológica como as principais causas do entupimento dos emissores.

2.6 MEDIDAS MITIGADORAS DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES

Para a minimização do entupimento de gotejadores que aplicam águas residuárias são recomendadas diversas técnicas. Entre as práticas mais utilizadas estão o aumento da pressão de serviço (Silva et al., 2013), a aplicação de ar comprimido (Cararo & Botrel, 2007) e a limpeza das linhas laterais (Teixeira et al., 2010).

O conjunto de medidas adotadas visando reduzir ou evitar o entupimento de emissores irá variar em função da fonte causadora do entupimento. A avaliação sistemática do sistema de irrigação e o monitoramento da qualidade da água são essenciais para preveni-lo (Teixeira et al., 2008).

2.6.1 Efeito do aumento da pressão de serviço

O aumento na magnitude da pressão de serviço interfere positivamente na redução do processo de entupimento de gotejadores devido a maior energia dinâmica no regime de escoamento, dificultando a deposição de sedimentos, bem como a formação de muco microbiano no interior dos gotejadores e das linhas laterais (Lesikar et al., 2004).

Faria et al. (2002) avaliaram o efeito da elevação da pressão de serviço na rede hidráulica de um sistema de irrigação por gotejamento, quando ocorre redução na vazão por entupimento de gotejadores. Os resultados evidenciaram que a redução na vazão dos gotejadores proporcionou aumento considerável na pressão da tubulação de distribuição de água, particularmente na condição de 50% de entupimento; 80% do comprimento da malha hidráulica apresentou pressão superior à da classe de pressão da tubulação.

Lesikar et al. (2004) utilizaram sistemas de irrigação por gotejamento para aplicação de esgoto doméstico tratado e filtrado em filtro de tela de 74 μm . Constataram nos sistemas de irrigação operando com pressões de serviço de 58 e 78 kPa que 2 e 30%,

respectivamente, dos gotejadores avaliados apresentaram entupimento total. Entretanto, no sistema de irrigação que operou com pressão de serviço de 296 kPa nenhum gotejador foi completamente entupido.

Silva et al. (2013) trabalhando com água residuária gerada no processamento da castanha do caju, observaram que as unidades de irrigação que funcionaram na pressão de serviço de 70 kPa apresentaram maior nível de entupimento de gotejadores, em relação àquelas com as pressões de serviço de 140, 210 e 280 kPa, em função da menor velocidade de escoamento de efluente no interior dos emissores.

2.6.2 Efeito da aplicação de ar comprimido

Um processo alternativo de prevenção do entupimento é o uso de ar comprimido, o qual é um processo físico que possibilita a secagem dos emissores e como ação mecânica, retira partículas em suspensão e/ou partes da biomassa de agentes biológicos presentes próximos aos gotejadores. A secagem dos emissores é importante, pois a água é um elemento essencial à sobrevivência e ao crescimento microbológico (Cararo & Botrel, 2007).

Tais autores constataram, ainda, que a utilização de ar comprimido, a uma pressão relativamente baixa de 1,96 kPa, não se mostrou eficiente na minimização do entupimento de gotejadores.

Keller & Bliesner (1990) indicaram a pressão de ar de 490 a 980 kPa no início das linhas de irrigação, com a finalidade de expulsar a mucilagem depositada ao longo da tubulação. Para isto, o sistema deveria suportar tal pressão e, além disso, poderiam ocorrer deformações na tubulação ou nos próprios emissores, causando excessos de vazão nestes.

A aplicação de ar comprimido tem como vantagem a não geração de resíduos químicos, diminuindo assim os riscos de contaminação do produtor ou consumidor dos alimentos produzidos. No entanto, mais estudos são necessários a respeito da pressão de ar a ser utilizada (Cararo, 2004).

2.6.3 Efeito da limpeza das linhas laterais

A lavagem de sistemas de irrigação localizada torna-se necessária para remover partículas que se acumulam nas linhas laterais, evitando o aumento do tamanho e da

quantidade de partículas suscetíveis de causar problemas de entupimento (Nakayama et al., 2006).

Os sistemas de filtragem não possibilitam a remoção de todos os materiais em suspensão da água. Devido ao elevado custo de remoção de partículas menores, os filtros agrícolas são, normalmente, concebidos para remover apenas partículas maiores que cerca de 10% do diâmetro do orifício do emissor. Embora algumas sejam suficientemente pequenas para serem descarregadas através dos emissores, elas podem causar problemas de entupimento quando presentes em grandes quantidades (Nakayama et al., 2006).

As pequenas partículas são leves o suficiente para serem suspensas e transportadas pelo fluxo de água quando a velocidade é alta; entretanto, a velocidade da água em um sistema de irrigação localizada diminui, assim que a água é descarregada ao longo do comprimento da tubulação, principalmente nas linhas laterais. No final da linha lateral, o fluxo da água é reduzido para a taxa de vazão dos últimos emissores. Muitos fragmentos são acumulados neste ponto porque a velocidade não é suficiente para carregá-los e, como resultado, as pequenas partículas se assentam no fundo das tubulações, sendo esta a causa pela qual a obstrução dos emissores normalmente ocorre no fim das linhas laterais (Smajstrla & Boman, 1999). A abertura do final dessas linhas, ao início dos eventos de irrigação, é uma prática que pode ser adotada para redução desse tipo de problema (Batista et al., 2010).

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

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Este trabalho foi realizado de 27 de novembro de 2013 a 06 de janeiro de 2014, na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), ocupando uma área de 793,13 m² na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró-RN (5° 12' 27" S, 37° 19' 21" O e altitude de 18 m), como ilustrado na Figura 5.



Fonte: GOOGLE EARTH (2014)

Figura 5. Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) na UFERSA, em Mossoró-RN.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima no município de Mossoró-RN é do tipo BSw^h (clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono), com precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; temperatura média de 27 °C e umidade relativa do ar média de 68,9% (Carmo Filho & Oliveira, 1995).

Os valores diários da temperatura do ar, da temperatura do efluente e da precipitação pluviométrica, ocorridos durante o período experimental estão apresentados na Figura 6.

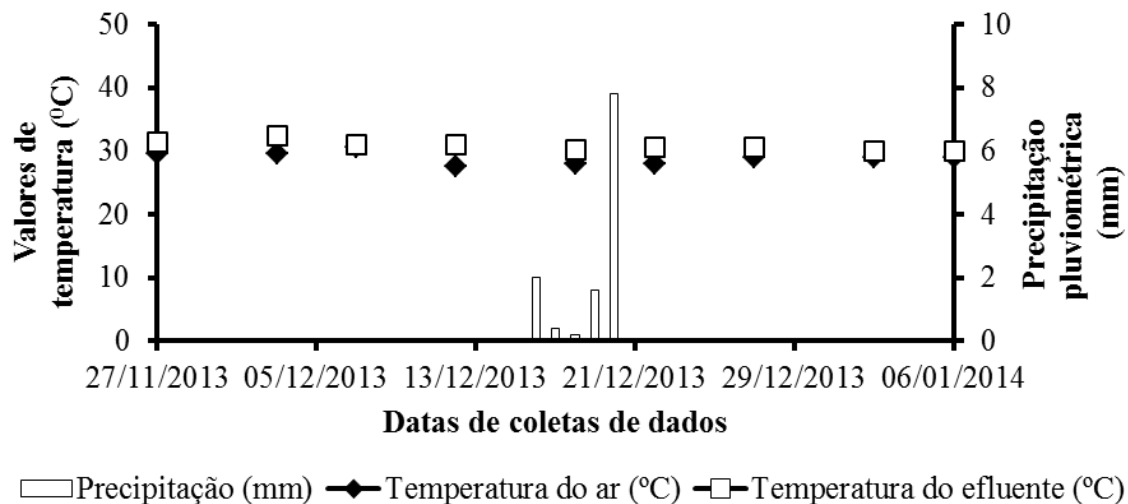


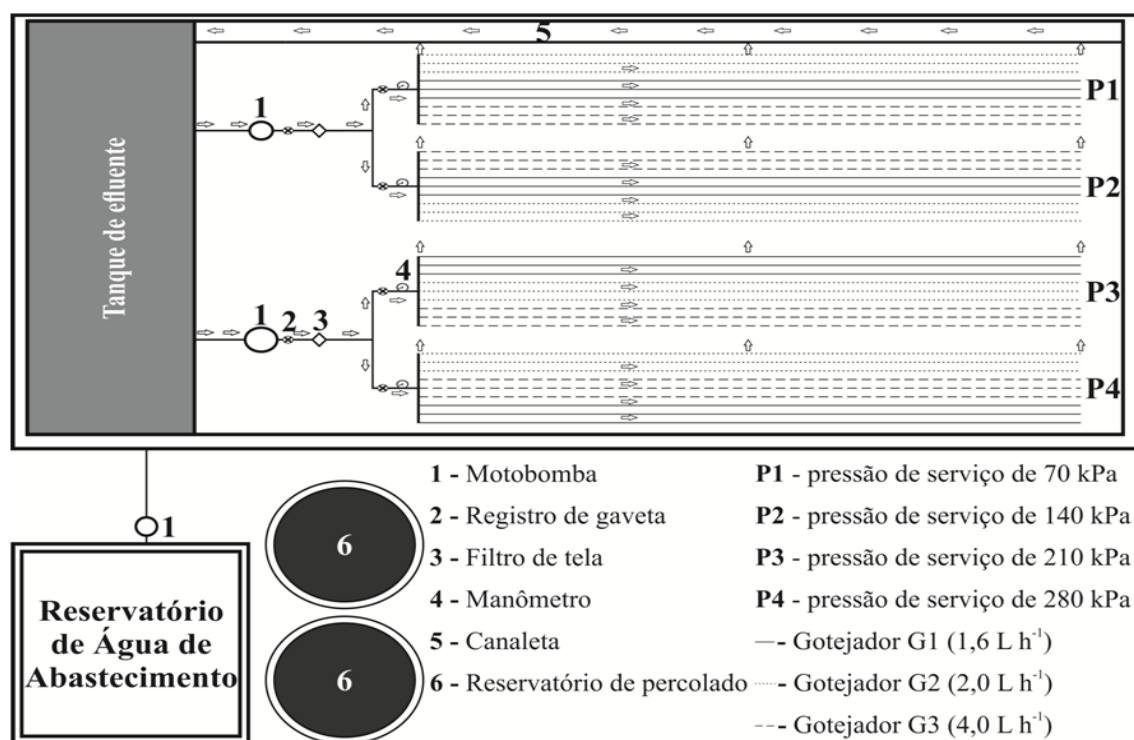
Figura 6. Valores diários da temperatura do ar, da temperatura do efluente e da precipitação pluviométrica, ocorridos durante o período experimental.

3.2 MONTAGEM DA BANCADA EXPERIMENTAL

A condução dos ensaios ocorreu em uma bancada experimental de alvenaria, composta por uma plataforma nas dimensões de dois metros de largura por oito metros de comprimento, tendo área superficial de 16 m², dotada de piso impermeabilizado, com declividade transversal de 1%. Para recircular o efluente aplicado pelos gotejadores, uma canaleta foi construída ao longo da lateral mais baixa da bancada. Um reservatório de 5 m³ foi construído à jusante da bancada experimental composta ainda por quatro unidades de irrigação por gotejamento, duas bombas centrífugas (sendo uma de 0,5 cv e a outra de 1,0 cv) acionadas, simultaneamente, e dois filtros de tela com aberturas de 130 µm (Figura A1).

Cada unidade de irrigação possuía um manômetro analógico de glicerina da marca GE CI2.5, graduado de 0 a 400 kPa; um registro de gaveta para controle das pressões de serviço (70, 140, 210 e 280 kPa) e uma linha de derivação de PVC com diâmetro nominal de 32 mm, onde foram inseridos nove conectores para junção de nove linhas laterais de polietileno de 8 m de comprimento.

Nas unidades de irrigação foram ensaiados três tipos de gotejadores. Para cada tipo de gotejador foram instaladas, na linha de derivação, três linhas laterais, totalizando 36 linhas laterais. Um esquema da bancada experimental é ilustrado na Figura 7.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2014).

Figura 7. Esquema da bancada apresentando os reservatórios de efluente e da água de abastecimento, plataforma em alvenaria e unidades de irrigação por gotejamento.

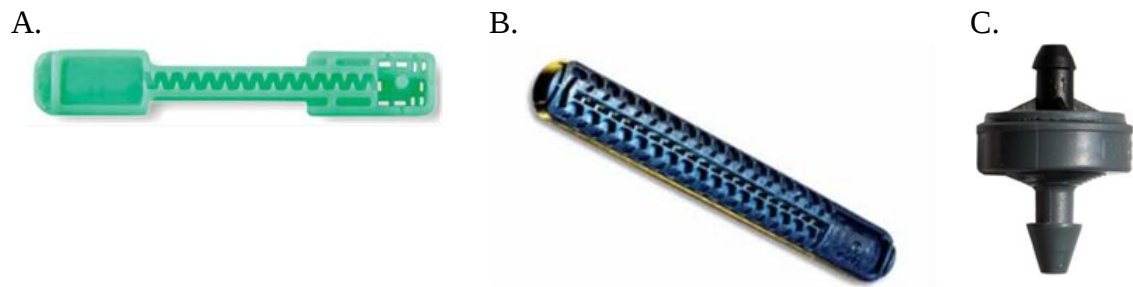
Os três tipos de gotejadores avaliados, de acordo com os fabricantes, foram selecionados com base na sua menor suscetibilidade ao entupimento e por serem muito comercializados no mercado nacional. Suas características foram obtidas de catálogos técnicos fornecidos pelos fabricantes e medidas com o auxílio de paquímetro, conforme apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Gotejadores (G) utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensation (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CV_f), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE)

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

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

Os gotejadores são dotados de labirintos tortuosos com saliências que provocam um regime de escoamento turbulento que ameniza a sedimentação de partículas em seu interior. Na Figura 8 estão ilustrados os modelos de gotejadores utilizados no experimento.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2014).

Figura 8. Ilustração dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C) utilizados na aplicação do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.

3.3 TRANSPORTE DO PERCOLADO UTILIZADO NO EXPERIMENTO

No decorrer do período experimental foram realizadas cinco coletas do percolado no Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, gerenciado pela empresa SANEPAV, situado às margens da BR-110 sentido Mossoró - Areia Branca. Na Figura 9 está apresentada a localização do aterro sanitário de Mossoró.



Fonte: GOOGLE EARTH (2014).

Figura 9. Imagem de satélite do aterro sanitário do município de Mossoró-RN.

O percolato proveniente das células do aterro encontrava-se armazenado no reservatório da estação de bombeamento de percolato do aterro sanitário de Mossoró-RN (Figura 10A), sendo as coletas realizadas por meio de dois motores de partida de 1 cv, o qual recalrava o percolato do tanque para uma caixa impermeabilizada de fibra de vidro (Figura 10B) com capacidade para 1000 L, sendo encaminhado, posteriormente, para o local do experimento na UERA/UFERSA, onde era depositado em dois reservatórios de polietileno com capacidade para 555 L cada, conforme apresentado na Figura 10C. Este procedimento foi repetido, semanalmente, para reposição das perdas de água por evaporação, o que aumentou a concentração dos agentes físico-químicos presentes no percolato diluído em água de abastecimento.

A coleta e o transporte do percolato eram realizados pela empresa SANEPAV Saneamento Ambiental Ltda., responsável pelo saneamento, limpeza urbana e gerenciamento de resíduos do município de Mossoró-RN. A sede da empresa está localizada na Rua Almeida Rio Negro, nº 161, em Barueri, São Paulo.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2014).

Figura 10. Ilustração da coleta do percolato armazenado em reservatório da estação de bombeamento (A) e posterior transporte, em caixa impermeabilizada (B), do aterro sanitário até o reservatório (C) localizado na UERA/UFERSA.

3.4 CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO E DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO

Durante o período experimental o percolato de aterro sanitário foi diluído em água de abastecimento, na proporção de 1:3 (uma parte de percolato de aterro sanitário para três partes de água de abastecimento), no reservatório localizado à jusante da bancada, para ser aplicado nas quatro unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço de

70, 140, 210 e 280 kPa. A água de abastecimento foi oriunda da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), a qual foi armazenada em um reservatório de concreto, tendo capacidade armazenadora para 10 m³.

Amostras do percolado de aterro sanitário e da água da rede de abastecimento foram coletadas a cada 20 h de operação do sistema, durante o período de aplicação do efluente de 160 h, sendo posteriormente identificadas e conservadas em caixas isotérmicas com gelo à 4,0 °C. Em seguida, essas amostras foram encaminhadas para laboratórios específicos com a finalidade de se realizar análises físico-químicas e microbiológica, seguindo os critérios do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012).

Os resultados das características físico-químicas e microbiológica, das amostragens da água da rede de abastecimento e do percolado, estão apresentados nas Tabelas 6 e 7, respectivamente.

Tabela 6. Características físico-químicas e microbiológica da água de abastecimento, ao longo do período de operação das unidades de irrigação por gotejamento

Características	Período de operação (h)								
	0	20	40	60	80	100	120	140	160
pH	8,78	9,08	8,82	8,64	8,79	8,46	8,61	8,80	9,08
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,51	0,93	0,72	0,94	0,95	0,70	0,93	0,90	0,91
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	20	25	32	35	30	28	34	38	40
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	347	632	490	639	646	476	632	612	619
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,18	0,11	0,26	0,14	0,15	0,53	0,04	0,04	0,04
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,03	0,03	0,06	0,11	0,04	0,04	0,03	0,04	0,03
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	2	1,60	0,90	2,10	1,90	0,80	2,35	2	1,40
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	2,70	2,50	2,30	2,90	3,90	2	1,95	2,40	1,40
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	43	6,20	240	3	15	240	43	15	240

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) e no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Ciências Ambientais e Tecnológicas da UFERSA foram medidos os valores de potencial hidrogeniônico (pH), com peagâmetro de bancada; e da condutividade elétrica (CE) expressa em dS m⁻¹, com condutivímetro de bancada. Determinaram-se, também, as concentrações de cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) por método titulométrico, expressos em mmol_c L⁻¹; e as concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em mg L⁻¹. As concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos

suspensos (SS) foram determinadas pelo método gravimétrico, enquanto as concentrações dos sólidos dissolvidos (SD) foram obtidas pela diferença de ST e SS.

Tabela 7. Características físico-químicas e microbiológica do percolado de resíduos sólidos urbanos, ao longo do período de operação das unidades de irrigação por gotejamento

Características	Período de operação (horas)								
	0	20	40	60	80	100	120	140	160
pH	9,90	9,57	9,58	9,01	9,31	9,07	9,50	9,71	9,89
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	19,06	17,51	17,02	18,78	17,90	17,98	17,37	16,00	14,34
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	550	478	428	622	522	510	756	890	776
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	15629	14358	13956	15400	14678	14744	14243	13120	11759
Ferro total (mg L ⁻¹)	7,55	6,50	9,52	6,22	9,50	7,34	6,55	6,58	8,24
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,16	0,19	0,17	0,19	0,22	0,18	0,16	0,17	0,17
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	32,40	36,20	48,70	39,90	42,40	36,20	46,20	47,40	47
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	115	186,20	158,70	160	130	136,10	116,20	160	175,10
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Os níveis populacionais de coliformes totais (CT) foram determinados no Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal do Departamento de Ciências Animais da UFERSA, empregando-se o método de tubos múltiplos. Os resultados foram expressos em Número Mais Provável por 100 mL (NMP 100 mL⁻¹).

3.5 ANÁLISE DO DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO

Inicialmente todas as unidades de irrigação foram operadas com água limpa, durante duas horas, para obtenção do desempenho hidráulico referencial. Posteriormente, as unidades de irrigação por gotejamento funcionaram, em média, cinco horas por dia até completar 160 h com o percolado de aterro diluído em água de abastecimento.

Nas 36 linhas laterais das unidades de irrigação foram fixados dez gotejadores equidistantes entre si, por linha lateral, para a avaliação do desempenho hidráulico. Os gotejadores avaliados foram marcados com tinta azul e laranja, com o intuito de facilitar a medição da vazão.

A cada 20 h de operação das unidades de irrigação mediu-se a vazão dos dez gotejadores selecionados por linha lateral, coletando-se o volume aplicado de efluente,

durante três minutos, conforme recomendado pela NBR ISO 9261 (ABNT, 2006). O cálculo da vazão (Q) foi obtido empregando-se a Equação 1.

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

em que:

Q = vazão do gotejador, L h⁻¹;

V = volume de efluente coletado, mL;

t = tempo de coleta do efluente, min.

Na determinação do desempenho hidráulico das unidades de irrigação utilizou-se como indicadores a vazão relativa (QR), a redução da vazão relativa (RQR), o coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), o coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), o coeficiente de variação de vazão (CVQ) e o coeficiente de uniformidade estatística (Us), apresentado nas Equações 2, 3, 4, 5, 6 e 7, respectivamente.

$$QR = \frac{q_a}{q_i} \quad (2)$$

em que:

QR - vazão relativa, L h⁻¹;

q_a - vazão atual, L h⁻¹; e

q_i - vazão inicial, L h⁻¹.

$$RQR = 100 \cdot \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right) \quad (3)$$

em que:

RQR - Redução da vazão relativa, %;

q_i - vazão inicial, L h⁻¹; e

q_a - vazão atual, L h⁻¹.

$$CUC = 100 \cdot \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \cdot \bar{q}} \right) \quad (4)$$

em que:

CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

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

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$CUD = 100 \cdot \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (5)$$

em que:

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

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

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

$$CVQ = 100 \cdot \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}}}{\bar{q}} \quad (6)$$

em que:

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

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

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$U_s = 100 \cdot (1 - CVQ) \quad (7)$$

em que:

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

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.

Na avaliação dos níveis de obstrução dos gotejadores, empregaram-se os indicadores redução parcial de vazão (RPQ) e aumento parcial de vazão (APQ), seguindo os critérios estabelecidos por Ravina et al. (1992) para avaliação de gotejadores operando com água residuária. Os referidos autores consideram gotejadores parcialmente entupidos (RPQ) aqueles que apresentam redução da vazão inicial de 10 a 49%, e gotejadores com aumento parcial de vazão (APQ) aqueles que apresentam aumento da vazão inicial superior a 10%.

As pressões de serviço nas unidades de irrigação foram mantidas em 70, 140, 210 e 280 kPa, representadas por P1, P2, P3 e P4. No tempo de operação inicial (0 h), quando não houve obstrução, as variações de vazão entre os gotejadores encontraram-se na faixa de $\pm 7\%$ assim como, o coeficiente de variação de fabricação (CV_f) da amostra não excedeu a $\pm 7\%$, seguindo as recomendações da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006).

3.6 CARACTERIZAÇÃO DO BIOFILME FORMADO NOS GOTEJADORES DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO

Depois de 160 h de operação das unidades de irrigação, fez-se o corte das linhas laterais, dos níveis P1 (70kPa), P2 (140kPa), P3 (210kPa) e P4 (280kPa), abrindo-se diversos gotejadores para retirar amostras do material que provocou obstrução dos gotejadores. As amostras coletadas foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo, as quais foram imediatamente enviadas ao Laboratório de Histologia e Embriologia da UFERSA, para identificação e caracterização de microrganismos presentes na bioincrustação, utilizando uma câmera da marca Olympus DP72, acoplada a um microscópio óptico da marca Olympus BX51.

3.7 REALIZAÇÃO DA MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA E POR RAIOS X

Decorrida as 160 h de operação das unidades de irrigação, as linhas laterais foram dissecadas para a retirada de fragmentos de gotejadores dotados de bioincrustação, os quais foram acondicionados em frascos esterilizados de 60 mL, com o intuito de analisar o desenvolvimento e a composição química da bioincrustação.

Estas amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras-MG, onde foram realizadas análises por microscopia de raios X.

No preparo das amostras, os fragmentos de gotejadores com bioincrustação foram inseridos em *stubs* de 12 a 13 mm de diâmetro, revestidos de papel alumínio (Figura 11A).

Posteriormente, as amostras foram colocadas em um dessecador com sílica gel, durante 24 h. Em seguida, realizou-se o banho de carbono das amostras no Evaporador de Carbono CED 020 por 0,5 h, como ilustrado na Figura 11B.

Após o banho de carbono, realizou-se a microanálise de raios X, por meio do registro de micrografias da bioincrustação, com respectivo mapeamento dos agentes químicos ocasionadores da obstrução (Figura 11C).



Figura 11. Materiais empregados na análise da bioincrustação, destacando o *stub* revestido com papel alumínio (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C).

3.8 DESCRIÇÃO DA ANÁLISE ESTATÍSTICA UTILIZADA

Para a avaliação do desempenho hidráulico e dos níveis de obstrução das unidades de irrigação aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento durante 160 h, montou-se um experimento com dois fatores, sendo o primeiro fator os três tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e o segundo fator as quatro pressões de serviço (P1 - 70 kPa, P2 - 140 kPa, P3 - 210 kPa e P4 - 280 kPa) em três repetições (três linhas laterais por tipo de gotejador em cada unidade de irrigação).

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

Na análise de relação entre as variáveis do desempenho hidráulico e as características físico-químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, utilizou-se o teste de correlação de Pearson a 5% de probabilidade, como apresentado na equação 8.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right) \right] \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (8)$$

em que:

$x_1, x_2, \dots, x_n$ e $y_1, y_2, \dots, y_n$ - valores medidos das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento; e

$\bar{x}$ e $\bar{y}$ - médias aritméticas das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.

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

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

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DO PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Na Tabela 8 estão apresentadas as características física, químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA), ao longo do período de operação das unidades de irrigação. Enquanto, na Tabela 9, consta a estatística descritiva dessas características, destacando o valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dessas características.

Tabela 8. Características física, químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA), ao longo do tempo de operação das unidades de irrigação por gotejamento

Característica	Tempo de operação (h)								
	0	20	40	60	80	100	120	140	160
pH	9,30	9,20	8,96	8,76	9,15	8,79	8,85	8,98	9,43
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	3,95	3,98	3,51	3,93	3,21	3,71	3,45	4,40	4,06
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	228	282	408	514	537	576	496	556	571
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	2963	2985	2633	2948	2408	2783	2588	3608	3329
Ferro total (mg L ⁻¹)	3,09	3,60	2,25	1,81	1,35	1,13	1,09	1,96	1,86
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,12	0,10	0,07	0,08	0,03	0,06	0,04	0,05	0,06
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	8,50	7,00	4,80	6,17	8,50	6,60	6,60	9,10	11,90
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	5,60	9,80	9,80	9,63	8,40	6,90	4,40	4,50	13,90
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	23	9,2	23	23	3	240	23	1100	1100

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Fe - ferro, mg L⁻¹; Mn - manganês, mg L⁻¹; Ca²⁺ - cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - magnésio, mmol_c L⁻¹; CT - coliformes totais, NMP 100 mL⁻¹, sendo NMP - número mais provável.

Notou-se, nessas tabelas, que houve oscilações de várias características, ao longo do período de operação das unidades de irrigação, em função da reposição semanal do percolado de aterro sanitário, devido às perdas por evaporação que possibilitaram aumentos nos valores de algumas características.

Tabela 9. Resumo da estatística descritiva, destacando o valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características física, químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA)

Característica	MAX	MIN	M	DP	CV (%)
pH	9,43	8,76	9,05*	0,24*	2,61
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	4,40	3,21	3,80*	0,37*	9,59
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	576	228	463*	129*	27,87
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	3608	2407	2916*	374*	12,84
Ferro total (mg L ⁻¹)	3,60	1,09	2,02*	0,86*	42,51
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,12	0,03	0,07*	0,03*	42,23
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	11,90	4,80	7,69*	2,08*	27,04
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	13,90	4,40	8,10*	3,09*	38,08
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	1100	3	50,80**	8,04**	-

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

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Fe - ferro, mg L⁻¹; Mn - manganês, mg L⁻¹; Ca²⁺ - cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - magnésio, mmol_c L⁻¹; CT - coliformes totais, NMP 100 mL⁻¹, sendo NMP - número mais provável.

No PAS diluído em AA, o valor médio do potencial hidrogeniônico (pH) encontrou-se fora da faixa de 5 a 9 estabelecida pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011). Segundo Nakayama et al. (2006), o valor médio do pH foi superior ao limite de 7,5, sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como severo. Esses resultados diferem da faixa de pH de 5,5 a 8,5 encontrada por Matos et al. (2008) no percolado produzido em colunas de resíduo sólido urbano recém-coletado. Os referidos autores explicaram que as oscilações nos valores de pH, atribui-se à degradação do material orgânico, no qual a fase de degradação ácida se foi encerrando e as bases solubilizadas do material orgânico passaram a gerar um efluente de caráter neutro a alcalino.

O valor médio da condutividade elétrica (CE) do PAS diluído em AA foi superior ao limite de 3,0 dS m⁻¹ proposto para uso agrícola de água residuária na Portaria n° 154/2002 da SEMACE (CEARÁ, 2002). Esse resultado difere da faixa de 12,3 a 19,4 dS m⁻¹ encontrada por Matos et al. (2013), onde os valores de CE do percolado foram altos em razão da intensiva solubilização de íons e degradação do material orgânico nas colunas de resíduo sólido urbano. A CE do PAS diluído em AA foi superior ao limite de 3,1 dS m⁻¹ proposto por Capra & Scicolone (1998), classificando o risco de obstrução de gotejadores como severo.

A concentração média de sólidos suspensos (SS) foi superior ao limite de 100 mg L^{-1} estabelecido por Nakayama et al. (2006), sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como severo. Os valores de SS obtidos no presente trabalho diferem da faixa de 0 a 110 mg L^{-1} de SS encontrada por Matos et al. (2008) no estudo com percolado produzido em colunas de resíduo sólido urbano recém-coletado.

A concentração média de sólidos dissolvidos (SD) no PAS diluído em AA apresentou risco severo de obstrução de gotejadores, sendo seu valor superior ao limite de 2000 mg L^{-1} proposto por Nakayama et al. (2006). Esses resultados não corroboram com os apresentados por Moreira & Braga (2009) nos estudos de revisão literária de percolado de aterro sanitário, onde os valores de SD foram de 10000 a 25000 mg L^{-1} e de 5000 a 10000 mg L^{-1} quando os resíduos sólidos apresentaram idades de 0 a 5 e de 5 a 10 anos, respectivamente.

O valor médio de ferro (Fe) presente no PAS diluído em AA foi superior ao limite de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido por Nakayama et al. (2006), classificando o risco de obstrução de gotejadores como severo. Esse valor médio do Fe atende aos padrões nacionais de lançamento de efluente tratado em corpo hídrico, onde o limite máximo é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011). As concentrações de Fe obtidas nesse estudo foram inferiores as apresentadas por Silva et al. (2010) nos valores de 83,4 a $981,3 \text{ mg L}^{-1}$ para percolado de resíduo sólido urbano. As bactérias que oxidam o Fe (ferrobactérias) contribuem para o entupimento de gotejadores ocasionado por agentes químicos e biológicos; porém, o segundo fator é o mais relevante, pois tais bactérias produzem grandes quantidades de mucilagem gelatinosa (Nakayama et al., 2006).

O teor médio de manganês (Mn) no PAS diluído em AA foi menor que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, que classifica o risco de obstrução de gotejadores como baixo (Nakayama et al., 2006). Segundo Ayers & Westcot (1999), as concentrações de Mn menores que $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ não ocasionam problema de toxicidade à plantas. Os resultados de Mn apresentados nesse estudo foram bem menores que a faixa de 2,6 a $33,1 \text{ mg L}^{-1}$, encontrada por Matos et al. (2013) em percolado de resíduo sólido urbano.

De acordo com Capra & Scicolone (1998), a concentração média de cálcio (Ca^{2+}) no PAS diluído em AA foi inferior a $12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, classificando o risco de obstrução de gotejadores como baixo. Os teores de Ca^{2+} encontrados nesse trabalho diferem da faixa de 3,91 a $63,24 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ obtida por Silva et al. (2010) em percolado de resíduo sólido urbano.

A concentração média do magnésio (Mg^{2+}) foi superior ao limite de $7,3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ que classifica o risco de obstrução de gotejadores como severo (Capra & Scicolone, 1998). Os valores de Mg^{2+} diferem da faixa de 5,72 a $785,16 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, obtida por Matos et al. (2013) em estudos com percolado de resíduo sólido urbano.

Nakayama et al. (2006) relataram que os precipitados químicos resultam de reações dos íons catiônicos cálcio, magnésio, manganês e ferro com os íons aniônicos sulfatos, fosfatos, silicatos e hidróxidos. Além disso, alguns precipitados se formam a partir das reações de cátions solúveis com compostos orgânicos, como açúcares, aminoácidos, ácidos húmicos e fúlvicos, subprodutos microbianos e plantas em decomposição.

Dentre os indicadores microbiológicos de poluição fecal, o grupo coliforme total (CT) é caracterizado por microrganismos de forma bastoneteiforme, Gram negativo, não esporulado e fermentador da lactose com formação de gás a 35°C ; nesse grupo estão incluídos, também, as bactérias dos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter* (Rice et al., 2012).

Alguns estudos evidenciaram que bactérias do grupo CT ocasionaram problemas de obstrução com mucilagem microbiana em tubulações e sistemas de irrigação por gotejamento (De Beer et al., 1994; Batista et al., 2005; Nakayama et al., 2006). Segundo Nakayama et al. (2006), as bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* produzem mucilagens capazes de proporcionar a obstrução de gotejadores.

Em estudo com água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro, Batista et al. (2005) constataram a predominância da bactéria *Enterobacter* na mucilagem de gotejadores obstruídos. De Beer et al. (1994) evidenciaram o desenvolvimento de mucilagens em tubulações devido à atividade das bactérias *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*.

De acordo com Nakayama et al. (2006), o nível população médio de CT no PAS diluído em AA foi inferior ao limite de 10000 unidades formadoras de colônias, classificando o risco de obstrução como baixo. Esses resultados diferem dos encontrados por Silva et al. (2011) para percolado de resíduos sólidos residências e de serviços da saúde, onde os níveis populacionais de CT foram de $1,9 \times 10^9$ e $4,9 \times 10^8$ número mais provável por 100 mL, respectivamente.

Para Soares & Maia (1999) variações bruscas do crescimento bacteriano são causadas por diferentes condições ambientais tais como temperatura, pH, necessidade de oxigênio e nutrientes. Os referidos autores relataram, ainda, que para a maioria das

bactérias o pH ótimo de crescimento encontra-se entre 6,5 e 7,5. Entretanto, o pH do PAS diluído em AA variou de 8,76 a 9,43, contribuindo para redução do nível populacional de CT.

4.2 DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS UNIDADES DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

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

Estão apresentados, na Figura 12, os valores médios dos indicadores de desempenho hidráulico CUC, CUD e Us, referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço (P1 - 70 kPa, P2 - 140 kPa, P3 - 210 kPa e P4 - 280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Observou-se, na Figura 12A, que ao comparar os tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios do CUC para o gotejador G1 foram de 98 e 93% nas pressões de serviço P1 e P2, de 98 e 95% na pressão de serviço P3 e de 98 e 97% na pressão de serviço P4. Para o gotejador G2 (Figura 12B), os valores médios do CUC foram de 98 e 94% na pressão de serviço P1, de 98 e 98% na pressão de serviço P2, de 96 e 95% na pressão de serviço P3 e de 95 e 94% na pressão de serviço P4. Com relação ao gotejador G3 (Figura 12C), observa-se que, os valores médios do CUC foram de 98 e 99% na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P1, de 98% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P2 e P3, e de 99 e 98% na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P4.

Martins et al. (2010) encontraram valores de CUC iguais a 95,80 e 73,75% nos tempos de operação de 0 e 700 h, respectivamente, em unidade de irrigação por gotejamento operando com água ferruginosa.

Constatou-se, nas Figuras 12A, 12B e 12C, que os valores médios de CUC, para todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço do sistema, foram superiores a 90% tanto no tempo de operação inicial (0 h) quanto no tempo de operação final (160 h), sendo classificados por Merriam & Keller (1978) como excelentes.

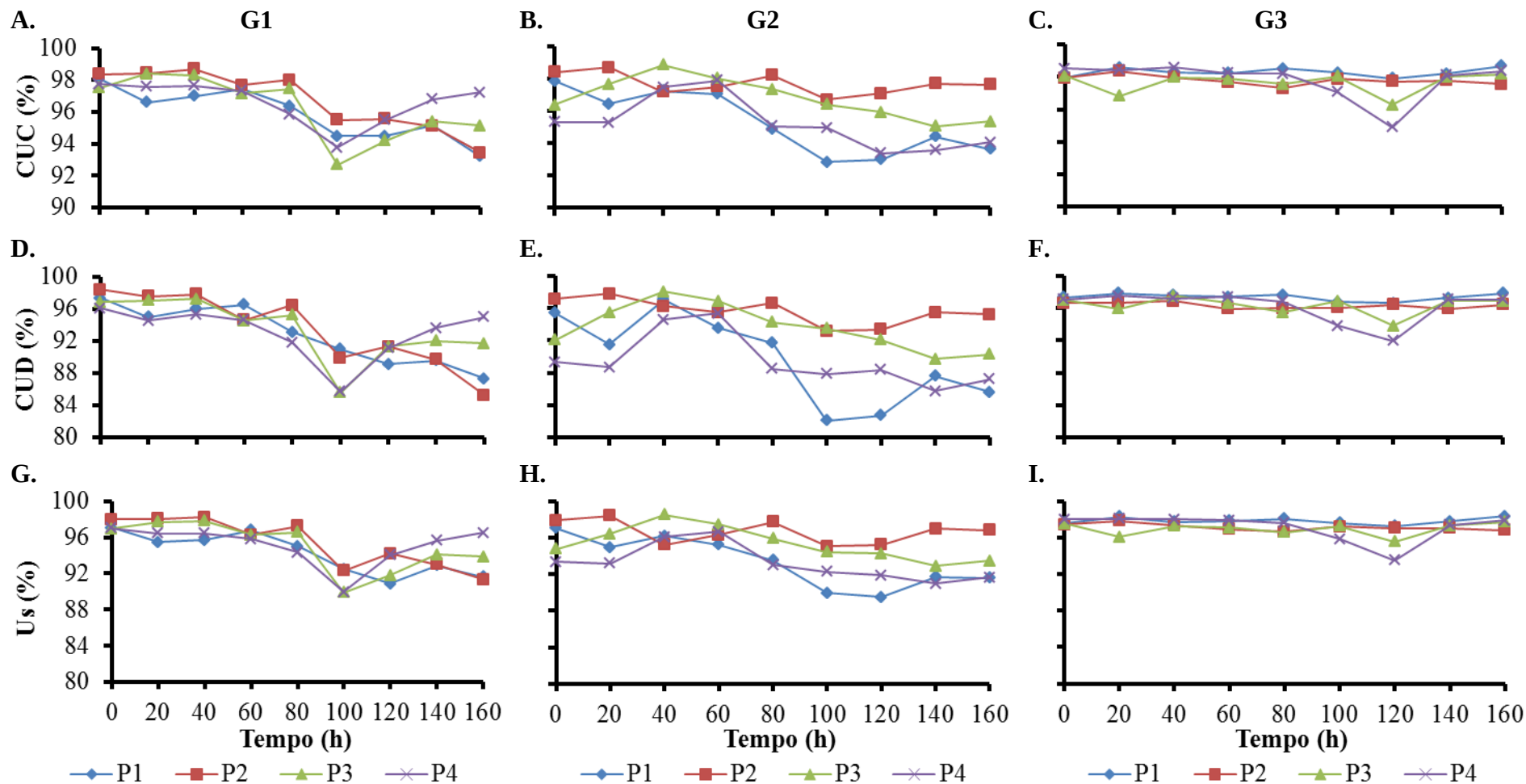


Figura 12. Valores médios de CUC (A, B e C), CUD (D, E e F) e Us (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Nas Figuras 12D, 12E e 12F estão apresentados os valores médios do CUD para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, submetidos às diferentes pressões de serviço ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Na Figura 12D, referente ao gotejador G1, observa-se que nos tempos de operação inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios do CUD foram de 98 e 87% na pressão de serviço P1, de 98 e 85% na pressão de serviço P2, de 97 e 92% na pressão de serviço P3 e de 96 e 95% na pressão de serviço P4. Conforme a Figura 12E, constatou-se que para o gotejador G2, os valores médios do CUD foram de 95 e 86%, de 97 e 95%, de 92 e 90% e de 89 e 87% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Para o gotejador G3 (Figura 12F), os valores médios do CUD foram iguais a 97 e 98% na pressão de serviço P1, a 97 e 96% na pressão de serviço P2 e a 97 e 97% nas pressões de serviço P3 e P4.

Puig-Bargués et al. (2010) constataram reduções nos valores de CUD de 95,1% para 76,0% após 1620 h de operação das unidades de irrigação por gotejamento que aplicaram água residuária tratada.

De acordo com os critérios estabelecidos por Merriam & Keller (1978), os valores médios do CUD para os três modelos de gotejadores foram maiores que 90%, no tempo de operação inicial (0 h), exceto o valor médio do gotejador G2 na pressão de serviço P4 que foi classificado como bom (entre 80 e 90%). Para o tempo de operação final (160 h), os valores médios do CUD do gotejador G1 nas pressões de serviço P1 e P2 e do gotejador G2 nas pressões de serviço P1 e P4 foram classificados como bons; enquanto que, os valores médios para as demais combinações receberam a classificação excelente (> 90%).

Estão apresentados nas Figuras 12G, 12H e 12I, os valores médios do Us para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, submetidos às pressões de serviço P1, P2, P3 e P4 das unidades de irrigação.

Constatou-se que, para o gotejador G1 (Figura 12G), nos tempos de operação inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios de Us foram de 97 e 92%, de 98 e 91%, de 97 e 94% e de 97 e 97% nas pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Na Figura 12H, com relação ao gotejador G2, os valores médios de Us foram de 97 e 92% na pressão de serviço P1, de 98 e 97% na pressão de serviço P2, de 95 e 93% na pressão de serviço P3 e de 93 e 92% na pressão de serviço P4. Os valores de Us, para o gotejador G3 (Figura 12I), foram de 98 e 98% nas unidades de irrigação submetidas às pressões

de serviço P1, P3 e P4, e de 97 e 97% nas unidades de irrigação submetidas à pressão de serviço P2.

Ao aplicar água residuária doméstica preliminar, secundária e terciária nas unidades de irrigação por gotejamento, Batista et al. (2011a) constataram, nos tempos de operação de 0 e 500 h, valores de Us de 97,30 e 44,76%; de 98,44 e 74,81%; e de 97,03 e 39,78%, respectivamente.

Seguindo a classificação proposta por Mantovani (2001), constatou-se que os valores médios de Us de todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço do sistema, nos tempos de operação inicial (0 h) e final (160 h), foram classificados como excelentes ($> 90\%$).

Em geral, notou-se que não houve grandes variações no desempenho hidráulico das unidades de irrigação, durante o período experimental, sendo que as maiores variações ocorreram no gotejador G2 submetido à pressão de serviço P1.

Lesikar et al. (2004) utilizaram unidades de irrigação por gotejamento para aplicação de água residuária doméstica tratada e, evidenciaram, nas unidades de irrigação que operaram nas pressões de serviço de 58 e 78 kPa, que 2 e 30% dos gotejadores avaliados apresentaram entupimento total. Enquanto, na unidade de irrigação que operou com pressão de serviço de 296 kPa nenhum gotejador foi completamente entupido.

Estão apresentadas na Tabela 10 as equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço do sistema (P).

O modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de CUC e T das unidades de irrigação para as combinações 2 (G1 x P2), 7 (G2 x P3) e 8 (G2 x P4), tendo coeficiente de determinação (R^2) oscilando de 0,60 a 0,92. Batista et al. (2014) encontraram relações quadráticas entre os dados de CUC e T nas unidades de irrigação, dotadas do gotejador G1 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$), G2 ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) e G3 ($3,6 \text{ L h}^{-1}$), que aplicaram três horas de efluente suíno seguida de uma hora de aplicação de água de abastecimento, durante 160 h, tendo R^2 variando de 0,96 a 0,99.

Já o modelo linear foi o que melhor representou a relação entre os dados do CUC e T das unidades de irrigação nas combinações 1 (G1 x P1) e 5 (G2 x P1), apresentando valores do R^2 iguais a 0,81 e 0,71. No trabalho realizado por Batista et al. (2009) evidenciaram-se relações lineares, entre os dados de CUC e T, nas unidades de irrigação dotadas do gotejadores M1 ($1,7 \text{ L h}^{-1}$), M2 ($2,1 \text{ L h}^{-1}$) e M3 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$) que aplicaram

água residuária doméstica terciária, durante 560 h, apresentando valores de R^2 variando de 0,88 a 0,92.

Para as demais combinações, não houve efeito significativo do T sobre os dados do CUC, sendo o modelo nulo (média) o que melhor se ajustou aos dados. Resultados encontrados por Busato et al. (2012), apresentaram relações linear e quadrática entre os dados de CUC e T, nas unidades de irrigação que operaram com água ferruginosa, durante 700 h, apresentando valores de R^2 que oscilaram de 0,95 a 0,97.

Notou-se, na Tabela 10, que houve relação linear entre os dados de CUD e T nas unidades de irrigação com as combinações 1 (G1 x P1), 2 (G1 x P2) e 5 (G2 x P1), apresentando valores do coeficiente de determinação (R^2) variando de 0,60 a 0,89. Batista et al. (2011a) obtiveram relações lineares entre os dados de CUD e T nas unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica terciária, durante 500 h, tendo R^2 de 0,80.

O modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou aos dados de CUD e T nas unidades de irrigação dotada da combinação 7 (G2 x P3), sendo o valor do R^2 de 0,89. Relações quadráticas entre os dados de CUD e T foram constatadas por Batista et al. (2013), nas unidades de irrigação dotadas do gotejador G1 (2,0 L h⁻¹), G2 (1,7 L h⁻¹) e G3 (3,6 L h⁻¹) que aplicaram duas horas de efluente suíno seguida de duas horas de aplicação de água de abastecimento, durante 160 h, tendo valores de R^2 oscilando de 0,91 a 0,99.

Nas demais combinações, não houve alteração significativa dos valores de CUD com o T, indicando que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados. Batista et al. (2013) ajustaram o modelo nulo aos dados de CUD e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G1 (2,0 L h⁻¹) e G3 (3,6 L h⁻¹), destinadas somente a aplicação de efluente suíno, durante 160 h.

Na Tabela 10, observa-se que modelo linear foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de Us e T nas unidades de irrigação das combinações 1 (G1 x P1), 2 (G1 x P2) e 5 (G2 x P1), tendo coeficiente de determinação (R^2) variando de 0,70 a 0,82. Resultados apresentados por Batista et al. (2011a) demonstraram relações lineares entre os dados de Us e T, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com água residuária doméstica preliminar e terciária, apresentando valores de R^2 de 0,94 e 0,92, respectivamente.

Tabela 10. Equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
CUC			
1	G1 x P1	$\bar{CUC} = 97,992 - 0,0266^{***} T$	0,81
2	G1 x P2	$\bar{CUC} = 98,25 + 0,420^{*} T^{1/2} - 0,0613^{***} T$	0,92
3	G1 x P3	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 96,244$	-
4	G1 x P4	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 96,595$	-
5	G2 x P1	$\bar{CUC} = 97,663 - 0,0298^{***} T$	0,71
6	G2 x P2	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 97,695$	-
7	G2 x P3	$\bar{CUC} = 96,370 + 0,688^{***} T^{1/2} - 0,0644^{***} T$	0,88
8	G2 x P4	$\bar{CUC} = 95,154 + 0,600^0 T^{1/2} - 0,0598^{*} T$	0,60
9	G3 x P1	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 98,288$	-
10	G3 x P2	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 97,795$	-
11	G3 x P3	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 97,635$	-
12	G3 x P4	$\bar{CUC} = \bar{CUC} = 97,816$	-
CUD			
1	G1 x P1	$\bar{CUD} = 97,815 - 0,0633^{***} T$	0,89
2	G1 x P2	$\bar{CUD} = 99,685 - 0,0782^{***} T$	0,87
3	G1 x P3	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 93,487$	-
4	G1 x P4	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 93,072$	-
5	G2 x P1	$\bar{CUD} = 95,771 - 0,0757^{***} T$	0,60
6	G2 x P2	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 95,612$	-
7	G2 x P3	$\bar{CUD} = 92,032 + 1,688^{***} T^{1/2} - 0,151^{***} T$	0,89
8	G2 x P4	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 89,540$	-
9	G3 x P1	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 97,353$	-
10	G3 x P2	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 96,326$	-
11	G3 x P3	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 96,323$	-
12	G3 x P4	$\bar{CUD} = \bar{CUD} = 96,211$	-
Us			
1	G1 x P1	$\bar{Us} = 97,116 - 0,0364^{***} T$	0,75
2	G1 x P2	$\bar{Us} = 98,991 - 0,0449^{***} T$	0,82
3	G1 x P3	$\bar{Us} = \bar{Us} = 94,995$	-
4	G1 x P4	$\bar{Us} = \bar{Us} = 95,130$	-
5	G2 x P1	$\bar{Us} = 96,644 - 0,0417^{***} T$	0,70
6	G2 x P2	$\bar{Us} = \bar{Us} = 96,636$	-
7	G2 x P3	$\bar{Us} = 94,753 + 0,971^{***} T^{1/2} - 0,0908^{***} T$	0,82
8	G2 x P4	$\bar{Us} = \bar{Us} = 93,237$	-
9	G3 x P1	$\bar{Us} = \bar{Us} = 97,846$	-
10	G3 x P2	$\bar{Us} = \bar{Us} = 97,167$	-
11	G3 x P3	$\bar{Us} = \bar{Us} = 96,950$	-
12	G3 x P4	$\bar{Us} = \bar{Us} = 97,140$	-

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

Para a combinação 7 (G2 x P3), o modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de Us e T das unidades de irrigação, apresentando valor do R^2 igual a 0,82. Relações linear e quadrática entre os dados de Us e T, nas unidades de irrigação que operaram com água ferruginosa, durante 700h, foram encontradas por Busato et al. (2012), apresentando valores de R^2 que variaram de 0,94 a 0,96.

Nas demais combinações não houve efeito significativo do T sobre os dados de Us, indicando que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados. Batista et al. (2011a) ajustaram o modelo quadrático aos dados de Us e T, na unidade de irrigação que operou com água residuária secundária, durante 500 h, tendo R^2 de 0,90.

Estão apresentadas, na Tabela 11, as equações de regressão linear múltipla ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do PAS diluído em AA, para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço (P).

Nas combinações 1 (G1 x P1) e 5 (G2 x P1), houve efeito linear entre as características de Mn e CT e os valores de CUC, sendo os coeficientes de determinação (R^2) de 0,75 e 0,69, respectivamente. Para a combinação 9 (G3 x P1), houve efeito linear das características SS, SD, Fe e Ca^{2+} na alteração do CUC, obtendo-se R^2 de 0,92. Em relação à combinação 2 (G1 x P2), houve relação linear entre as características SD, Ca^{2+} e CT e os dados de CUC, tendo valor do R^2 de 0,88. Na combinação 6 (G2 x P2), houve efeito linear das características SS, Fe e CT sobre os valores de CUC, apresentando valor do R^2 igual a 0,75. Para a combinação 10 (G3 x P2), houve relação linear das características SS, SD, Ca^{2+} , Fe e Mg^{2+} na alteração dos valores de CUC tendo R^2 de 0,87. Em relação à combinação 3 (G1 x P3), houve efeito linear das características SS, Mn e Mg^{2+} sobre os valores de CUC, obtendo R^2 de 0,88.

Na combinação 8 (G2 x P3), houve relação linear entre as características SD, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT e os valores de CUC, obtendo valor do R^2 de 0,97. Para a combinação 11 (G2 x P4), houve efeito linear das características SS, Mn e CT na alteração dos dados de CUC, apresentando valor do R^2 de 0,60. Nas combinações 9 (G3 x P3), 10 (G1 x P4) e 12 (G3 x P4), o modelo nulo (média) foi o que melhor se adequou às características físico-químicas e microbiológica do PAS diluído em AA em função do CUC.

Tabela 11. Equações de regressão ajustadas às variáveis CUC, CUD e Us em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca²⁺, Fe, Mn, Mg²⁺) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
CUC			
1	G1 x P1	$\bar{CUC} = 95,117 + 35,203^* \text{Mn} - 1,076^* \text{CT}$	0,75
2	G1 x P2	$\bar{CUC} = 96,171 + 0,00257^0 \text{SD} - 0,416^* \text{Ca} - 2,224^{**} \text{CT}$	0,88
3	G1 x P3	$\bar{CUC} = 2,523 - 0,000747^{**} \text{SS} - 1,714^* \text{Mn} + 0,00640^0 \text{Mg}$	0,88
4	G1 x P4	$\bar{CUC} = \overline{CUC} = 96,595$	-
5	G2 x P1	$\bar{CUC} = 93,554 + 44,348^* \text{Mn} - 0,784^0 \text{CT}$	0,69
6	G2 x P2	$\bar{CUC} = 92,362 + 0,00693^* \text{SS} + 1,369^{**} \text{Fe} - 0,325^0 \text{CT}$	0,75
7	G2 x P3	$\bar{CUC} = 96,684 + 0,00130^* \text{SD} - 0,543^{**} \text{Ca} + 0,236^{**} \text{Mg} - 0,909^{**} \text{CT}$	0,97
8	G2 x P4	$\bar{CUC} = 83,474 + 0,0186^* \text{SS} + 81,924^* \text{Mn} - 1,491^* \text{CT}$	0,60
9	G3 x P1	$\bar{CUC} = 96,161 + 0,00680^{**} \text{SS} - 0,00171^{**} \text{SD} + 1,227^{**} \text{Fe} + 0,199^{**} \text{Ca}$	0,92
10	G3 x P2	$\bar{CUC} = 98,176 - 0,00623^* \text{SS} + 0,00170^* \text{SD} - 0,139^* \text{Ca} - 0,960^* \text{Fe} + 0,0795^0 \text{Mg}$	0,87
11	G3 x P3	$\bar{CUC} = \overline{CUC} = 97,635$	-
12	G3 x P4	$\bar{CUC} = \overline{CUC} = 97,816$	-
CUD			
1	G1 x P1	$\bar{CUD} = 91,582 + 72,518^* \text{Mn} - 2,246^* \text{CT}$	0,76
2	G1 x P2	$\bar{CUD} = 98,870 - 0,711^0 \text{Ca} + 2,442^* \text{Fe} - 2,816^{**} \text{CT}$	0,91
3	G1 x P3	$\bar{CUD} = 75,498 + 0,00937^* \text{SD} - 5,440^{**} \text{CT}$	0,68
4	G1 x P4	$\bar{CUD} = 70,022 + 0,0101^* \text{SD} - 3,723^* \text{CT}$	0,60
5	G2 x P1	$\bar{CUD} = \overline{CUD} = 89,714$	-
6	G2 x P2	$\bar{CUD} = 87,044 + 0,00848^0 \text{SS} + 2,390^* \text{Fe} + 0,270^0 \text{Ca} - 1,418^* \text{CT}$	0,91
7	G2 x P3	$\bar{CUD} = 99,926 - 1,179^{**} \text{Ca} + 0,455^{**} \text{Mg} - 0,585^0 \text{CT}$	0,94
8	G2 x P4	$\bar{CUD} = 95,058 - 1,302^{**} \text{Ca} + 0,555^* \text{Mg}$	0,72
9	G3 x P1	$\bar{CUD} = 98,947 - 0,00109^* \text{SD} + 0,885^{**} \text{Fe} + 0,105^{**} \text{Mg} - 20,802^{**} \text{Mn} + 0,261^* \text{CT}$	0,98
10	G3 x P2	$\bar{CUD} = 98,161 - 0,00136^{**} \text{SD} + 0,749^{**} \text{Fe} + 0,376^* \text{CT}$	0,93
11	G3 x P3	$\bar{CUD} = 18,107 + 12,104^* \text{pH} + 0,0209^* \text{SS} + 0,00127^0 \text{SD} - 1,314^* \text{Ca} - 0,229^0 \text{Mg} + 52,869^* \text{Mn}$	0,60
12	G3 x P4	$\bar{CUD} = 83,072 + 0,0139^* \text{SS} + 3,323^{**} \text{Fe}$	0,67
Us			
1	G1 x P1	$\bar{US} = 93,243 + 44,063^* \text{Mn} + 1,176^0 \text{CT}$	0,60
2	G1 x P2	$\bar{US} = 103,09 - 0,0102^* \text{SS} - 1,848^{**} \text{CT}$	0,87
3	G1 x P3	$\bar{US} = 80,133 + 0,00663^* \text{SD} + 0,312^0 \text{Mg} - 4,033^{**} \text{CT}$	0,76
4	G1 x P4	$\bar{US} = \overline{US} = 95,130$	-
5	G2 x P1	$\bar{US} = 91,174 + 59,937^* \text{Mn} - 1,116^0 \text{CT}$	0,60
6	G2 x P2	$\bar{US} = 87,636 + 0,00876^* \text{SS} + 1,875^* \text{Fe} + 0,566^{**} \text{Ca} - 0,154^* \text{Mg} - 1,185^{**} \text{CT}$	0,97
7	G2 x P3	$\bar{US} = 98,969 - 0,623^* \text{Ca} + 0,297^* \text{Mg} - 0,799^0 \text{CT}$	0,83
8	G2 x P4	$\bar{US} = \overline{US} = 93,237$	-
9	G3 x P1	$\bar{US} = \overline{US} = 97,847$	-
10	G3 x P2	$\bar{US} = \overline{US} = 97,167$	-
11	G3 x P3	$\bar{US} = \overline{US} = 96,950$	-
12	G3 x P4	$\bar{US} = \overline{US} = 97,140$	-

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

Relações lineares simples do grau de entupimento dos gotejadores em relação ao comprimento dos labirintos, foram encontradas no trabalho realizado por Cararo et al. (2006), nas unidades de irrigação que aplicaram água residuária doméstica tratada.

Conforme a Tabela 11, notou-se, na combinação 1 (G1 x P1), que houve relação linear entre as características Mn e CT e os valores de CUD, apresentando coeficiente de determinação (R^2) de 0,76. Na combinação 9 (G3 x P1), ocorreu efeito linear das características SD, Fe, Mg^{2+} , Mn e CT sobre os dados de CUD, tendo R^2 de 0,98. Para a combinação 2 (G1 x P2), foi constatado relação linear entre as características Ca^{2+} , Fe e CT e os valores de CUD, apresentando valor do R^2 de 0,91. Em relação à combinação 6 (G2 x P2), houve efeito linear das características de SS, Fe, Ca^{2+} e CT na alteração dos valores de CUD, sendo o valor do R^2 de 0,91. Na combinação 10 (G3 x P2), houve relação linear entre as características SD, Fe e CT e os valores de CUD, tendo R^2 de 0,93.

Para as combinações 3 (G1 x P3) e 4 (G1 x P4), ocorreu relação linear das características SD e CT sobre os valores de CUD, apresentando valores de R^2 de 0,68 e 0,60, respectivamente. Na combinação 7 (G2 x P3), evidenciou-se efeito linear das características de Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT sobre os dados de CUD, obtendo valor de R^2 de 0,94. Para a combinação 11 (G3 x P3), ocorreu relação linear entre as características pH, SS, SD, Ca^{2+} , Mg^{2+} e Mn e os valores de CUD, sendo o valor do R^2 de 0,60. Em relação à combinação 8 (G2 x P4), verificou-se efeito linear das características Ca^{2+} e Mg^{2+} na alteração dos dados de CUD, apresentando valor de R^2 de 0,72. Na combinação 12 (G3 x P4), houve efeito linear das características SS e Fe sobre os valores de CUD, tendo valor de R^2 igual a 0,67. Para a combinação 5 (G2 x P1), o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou a relação entre as características físico-químicas e microbiológica do PAS diluído em AA e os dados de CUD.

Dehghanisanij et al. (2005) constataram relações lineares múltiplas entre os valores de temperatura, pH, condutividade elétrica e população de fito e zooplâncton e os dados de Q de unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica tratada, tendo R^2 de 0,92.

Ainda de acordo com a Tabela 11, houve relação linear entre as características Mn e CT e os dados de Us para as combinações 1 (G1 x P1) e 5 (G2 x P1), tendo valores de coeficiente de determinação (R^2) de 0,60 em ambas as combinações. Para a combinação 2 (G1 x P2), ocorreu efeito linear das características de SS e CT sobre os dados do Us, obtendo valores do R^2 igual a 0,87. A combinação 6 (G2 x P2), apresentou relação

linear entre as características SS, Fe, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT e os valores de Us, sendo o valor do R^2 de 0,97. Em relação à combinação 3 (G1 x P3), houve efeito linear das características SD, Mg^{2+} e CT sobre os valores de Us, tendo valor de R^2 igual a 0,76. Na combinação 7 (G2 x P3) ocorreu efeito linear das características Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT na alteração dos dados de Us, com valor do R^2 de 0,83. Para as demais combinações, o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou às características físico-químicas e microbiológicas do PAS diluído em AA em função do Us.

Relação linear simples entre as características ferro total e bicarbonatos e os valores de Us, nas unidades de irrigação com problemas de obstrução, foram obtidas por Capra & Scicolone (1998).

4.2.2 Desempenho da vazão (Q), da vazão relativa (QR) e do coeficiente de variação de vazão (CVQ)

Na Figura 13 estão apresentados os valores médios de Q, QR e CVQ referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço (P1 - 70 kPa, P2 - 140 kPa, P3 - 210 kPa e P4 - 280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Notou-se que, na Figura 13A, ao comparar os tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios de Q do gotejador G1 foram de 1,21 e 1,28 L h^{-1} na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P1, de 1,83 e 1,72 L h^{-1} na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P2, de 2,19 e 2,07 na unidade de irrigação que operou na pressão de serviço P3 e de 2,44 e 2,38 na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P4.

Decorrida as 160 h de operação, observou-se que houve redução nos valores de Q do gotejador G1 de 6,01; 5,50 e 2,50% nas unidades de irrigação, submetidas às pressões de serviço P2, P3 e P4, respectivamente; enquanto na unidade de irrigação, que operou na pressão de serviço P1, ocorreu aumento nos valores de Q da ordem de 5,78%.

Silva et al. (2012) constaram que o gotejador G1 ($1,65 \text{ L h}^{-1}$), da unidade de irrigação que operou com água residuária do processamento da castanha de caju durante 160 h, apresentou reduções nos valores de Q de 42; 1 e 6% nas pressões de serviço de 70, 210 e 280 kPa, respectivamente.

Nos tempos de operação inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios de Q do gotejador G2 (Figura 13B) foram de 1,50 e 1,62 L h^{-1} na pressão de serviço P1; de 2,24

e $2,25 \text{ L h}^{-1}$ na pressão de serviço P2; de $2,71$ e $2,66 \text{ L h}^{-1}$ na pressão de serviço P3 e de $3,07$ e $3,02 \text{ L h}^{-1}$ na pressão de serviço P4.

Dessa forma, decorrida as 160 h de operação do sistema, houve redução nos valores de Q do gotejador G2 de 1,85 e 1,63%, nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P3 e P4, respectivamente; porém, nas unidades de irrigação que operaram nas pressões de serviço P1 e P2, ocorreu aumento nos valores de Q, na ordem de 8,00 e 0,50%, respectivamente. Ao aplicarem água residuária do processamento da castanha do caju durante 160 h, Silva et al. (2012) constaram reduções nos valores de Q para o gotejador G2 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$), de 8, 10, 4 e 10%, nas unidades de irrigação que operaram nas pressões de serviço 70, 140, 210 e 280 kPa, respectivamente.

Os valores médios de Q do gotejador G3 (Figura 13C), nos tempos de operação de 0 e 160 h, foram de $3,91$ e $3,87 \text{ L h}^{-1}$ na unidade de irrigação que operou na pressão de serviço P1; de $3,85$ e $3,71 \text{ L h}^{-1}$ na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P2; de $3,90$ e $3,79 \text{ L h}^{-1}$ na unidade de irrigação que operou na pressão de serviço P3 e de $3,95$ e $3,79 \text{ L h}^{-1}$ na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P4.

Após 160 horas de operação do sistema, o gotejador G3 apresentou reduções de 3,32; 3,64; 2,82 e 4,05%, nas unidades de irrigação que operaram nas pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Silva et al. (2012), avaliando o desempenho hidráulico de um sistema de irrigação operando com água residuária da castanha de caju, durante 160 h, obtiveram reduções de Q para o gotejador G3 ($4,0 \text{ L h}^{-1}$) de 6, 8, 5 e 5% nas pressões de serviço de 70, 140, 210 e 280 kPa, respectivamente.

Evidenciou-se, nas Figuras 13D, 13E e 13F, que os valores médios de QR foram iguais a 1,00, no tempo de operação inicial (0 h), para todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço.

Enquanto que, no tempo de funcionamento final (160 h), o gotejador G1 (Figura 13D) apresentou valores médios de QR de 1,06; 0,94; 0,95 e 0,98 L h^{-1} nas pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Para o gotejador G2 (Figura 13E), os valores médios de QR foram de 1,08; 1,00; 0,98 e 0,98 L h^{-1} nas pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Com relação ao gotejador G3 (Figura 13F), os valores médios de QR foram iguais a 0,97 nas pressões de serviço P1 e P3 e 0,96 nas pressões de serviço P2 e P4.

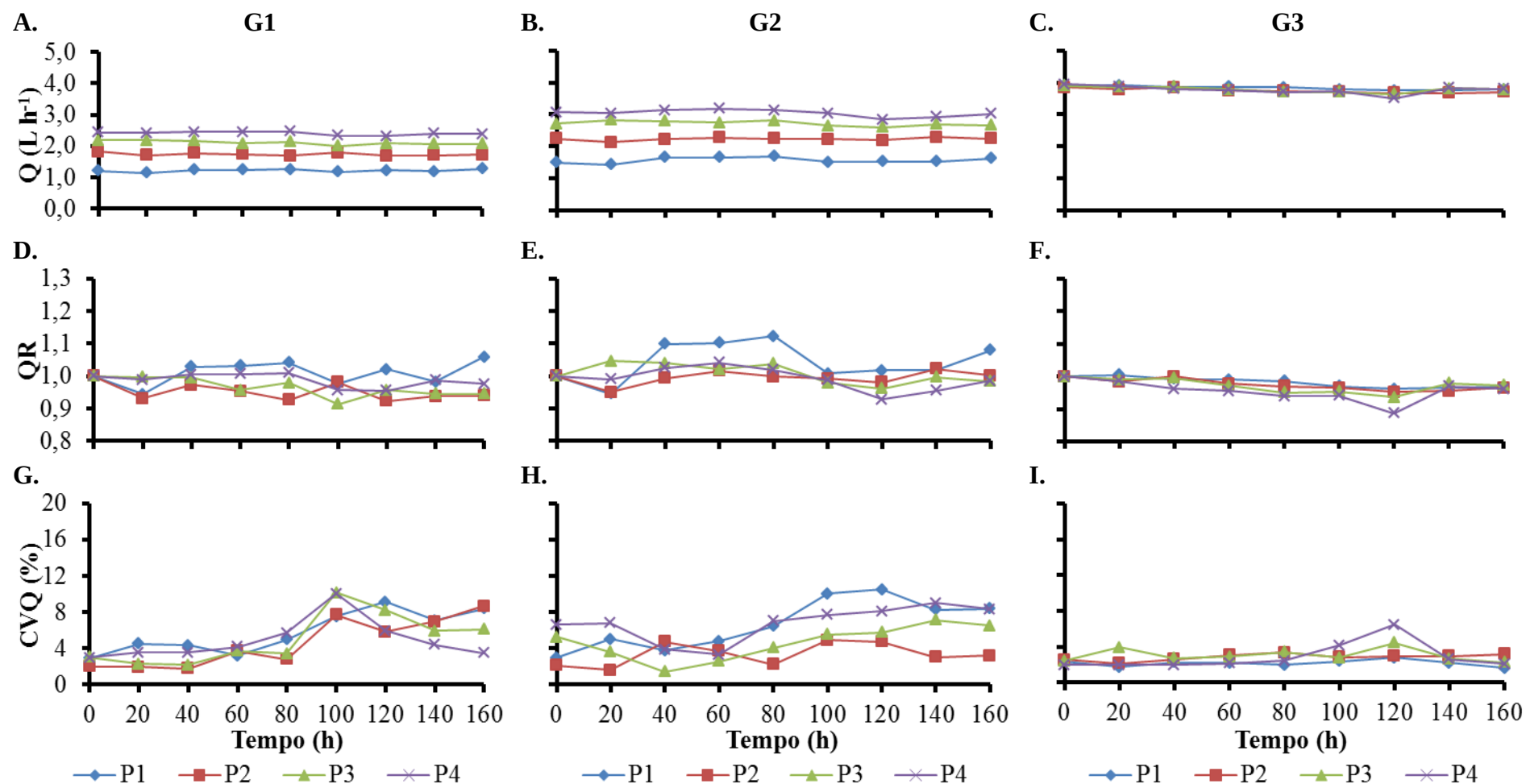


Figura 13. Valores médios de Q (A, B e C), QR (D, E e F) e CVQ (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Resultados encontrados por Oliver et al. (2014), demonstraram valores médios de QR de 0,47; 0,63 e 0,79 L h⁻¹ em unidades de irrigação dotadas dos gotejadores E1 (1,60 L h⁻¹), E2 (2,0 L h⁻¹) e E3 (2,3 L h⁻¹), respectivamente, após 3600 h de operação com água residuária doméstica tratada.

Conforme classificação adaptada de Capra & Scicolone (1998), os valores médios de QR, para todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço, receberam a classificação alta (> 0,39 L h⁻¹) nos tempos de operação de 0 e 160 h.

Nas Figuras 13G, 13H e 13I estão apresentados os valores médios do CVQ para os gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, submetidos às diferentes pressões de serviço, ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

Nos tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), os valores médios de CVQ, para o gotejador G1 (Figura 13G), foram iguais a 3 e 8% na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P1, 2 e 9% na unidade de irrigação que operou na pressão de serviço P2, 3 e 6% na unidade de irrigação de operou na pressão de serviço P3 e 3 e 3% na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P4, respectivamente. Constatou-se, na Figura 13H, que os valores médios de CVQ para o gotejador G2 foram de 3 e 8% na pressão de serviço P1; de 2 e 3% na pressão de serviço P2; de 5 e 7% na pressão de serviço P3 e de 7 e 8% na pressão de serviço P4. Para o gotejador G3 (Figura 13I), os valores médios do CVQ foram de 2 e 2% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1, P3 e P4 e de 3 e 3% na unidade de irrigação submetida à pressão de serviço P2.

De acordo com a norma ASAE EP 405 (ASAE STANDARDS, 2008), notou-se que os valores médios de CVQ de todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço, nos tempos de operação de inicial (0 h) e final (160 h), foram inferiores a 10%, sendo classificados como bons.

Durante o período de operação de 160 h, ocorreram oscilações nos valores de Q, QR e CVQ atribuída ao processo de desobstrução aleatória e sobrelevação da pressão de serviço. Cunha et al. (2006) evidenciaram a desobstrução aleatória de gotejadores, que operaram com água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro, decorrente de saída de material gelatinoso de obstrução, variações da qualidade da água ou de variações de temperatura ambiente. Já Faria et al. (2002) estudaram a elevação de pressão na rede hidráulica de um sistema de irrigação por gotejamento, quando ocorre redução na vazão por entupimento de gotejadores. Os resultados indicaram que a redução na vazão dos gotejadores provocou aumento considerável na pressão da tubulação de distribuição de

água, particularmente na condição de 50% de entupimento; 80% do comprimento da malha hidráulica apresentou pressão superior à da classe de pressão da tubulação.

Na Tabela 12 constam os modelos de regressão ajustados às variáveis Q, QR e CVQ em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P).

O modelo quadrático foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de Q e T das unidades de irrigação com a combinação 11 (G3 x P3), apresentando valor do coeficiente de determinação (R^2) de 0,67. Nos resultados apresentados por Busato et al. (2012) visualizou-se que houve relação linear entre os dados de Q e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores M1 (2,2 L h⁻¹), M2 (2,6 L h⁻¹) e M3 (2,3 L h⁻¹), que operaram com água ferruginosa, durante 700 h, apresentando valores de R^2 que variaram de 0,75 a 0,94.

O modelo linear foi o que melhor se ajustou à relação entre a variável Q e o T das unidades de irrigação para as combinações 9 (G3 x P1) e 10 (G3 x P2), apresentando valores de R^2 iguais a 0,87 e 0,77. Batista et al. (2011b) notaram relações lineares entre os dados de Q e T, nas unidades de irrigação que operaram com as águas residuárias domésticas preliminar, secundária e terciária, durante 500 h, tendo valores de R^2 de 0,55 a 0,99.

As demais combinações não apresentaram efeito significativo do T sobre os dados de Q, indicando que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados. Batista et al. (2009) encontraram relações lineares entre os dados de Q e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores M1 (1,7 L h⁻¹), M2 (2,1 L h⁻¹) e M3 (2,0 L h⁻¹), que operaram com água residuária doméstica terciária, durante 560 h, apresentando valores de R^2 que variaram de 0,85 a 0,96.

Observa-se, na Tabela 12, que para a combinação 7 (G2 x P3), o modelo raiz quadrada foi o que melhor representou a relação entre a variável QR e o T, sendo o valor do coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,60.

Enquanto, o modelo linear foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados do QR e T nas unidades de irrigação com as combinações 9 (G3 x P1), 10 (G3 x P2) e 3 (G1 x P3), apresentando valores do R^2 de 0,86, 0,77 e 0,60, respectivamente.

Já os valores de QR nas demais combinações não foram modificados, significativamente, por T, demonstrando que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados.

Tabela 12. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, QR e CVQ em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
Q			
1	G1 x P1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,223$	-
2	G1 x P2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,741$	-
3	G1 x P3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 2,113$	-
4	G1 x P4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 2,406$	-
5	G2 x P1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,569$	-
6	G2 x P2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 2,233$	-
7	G2 x P3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 2,721$	-
8	G2 x P4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 3,041$	-
9	G3 x P1	$\hat{Q} = 3,919 - 0,00109^{**} T$	0,87
10	G3 x P2	$\hat{Q} = 3,835 - 0,00108^{**} T$	0,77
11	G3 x P3	$\hat{Q} = 3,932 + 0,0000194^{*} T^2 - 0,00403^{*} T$	0,67
12	G3 x P4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 3,774$	-
QR			
1	G1 x P1	$\hat{QR} = \bar{QR} = 1,010$	-
2	G1 x P2	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,952$	-
3	G1 x P3	$\hat{QR} = 0,998 - 0,000406^{**} T$	0,60
4	G1 x P4	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,987$	-
5	G2 x P1	$\hat{QR} = \bar{QR} = 1,044$	-
6	G2 x P2	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,995$	-
7	G2 x P3	$\hat{QR} = 1,006 + 0,0117^0 T^{1/2} - 0,00116^{*} T$	0,60
8	G2 x P4	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,992$	-
9	G3 x P1	$\hat{QR} = 1,004 - 0,000276^{**} T$	0,86
10	G3 x P2	$\hat{QR} = 0,996 - 0,000279^{**} T$	0,77
11	G3 x P3	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,972$	-
12	G3 x P4	$\hat{QR} = \bar{QR} = 0,956$	-
CVQ			
1	G1 x P1	$c\hat{V}Q = 2,884 + 0,0364^{**} T$	0,75
2	G1 x P2	$c\hat{V}Q = 1,010 + 0,0449^{**} T$	0,82
3	G1 x P3	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 5,005$	-
4	G1 x P4	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 4,870$	-
5	G2 x P1	$c\hat{V}Q = 3,356 + 0,0417^{**} T$	0,70
6	G2 x P2	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 3,364$	-
7	G2 x P3	$c\hat{V}Q = 5,247 - 0,971^{**} T^{1/2} + 0,0908^{**} T$	0,82
8	G2 x P4	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 6,763$	-
9	G3 x P1	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 2,153$	-
10	G3 x P2	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 2,834$	-
11	G3 x P3	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 3,050$	-
12	G3 x P4	$c\hat{V}Q = \bar{CVQ} = 2,860$	-

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

Nos resultados constatados por Cararo et al. (2006), observou-se relações lineares entre o grau de obstrução e o T, nas unidades de irrigação que operaram com água residuária doméstica tratada, durante 373 h.

Conforme a Tabela 12, para as combinações 1 (G1 x P1), 5 (G2 x P1) e 2 (G1 x P2), o modelo linear foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de CVQ e T, apresentando valores do coeficiente de determinação (R^2) variando de 0,70 a 0,82. Batista et al. (2008) obtiveram relação exponencial entre os dados de CVQ e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores M1 (1,7 L h⁻¹), M2 (2,1 L h⁻¹) e M3 (2,0 L h⁻¹), operando com água residuária terciária durante 560 h, tendo valores de R^2 que variaram de 0,94 a 0,98.

O modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados do CVQ e T das unidades de irrigação com a combinação 7 (G2 x P3), apresentando valor do R^2 igual a 0,82. Em trabalho conduzido com água residuária de suinocultura, Batista et al. (2012) encontraram relação quadrática entre os dados de CVQ e T, nas unidades de irrigação dotadas do gotejador G2 (1,7 L h⁻¹), durante 160 h de operação do sistema, tendo valor de R^2 de 0,88.

Nas demais combinações, observou-se que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados de CVQ e T. Batista et al. (2012) observaram que o modelo nulo foi o que melhor se ajustou aos dados de CVQ e T, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G1 (2,0 L h⁻¹) e G3 (3,6 L h⁻¹), aplicando água residuária de suinocultura, durante 160 h.

Constam, na Tabela 13, as equações de regressão linear múltipla ajustadas às variáveis Q, QR e CVQ em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca²⁺, Fe, Mn, Mg²⁺) e microbiológica (CT) do PAS diluído em AA, para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e às pressões de serviço (P).

Para a combinação 9 (G3 x P1), ocorreu efeito linear das características SS, Fe, Mn e CT sobre a variável Q, obtendo-se coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,95. Na combinação 2 (G1 x P2), houve relação linear entre as características SD, Mn e CT e os valores de Q, sendo o R^2 de 0,73. Em relação às combinações 6 (G2 x P2) e 7 (G2 x P3), verificou-se efeito linear das características SS, Fe e CT na alteração dos dados de Q, tendo valores do R^2 de 0,84 em ambas as combinações. Na combinação 10 (G3 x P2), houve relação linear apenas da característica SS na alteração dos dados de Q, apresentando valor do R^2 de 0,62.

Na combinação 3 (G1 x P3), ocorreu efeito linear das características SS, Mn e Mg^{2+} sobre os valores de Q, resultando em valor do R^2 de 0,88. Em relação à combinação 11 (G3 x P3), houve relação linear entre as características pH, SD e Ca^{2+} e os dados de Q, tendo R^2 de 0,67. Na combinação 8 (G2 x P4), houve efeito linear das características SS, SD, Fe e Mn na alteração dos dados de Q, obtendo valor do R^2 de 0,67. Para a combinação 12 (G3 x P4), ocorreu efeito linear da característica Fe sobre a variável Q, apresentando valor do R^2 de 0,67. Nas combinações 1 (G1 x P1), 5 (G2 x P1) e 4 (G1 x P4), o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou à relação entre as características físico-químicas e microbiológicas do PAS diluído em AA e os dados de Q.

Batista et al. (2008), avaliando o desempenho de gotejadores que operaram com água residuária terciária, durante 560 h, constataram que: a) Para os gotejadores G1 ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) e G2 ($2,1 \text{ L h}^{-1}$), houve relação linear múltipla entre as características temperatura, Mn, Fe, SD e pH e os valores de vazão, tendo R^2 de 0,99 e 0,98, respectivamente; e b) Para o gotejador G3 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$), houve efeito linear das características temperatura, Mn e Fe sobre os dados de Q, obtendo R^2 de 0,99.

Constatou-se, na Tabela 13, que as combinações 9 (G3 x P1) e 8 (G2 x P4) apresentaram efeito linear das características SS, SD, Fe e Mn sobre os dados de QR, sendo o coeficiente de determinação (R^2) de 0,93 e 0,67, respectivamente.

Na combinação 2 (G1 x P2), as características pH, SS, Fe, Mn, Mg^{2+} e Ca^{2+} apresentaram relação linear com os dados QR apresentando R^2 igual a 0,98. Para a combinação 10 (G3 x P2), houve relação linear entre as características pH, Mn e Ca^{2+} e os valores de QR tendo valor do R^2 de 0,83. Em relação à combinação 3 (G1 x P3), ocorreu efeito linear das características de SS, Mn, Mg^{2+} sobre os valores de QR, apresentando valor do R^2 de 0,88.

Na combinação 7 (G2 x P3), houve efeito linear das características SS, SD e Fe e os dados de QR, obtendo-se R^2 igual a 0,80. Na combinação 11 (G3 x P3), as características pH, SD e Ca^{2+} apresentaram relação linear com os dados de QR, apresentando valor do R^2 de 0,87. Para a combinação 12 (G3 x P4), verificou-se efeito linear da característica Fe na alteração dos dados QR, sendo o R^2 de 0,68. Em relação às combinações 1 (G1 x P1), 5 (G2 x P1), 6 (G2 x P2) e 4 (G1 x P4), o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou às características físico-químicas e microbiológicas do PAS diluído em AA em função do QR.

Tabela 13. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q, QR e CVQ em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
Q			
1	G1 x P1	$\bar{Q} = \bar{Q} = 1,223$	-
2	G1 x P2	$\bar{Q} = 1,955 - 0,000153^{**}\text{SD} + 1,773^{**}\text{Mn} + 0,0660^{*}\text{CT}$	0,73
3	G1 x P3	$\bar{Q} = 2,523 - 0,000747^{**}\text{SS} - 1,714^{*}\text{Mn} + 0,00640^0\text{Mg}$	0,88
4	G1 x P4	$\bar{Q} = \bar{Q} = 2,406$	-
5	G2 x P1	$\bar{Q} = \bar{Q} = 1,569$	-
6	G2 x P2	$\bar{Q} = 2,181 + 0,000856^{*}\text{SS} + 0,144^{**}\text{Fe} - 0,0853^{**}\text{CT}$	0,84
7	G2 x P3	$\bar{Q} = 2,181 + 0,000856^{*}\text{SS} + 0,144^{**}\text{Fe} - 0,0853^{**}\text{CT}$	0,84
8	G2 x P4	$\bar{Q} = 2,508 + 0,00182^{*}\text{SS} - 0,000333^{*}\text{SD} + 0,188^0\text{Fe} + 4,187^0\text{Mn}$	0,67
9	G3 x P1	$\bar{Q} = 3,587 + 0,000293^0\text{SS} + 0,0485^{*}\text{Fe} + 1,393^{*}\text{Mn} - 0,0498^{**}\text{CT}$	0,95
10	G3 x P2	$\bar{Q} = 3,942 - 0,000414^{**}\text{SS}$	0,62
11	G3 x P3	$\bar{Q} = 0,239 + 0,394^{**}\text{pH} + 0,000122^{**}\text{SD} - 0,0509^{**}\text{Ca}$	0,67
12	G3 x P4	$\bar{Q} = 3,527 + 0,122^{**}\text{Fe}$	0,67
QR			
1	G1 x P1	$\bar{Q}\bar{R} = \bar{Q}\bar{R} = 1,010$	-
2	G1 x P2	$\bar{Q}\bar{R} = -3,140 + 0,441^{*}\text{pH} + 0,000809^{*}\text{SS} - 0,0227^0\text{Fe} + 2,883^{**}\text{Mn} - 0,0128^{*}\text{Mg} - 0,0416^{*}\text{Ca}$	0,98
3	G1 x P3	$\bar{Q}\bar{R} = 1,156 - 0,000344^{**}\text{SS} - 0,809^{*}\text{Mn} + 0,00293^0\text{Mg}$	0,88
4	G1 x P4	$\bar{Q}\bar{R} = \bar{Q}\bar{R} = 0,987$	-
5	G2 x P1	$\bar{Q}\bar{R} = \bar{Q}\bar{R} = 1,044$	-
6	G2 x P2	$\bar{Q}\bar{R} = \bar{Q}\bar{R} = 0,995$	-
7	G2 x P3	$\bar{Q}\bar{R} = 0,906 + 0,000410^{*}\text{SS} - 0,0000876^{**}\text{SD} + 0,0828^{**}\text{Fe}$	0,80
8	G2 x P4	$\bar{Q}\bar{R} = 0,810 + 0,000617^{*}\text{SS} - 0,000112^{*}\text{SD} + 0,0632^0\text{Fe} + 1,428^0\text{Mn}$	0,67
9	G3 x P1	$\bar{Q}\bar{R} = 0,964 + 0,000107^0\text{SS} - 0,0000351^{*}\text{SD} + 0,0249^{*}\text{Fe} + 0,300^0\text{Mn}$	0,93
10	G3 x P2	$\bar{Q}\bar{R} = 0,480 + 0,0591^{*}\text{pH} + 0,247^0\text{Mn} - 0,00748^{*}\text{Ca}$	0,83
11	G3 x P3	$\bar{Q}\bar{R} = -0,0696 + 0,111^{**}\text{pH} + 0,0000501^{**}\text{SD} - 0,0145^{**}\text{Ca}$	0,87
12	G3 x P4	$\bar{Q}\bar{R} = 0,894 + 0,0308^{**}\text{Fe}$	0,68
CVQ			
1	G1 x P1	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 6,757 - 44,063^{*}\text{Mn} + 1,176^0\text{CT}$	0,60
2	G1 x P2	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 3,087 + 0,0102^{*}\text{SS} + 1,848^{**}\text{CT}$	0,87
3	G1 x P3	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 19,876 - 0,00663^{*}\text{SD} - 0,312^0\text{Mg} + 4,033^{**}\text{CT}$	0,76
4	G1 x P4	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = \bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 4,870$	-
5	G2 x P1	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 8,826 - 59,937^{*}\text{Mn} + 1,116^0\text{CT}$	0,60
6	G2 x P2	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 12,364 - 0,00876^{*}\text{SS} - 1,875^{*}\text{Fe} - 0,566^{**}\text{Ca} + 0,154^{*}\text{Mg} + 1,185^{**}\text{CT}$	0,97
7	G2 x P3	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 1,031 + 0,623^{*}\text{Ca} - 0,297^{*}\text{Mg} + 0,799^0\text{CT}$	0,83
8	G2 x P4	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 4,209 + 0,721^{*}\text{Ca} - 0,367^{*}\text{Mg}$	0,65
9	G3 x P1	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = \bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 2,153$	-
10	G3 x P2	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = \bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 2,833$	-
11	G3 x P3	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = \bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 3,050$	-
12	G3 x P4	$\bar{C}\bar{V}\bar{Q} = \bar{C}\bar{V}\bar{Q} = 2,860$	-

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

Dehghanisani et al. (2005) encontraram relações lineares entre as características população de fitoplâncton e de zooplâncton e os valores de Q de seis tipos de gotejadores, que aplicaram água residuária doméstica tratada, tendo valores de R^2 que oscilaram de 0,59 a 0,69.

Na Tabela 13 verificou-se que, nas combinações 1 (G1 x P1) e 5 (G2 x P1), houve efeito linear das características Mn e CT sobre a variável CVQ, apresentando valores do coeficiente de determinação (R^2) de 0,60 para ambas as combinações. Na combinação 2 (G1 x P2), ocorreu relação linear entre as características SS e CT e os dados de CVQ, obtendo valor de R^2 igual a 0,87. Para combinação 6 (G2 x P2), ocorreu efeito linear das características SS, Fe, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT na alteração dos valores de CVQ, sendo o valor do R^2 de 0,97.

Em relação à combinação 3 (G1 x P3), houve relação linear das características SD, Mg^{2+} e CT sobre os valores de CVQ, tendo valor de R^2 igual a 0,76. Na combinação 7 (G2 x P3), houve efeito linear das características Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT na alteração dos dados de CVQ, apresentando R^2 de 0,83. Para a combinação 8 (G2 x P4), houve relação linear entre as características Ca^{2+} e Mg^{2+} e os valores de CVQ, sendo o valor do R^2 de 0,65. Nas combinações 9, 10, 11 e 12 com modelo de gotejador G3 e para a combinação 4 (G1 x P4), o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou as características físico-químicas e microbiológicas do PAS diluído em AA em função dos dados de CVQ.

4.2.3 Desempenho do coeficiente de redução de vazão relativa (RQR), do aumento parcial de vazão (APQ) e da redução parcial de vazão (RPQ)

Estão apresentados na Figura 14 os valores médios de RQR, APQ e RPQ referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço (P1 - 70 kPa, P2 - 140 kPa, P3 - 210 kPa e P4 - 280 kPa), ao longo do período de operação.

Evidenciou-se, nas Figuras 14A, 14B e 14C, no tempo de operação inicial (0 h), que os valores médios de RQR não sofreram alterações, pois a vazão atual foi igual à vazão inicial dos gotejadores G1, G2 e G3 submetidos às distintas pressões de serviço.

Enquanto, no tempo de operação final (160 h), ocorreram valores médios de RQR de -6, 6, 5 e 2% para o gotejador G1 (Figura 14A) operando nas pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Na Figura 14B constatou-se que os valores de RQR, do gotejador G2, foram de -8% na pressão de serviço P1, 0% na pressão de serviço P2 e 2% nas pressões de serviço P3 e P4. Para o gotejador G3 (Figura 14C), observaram-se

valores de RQR iguais a 3% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1 e P3 e a 4% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P2 e P4.

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

Observou-se que houve aumento da vazão atual do gotejador G1 ($\text{RQR} < 0$) ao longo de todo período experimental, submetido às pressões de serviço P1 e P4, do gotejador G2 em todas as pressões de serviço e do gotejador G3 na pressão de serviço P1. No entanto, o gotejador G2 quando submetido à pressão de serviço P1 destacou-se dos demais, apresentando aumento de vazão de 12% no tempo de operação de 80 h. Esse fato pode ser explicado pelo acúmulo de biofilme, nas paredes do labirinto dos gotejadores, diminuindo a área de passagem e aumentando a pressão do fluxo do efluente no labirinto, elevando, conseqüentemente, a vazão do emissor. Outra explicação seria às falhas do diafragma, atribuindo-as à deterioração da membrana por ação de atividade microbiana, confirmando os relatos de Gilbert et al. (1981), Ravina et al. (1992) e Cararo et al. (2006).

Desta forma, seguindo a classificação proposta por Capra & Scicolone (1998), constatou-se que os valores médios do RQR para todas as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço, nos tempos de operação inicial (0 h) e final (160 h), foram menores que 61%, sendo classificados como baixos.

O indicador de desempenho hidráulico APQ (Figuras 14D, 14E e 14F), refere-se à porcentagem de gotejadores, da unidade de irrigação, que apresentaram aumento de vazão de 10 a 49% do valor da vazão inicial, conforme proposto por Ravina et al. (1992).

Observou-se que, para o gotejador G1 (Figura 14D), houve oscilações nos valores de APQ nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1 e P3; assim como para o gotejador G2 (Figura 14E), das unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1, P3 e P4. Enquanto que, nas demais combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço os valores de APQ permaneceram nulos, durante o período de operação do sistema.

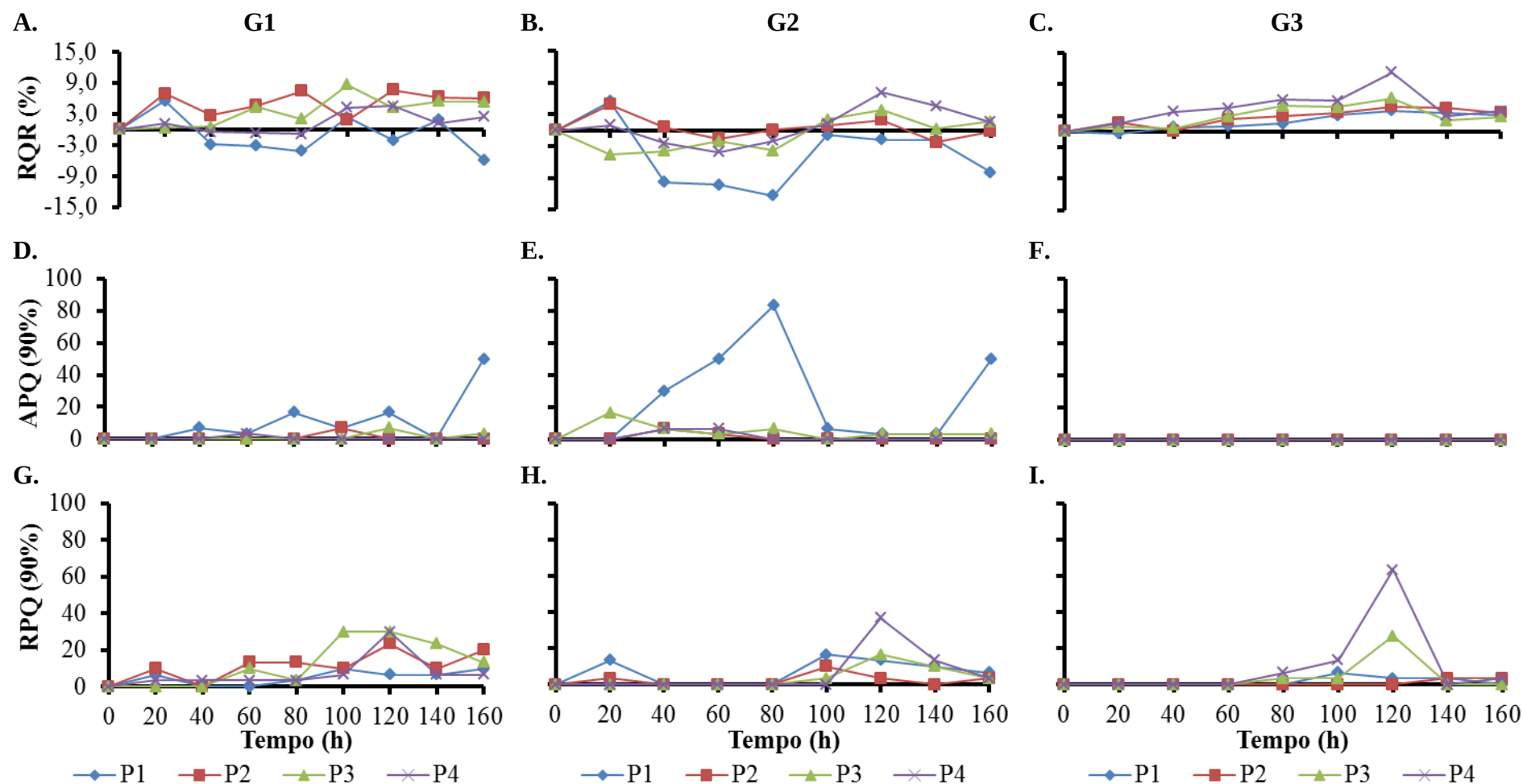


Figura 14. Valores médios de RQR (A, B e C), APQ (D, E e F) e RPQ (G, H e I), referentes às combinações entre tipos de gotejadores (G1, G2 e G3) e pressões de serviço P1 (70 kPa), P2 (140 kPa), P3 (210 kPa) e P4 (280 kPa), ao longo do período de operação das unidades de irrigação.

O maior valor de APQ foi notado para o gotejador G2 operando na pressão de serviço P1, em que 83% dos gotejadores G2 da unidade de irrigação apresentaram aumento de vazão de 10 a 49% do valor da vazão inicial, no tempo de operação de 80 h.

Verificou-se, no tempo de funcionamento inicial (0 h), que os valores médios de APQ foram iguais a 0% para todas as combinações. Entretanto, no tempo de funcionamento final (160 h), os gotejadores G1 (Figura 14D) e G2 (Figura 14E) apresentaram aumento parcial de vazão apenas nas pressões de serviço P1 (aumento de 50%) e P3 (aumento de 3%), não ocorrendo nas pressões de serviço P2 e P4. Para o gotejador G3 (Figura 14F), observa-se que não ocorreu aumento parcial de vazão quando submetidos às pressões de serviço (P1, P2, P3 e P4). Resultados encontrados por Ravina et al. (1992), demonstraram que ocorreram valores de APQ variando de 0 a 24% em 12 tipos de gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada.

O indicador de desempenho hidráulico RPQ (Figuras 14G, 14H e 14I), refere-se à porcentagem de gotejadores presentes na unidade de irrigação que apresentaram redução de vazão de 10 a 49% do valor da vazão inicial, como proposto por Ravina et al. (1992).

Evidenciou-se que o gotejador G3 (Figura 14I), quando submetido à pressão de serviço P4, apresentou valor médio de RPQ constante e igual a 0%, até o tempo de operação de 60 h. Após esse período, houve oscilação de 0% (60 h) para 63% (120 h), reduzindo novamente para 0% (140 h). Este fato pode ser atribuído à desobstrução espontânea dos gotejadores devido ao aumento de temperatura durante determinado período, acarretando o desprendimento do biofilme das paredes do labirinto (Cunha et al., 2006), como, também, à sobrelevação da pressão de serviço ocorrida em função da obstrução parcial e total dos gotejadores, como evidenciado por Faria et al. (2002). No entanto, esse mesmo gotejador (G3) apresentou as menores oscilações nos valores do RPQ, obtendo valores máximos de 7 e 3% nos tempos de 100 e 140 h, para as unidades de irrigação, submetidas às pressões de serviço P1 e P2, respectivamente.

Para o tempo de funcionamento inicial (0 h), os gotejadores de todas as unidades de irrigação apresentaram valores de RPQ igual a 0%. Contudo, no tempo de funcionamento final (160 h), o gotejador G1 (Figura 14G) apresentou valores médios de RPQ iguais a 10, 20, 13 e 7% nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P1, P2, P3 e P4, respectivamente. Para o gotejador G2 (Figura 14H), os valores médios de RPQ foram de 7% na pressão de serviço P1 e de 3% nas pressões de serviço P2, P3 e P4. Observa-se que, os valores médios de RPQ foram de 0% no gotejador G3

(Figura 14I) das unidades de irrigação que operaram nas pressões de serviço P1 e P3, enquanto que, nas unidades de irrigação submetidas às pressões de serviço P2 e P4, os valores de RPQ foram de 3% para o gotejador G3. Em trabalho realizado por Ravina et al. (1992), observou-se valores de RPQ oscilando de 0 a 49% em 12 tipos de gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada.

Os resultados do desempenho hidráulico, apresentados nas Figuras 12, 13 e 14, indicaram que o G2, operando na pressão de serviço P1, foi mais suscetível ao entupimento, devido ao maior comprimento do labirinto; que favorece o desenvolvimento de biofilme nos trechos de menor velocidade de escoamento do efluente, confirmando os relatos de Cararo et al. (2006) e Dazhuang et al. (2009), como, também, ao fato da pressão de serviço a qual esteve submetido (70 kPa) ser inferior à faixa de pressão recomendada pelo fabricante de 100 a 300 kPa (Tabela 5). O gotejador G1 foi mais suscetível ao entupimento do que o gotejador G3, por apresentar menor vazão, e menos suscetível ao entupimento do que G2, devido ao menor comprimento do labirinto. Os menores níveis de entupimento ocorreram no gotejador G3 das unidades de irrigação, submetidas às pressões de serviço P1 e P2.

Na Tabela 14 constam as equações de regressão que melhor representaram os dados do RQR em função do tempo de operação (T), para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P).

Tabela 14. Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
		RQR	
1	G1 x P1	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = -0,953$	-
2	G1 x P2	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = 4,833$	-
3	G1 x P3	$\overline{RQR} = 0,181 + 0,0406^{**} T$	0,60
4	G1 x P4	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = 1,282$	-
5	G2 x P1	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = -4,395$	-
6	G2 x P2	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = 0,140$	-
7	G2 x P3	$\overline{RQR} = -0,553 - 1,172^0 T^{1/2} + 0,116^* T$	0,60
8	G2 x P4	$\overline{RQR} = \overline{RQR} = 0,756$	-
9	G3 x P1	$\overline{RQR} = -0,481 + 0,0282^{**} T$	0,84
10	G3 x P2	$\overline{RQR} = 0,367 + 0,0279^{**} T$	0,77
11	G3 x P3	$\overline{RQR} = -0,919 + 0,103^* T - 0,496^* T^2$	0,67
12	G3 x P4	$\overline{RQR} = -0,807 + 0,150^* T - 0,000748^* T^2$	0,60

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

O modelo raiz quadrada foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de RQR e T das unidades de irrigação com a combinação 7 (G2 x P3), com valor do coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,60. Já o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou à relação entre a variável RQR e T das unidades de irrigação para as combinações 11 (G3 x P3) e 12 (G3 x P4), tendo valores de R^2 de 0,67 e 0,60, respectivamente. Enquanto, o modelo linear foi o que melhor se ajustou à relação entre os dados de RQR e T das unidades de irrigação para as combinações 9 (G3 x P1), 10 (G3 x P2) e 3 (G1 x P3), apresentando valores de R^2 oscilando de 0,60 a 0,84. Já as combinações 1 (G1 x P1), 5 (G2 x P1), 2 (G1 x P2), 6 (G2 x P2), 4 (G1 x P4) e 8 (G2 x P4), não apresentaram efeito significativo do T sobre os dados do RQR, indicando que o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou aos dados.

Liu & Huang (2009) avaliaram os níveis de entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica de lodo ativado e, encontraram relação linear entre os valores de RQR e a percentagem de gotejadores completamente entupidos para dois modelos de gotejadores E1 (2,83 L h⁻¹) e E2 (1,88 L h⁻¹), sendo os valores de R^2 de 0,71 e 0,87, respectivamente.

Apresentam-se, na Tabela 15, as equações de regressão linear múltipla ajustadas à variável RQR em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca²⁺, Fe, Mn, Mg²⁺) e microbiológica (CT) do PAS diluído em AA, para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e as pressões de serviço (P).

Nas combinações 9 (G3 x P1) e 8 (G2 x P4) houve efeito linear das características SS, SD, Fe e Mn sobre a variável RQR, sendo os valores do coeficiente de determinação (R^2) de 0,93 e 0,67, respectivamente. Para a combinação 2 (G1 x P2), houve relação linear das características pH, SS, Fe, Mn, Mg²⁺ e Ca²⁺ sobre os valores de RQR, apresentando R^2 de 0,98. Em relação à combinação 10 (G3 x P2), ocorreu efeito linear das características pH, Mn e Ca²⁺ na alteração dos dados de RQR, sendo o valor do R^2 de 0,83. Na combinação 3 (G1 x P3), houve relação linear das características SS, Mn e Mg²⁺ sobre os valores de RQR, apresentando valor para o R^2 de 0,88. Para a combinação 7 (G2 x P3) ocorreu efeito linear entre as características SS, SD e Fe sobre os valores de RQR, obtendo-se R^2 de 0,80. Em relação à combinação 11 (G3 x P3), evidenciou-se efeito linear das características pH, SD e Ca²⁺ sobre os dados de RQR, com R^2 igual a 0,87.

Tabela 15. Equações de regressão ajustadas à variável RQR em função das características física (SS), químicas (pH, SD, Ca^{2+} , Fe, Mn, Mg^{2+}) e microbiológica (CT) do percolado de aterro sanitário (PAS) diluído em água de abastecimento (AA) para as combinações entre tipos de gotejadores (G) e pressões de serviço (P)

Combinação	Especificação	Equação de regressão	R ²
RQR			
1	G1 x P1	$\bar{RQR} = \overline{RQR} = -0,953$	-
2	G2 x P1	$\bar{RQR} = \overline{RQR} = -4,395$	-
3	G3 x P1	$\bar{RQR} = 0,363 - 0,0107^0 \text{ SS} + 0,00351^* \text{ SD} - 2,494^* \text{ Fe} - 30,002^0 \text{ Mn}$	0,93
4	G1 x P2	$\bar{RQR} = 414,034 - 44,119^* \text{ pH} - 0,0809^* \text{ SS} + 2,265^0 \text{ Fe} - 288,398^{**} \text{ Mn} + 1,283^* \text{ Mg} + 4,160^* \text{ Ca}$	0,98
5	G2 x P2	$\bar{RQR} = \overline{RQR} = 0,469$	-
6	G3 x P2	$\bar{RQR} = 52,017 - 5,913^* \text{ pH} - 24,686^0 \text{ Mn} + 0,748^* \text{ Ca}$	0,83
7	G1 x P3	$\bar{RQR} = 15,603 + 0,0344^{**} \text{ SS} + 80,883^* \text{ Mn} - 0,293^0 \text{ Mg}$	0,88
8	G2 x P3	$\bar{RQR} = 9,366 - 0,0410^* \text{ SS} + 0,00876^{**} \text{ SD} - 8,276^{**} \text{ Fe}$	0,80
9	G3 x P3	$\bar{RQR} = 106,961 - 11,129^{**} \text{ pH} - 0,00501^{**} \text{ SD} + 1,446^{**} \text{ Ca}$	0,87
10	G1 x P4	$\bar{RQR} = \overline{RQR} = 1,282$	-
11	G2 x P4	$\bar{RQR} = 18,972 - 0,0617^* \text{ SS} + 0,0112^* \text{ SD} - 6,320^0 \text{ Fe} - 142,836^0 \text{ Mn}$	0,67
12	G3 x P4	$\bar{RQR} = 10,638 - 3,085^{**} \text{ Fe}$	0,68

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

Na combinação 12 (G3 x P4) houve efeito linear apenas da característica Fe sobre a variável RQR, tendo valor de R² de 0,68. Para as combinações 1 (G1 x P1), 5 (G2 x P1), 6 (G2 x P2) e 4 (G1P4) o modelo nulo (média) foi o que melhor se ajustou à relação entre as características físico-químicas e microbiológicas do PAS diluído em AA e os valores de RQR.

No trabalho conduzido por Capra & Scicolone (1998), estes autores evidenciaram relações lineares simples entre as características sólidos suspensos, condutividade elétrica, ferro, cálcio e magnésio e os dados de RQR em sistemas de irrigação montados em campo.

4.3 MATRIZ DE INTERAÇÃO DE PEARSON RELACIONANDO AS VARIÁVEIS DE DESEMPENHO HIDRÁULICO E DA QUALIDADE DO PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Na Tabela 16 está apresentada a correlação de Pearson, para o gotejador G1, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us, APQ,

RPQ, QR e RQR) e da qualidade do PAS diluído em AA (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT).

Notou-se que ao fixar a variável Q houve correlação significativa para APQ do tipo fraca negativa, conforme os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Para a variável CUC houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD e Us, moderada positiva para Fe e Mn, fraca negativa para APQ e Ca^{2+} , moderada negativa para RPQ, SS e CT e forte negativa para CVQ.

Ao fixar a variável CUD houve correlação significativa tipo forte positiva para Us, moderada positiva para Fe e Mn, fraca positiva para QR, fraca negativa para APQ, RQR e Ca^{2+} , moderada negativa para RPQ, SS e CT e forte negativa para CVQ.

Fixando a variável CVQ, observou-se que houve correlação significativa tipo moderada positiva para RPQ, SS e CT, fraca positiva para APQ, fraca negativa para pH, moderada negativa para Fe e Mn e perfeita negativa para Us.

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

Ao fixar a variável APQ houve correlação significativa do tipo moderada positiva para QR, fraca positiva para SS, Ca^{2+} e Mg^{2+} e moderada negativa para RQR.

Analisando a variável RPQ, esta apresentou correlação significativa tipo moderada positiva para RQR, fraca positiva para SS e CT, fraca negativa para pH e Mn e moderada negativa para QR e Fe.

Para a variável QR houve correlação do tipo perfeita negativa para RQR.

Tabela 16. Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G1, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	APQ	RPQ	QR	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**																
CUC	0,1764 ^{n.s.}	1**															
CUD	0,0908 ^{n.s.}	0,9608**	1**														
CVQ	-0,1730 ^{n.s.}	-0,9767**	-0,9655**	1**													
Us	0,1730 ^{n.s.}	0,9767**	0,9655**	-1**	1**												
APQ	-0,4014**	-0,4045**	-0,3294*	0,3591*	-0,3591*	1**											
RPQ	0,0601 ^{n.s.}	-0,6308**	-0,5861**	0,5749**	-0,5749**	0 ^{n.s.}	1**										
QR	-0,1579 ^{n.s.}	0,1917 ^{n.s.}	0,2299 ⁰	-0,1756 ^{n.s.}	0,1756 ^{n.s.}	0,5459**	-0,6549**	1**									
RQR	0,1579 ^{n.s.}	-0,1917 ^{n.s.}	-0,2299 ⁰	0,1756 ^{n.s.}	-0,1756 ^{n.s.}	-0,5459**	0,6549**	-1**	1**								
pH	0,0227 ^{n.s.}	0,1590 ^{n.s.}	0,1856 ^{n.s.}	-0,2634 ⁰	0,2634 ⁰	0,1635 ^{n.s.}	-0,2611 ⁰	0,1431 ^{n.s.}	-0,1431 ^{n.s.}	1**							
SS	-0,0377 ^{n.s.}	-0,6367**	-0,6729**	0,6290**	-0,6290**	0,2361 ⁰	0,4694**	-0,1758 ^{n.s.}	0,1758 ^{n.s.}	-0,3691*	1**						
SD	-0,0173 ^{n.s.}	-0,1774 ^{n.s.}	-0,1966 ^{n.s.}	0,1152 ^{n.s.}	-0,1152 ^{n.s.}	0,0217 ^{n.s.}	0,0467 ^{n.s.}	-0,1218 ^{n.s.}	0,1218 ^{n.s.}	0,2784 ⁰	0,1014 ^{n.s.}	1**					
Fe	0,0305 ^{n.s.}	0,6035**	0,6059**	-0,6280**	0,6280**	-0,2027 ^{n.s.}	-0,5099**	0,1219 ^{n.s.}	-0,1219 ^{n.s.}	0,5192**	-0,8641**	0,2899*	1**				
Mn	0,0319 ^{n.s.}	0,5083**	0,5247**	-0,5068**	0,5068**	-0,1961 ^{n.s.}	-0,4683**	0,1495 ^{n.s.}	-0,1495 ^{n.s.}	0,3009*	-0,8353**	0,2129 ^{n.s.}	0,8415**	1**			
Ca ²⁺	-0,0093 ^{n.s.}	-0,3120*	-0,3019*	0,2029 ^{n.s.}	-0,2029 ^{n.s.}	0,2689 ⁰	0,1156 ^{n.s.}	-0,0277 ^{n.s.}	0,0277 ^{n.s.}	0,7363**	0,2343 ⁰	0,5732**	0,0080 ^{n.s.}	-0,1147 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,0158 ^{n.s.}	0,0963 ^{n.s.}	0,0690 ^{n.s.}	-0,1682 ^{n.s.}	0,1682 ^{n.s.}	0,2494 ⁰	-0,2059 ^{n.s.}	0,1310 ^{n.s.}	-0,1310 ^{n.s.}	0,4421**	0,1006 ^{n.s.}	0,0752 ^{n.s.}	0,1738 ^{n.s.}	0,0939 ^{n.s.}	0,2825*	1**	
CT	-0,0332 ^{n.s.}	-0,5752**	-0,5811**	0,5308**	-0,5308**	0,1720 ^{n.s.}	0,3010*	-0,1815 ^{n.s.}	0,1815 ^{n.s.}	0,0692 ^{n.s.}	0,4910**	0,7902**	-0,2092 ^{n.s.}	-0,1459 ^{n.s.}	0,5251**	0,0680 ^{n.s.}	1**

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

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

A correlação de Pearson, para o gotejador G2, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us, APQ, RPQ, QR e RQR) e da qualidade do PAS diluído em AA (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT) está apresentada na Tabela 17.

Ao fixar a variável Q notou-se que houve correlação significativa do tipo fraca positiva para RQR e fraca negativa para APQ e QR, de acordo com os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Analizando a variável CUC observa-se correlação significativa do tipo forte positiva para CUD e Us, fraca positiva para Mn e Fe, fraca negativa para SS, Ca^{2+} e CT, moderada negativa para RPQ e forte negativa para CVQ.

Fixando a variável CUD constatou-se que ocorreu correlação significativa do tipo forte positiva para Us, fraca positiva para Fe e Mn, fraca negativa para SS, Ca^{2+} e CT, moderada negativa para RPQ e forte negativa para CVQ.

Para a variável CVQ houve correlação significativa do tipo moderada positiva para RPQ, fraca positiva para SS, Ca^{2+} e CT, fraca negativa para Fe e Mn e perfeita negativa para Us.

Ao fixar a variável Us notou-se que houve correlação significativa para Fe e Mn do tipo fraca positiva, fraca negativa para SS, Ca^{2+} e CT e moderada negativa para RPQ.

Analizando a variável APQ constatou-se que ocorreu correlação significativa do tipo forte positiva para QR, fraca positiva para Mg^{2+} e forte negativa para RQR.

Fixando a variável RPQ observou-se correlação significativa do tipo fraca positiva para RQR e SS e para QR, pH, Fe, Mn e Mg^{2+} do tipo fraca negativa.

Para a variável QR houve correlação significativa do tipo fraca positiva para Mg^{2+} e perfeita negativa para RQR.

Analizando a variável RQR constatou-se que houve correlação significativa do tipo fraca positiva para Mg^{2+} .

Tabela 17. Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G2, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	APQ	RPQ	QR	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**																
CUC	0,0750 ^{n.s.}	1**															
CUD	0,0728 ^{n.s.}	0,9661**	1**														
CVQ	-0,0677 ^{n.s.}	-0,9861**	-0,9726**	1**													
Us	0,0677 ^{n.s.}	0,9861**	0,9726**	-1**	1**												
APQ	-0,4019**	-0,1232 ^{n.s.}	-0,0224 ^{n.s.}	0,0835 ^{n.s.}	-0,0835 ^{n.s.}	1**											
RPQ	-0,1447 ^{n.s.}	-0,5976**	-0,5235**	0,5415**	-0,5415**	-0,1536 ^{n.s.}	1**										
QR	-0,2857*	0,1236 ^{n.s.}	0,1526 ^{n.s.}	-0,1221 ^{n.s.}	0,1221 ^{n.s.}	0,8008**	-0,4879**	1**									
RQR	0,2857*	-0,1236 ^{n.s.}	-0,1526 ^{n.s.}	0,1221 ^{n.s.}	-0,1221 ^{n.s.}	-0,8008**	0,4879**	-1**	1**								
pH	0,0007 ^{n.s.}	-0,0004 ^{n.s.}	-0,0178 ^{n.s.}	-0,0553 ^{n.s.}	0,0553 ^{n.s.}	0,0452 ^{n.s.}	-0,2430 ⁰	-0,0211 ^{n.s.}	0,0211 ^{n.s.}	1**							
SS	0,0079 ^{n.s.}	-0,3690*	-0,3249*	0,3728*	-0,3728*	0,1489 ^{n.s.}	0,2276 ⁰	0,1275 ^{n.s.}	-0,1275 ^{n.s.}	-0,3691*	1**						
SD	-0,0231 ^{n.s.}	-0,1700 ^{n.s.}	-0,2020 ^{n.s.}	0,1655 ^{n.s.}	-0,1655 ^{n.s.}	-0,1487 ^{n.s.}	0,0429 ^{n.s.}	-0,1460 ^{n.s.}	0,1460 ^{n.s.}	0,2784 ⁰	0,1014 ^{n.s.}	1**					
Fe	0,0009 ^{n.s.}	0,3564*	0,2998*	-0,3635*	0,3635*	-0,1089 ^{n.s.}	-0,3145*	-0,0833 ^{n.s.}	0,0833 ^{n.s.}	0,5192**	-0,8641**	0,2899*	1**				
Mn	0,0003 ^{n.s.}	0,3680*	0,2955*	-0,3568*	0,3568*	-0,1613 ^{n.s.}	-0,3205*	-0,0819 ^{n.s.}	0,0819 ^{n.s.}	0,3009*	-0,8353**	0,2129 ^{n.s.}	0,8415**	1**			
Ca ²⁺	-0,0133 ^{n.s.}	-0,3142*	-0,3259*	0,2625 ⁰	-0,2625 ⁰	0,0334 ^{n.s.}	-0,0048 ^{n.s.}	-0,0592 ^{n.s.}	0,0592 ^{n.s.}	0,7363**	0,2343 ⁰	0,5732**	0,0080 ^{n.s.}	-0,1147 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,0474 ^{n.s.}	0,1806 ^{n.s.}	0,1802 ^{n.s.}	-0,1985 ^{n.s.}	0,1985 ^{n.s.}	0,2661 ⁰	-0,3656*	0,2840*	-0,2840*	0,4421**	0,1006 ^{n.s.}	0,0752 ^{n.s.}	0,1738 ^{n.s.}	0,0939 ^{n.s.}	0,2825*	1**	
CT	-0,0333 ^{n.s.}	-0,3820*	-0,3826*	0,3882**	-0,3882**	-0,1476 ^{n.s.}	0,2170 ^{n.s.}	-0,1657 ^{n.s.}	0,1657 ^{n.s.}	0,0692 ^{n.s.}	0,4910**	0,7902**	-0,2092 ^{n.s.}	-0,1459 ^{n.s.}	0,5251**	0,0680 ^{n.s.}	1**

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

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

Consta, na Tabela 18, a correlação de Pearson para o gotejador G3, relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CUD, CVQ, Us, APQ, RPQ, QR e RQR) e da qualidade do PAS diluído em AA (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT).

Notou-se que ao fixar a variável Q houve correlação significativa para QR do tipo forte positiva, para CUC, CUD e Us do tipo moderada positiva, para pH do tipo fraca positiva, para CVQ, RPQ e SS do tipo moderada negativa e para RQR do tipo forte negativa, conforme os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Para a variável CUC houve correlação significativa tipo forte positiva para CUD e Us, moderada positiva para QR, fraca positiva para pH, SD, Fe, Mn e Mg^{2+} , moderada negativa para RQR e forte negativa para CVQ e RPQ.

Fixando a variável CUD houve correlação significativa tipo forte positiva para Us, moderada positiva para QR, fraca positiva para pH, SD, Fe, Mn e Mg^{2+} , moderada negativa para RQR e forte negativa para CVQ e RPQ.

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

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

Ao fixar a variável RPQ houve correlação significativa do tipo moderada positiva para RQR, fraca negativa para pH, SD, Fe, Mn e Mg^{2+} e moderada negativa para QR.

Analisando a variável QR, esta apresentou correlação significativa tipo moderada positiva para Fe e Mn, fraca positiva para pH, moderada negativa para SS e perfeita negativa para RQR.

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

Tabela 18. Correlação de Pearson de 17 variáveis estudadas, para o gotejador G3, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Variáveis	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	APQ	RPQ	QR	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1**																
CUC	0,6724**	1**															
CUD	0,7506**	0,9285**	1**														
CVQ	-0,7034**	-0,9869**	-0,9499**	1**													
Us	0,7034**	0,9869**	0,9499**	-1**	1**												
APQ	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}											
RPQ	-0,6727**	-0,8331**	-0,8326**	0,8246**	-0,8246**	0 ^{n.s.}	1**										
QR	0,9289**	0,6382**	0,7312**	-0,6754**	0,6754**	0 ^{n.s.}	-0,7535**	1**									
RQR	-0,9289**	-0,6382**	-0,7312**	0,6754**	-0,6754**	0 ^{n.s.}	0,7535**	-1**	1**								
pH	0,3647*	0,2676 ⁰	0,3084*	-0,3217*	0,3217*	0 ^{n.s.}	-0,2366 ⁰	0,3546*	-0,3546*	1**							
SS	-0,6226**	-0,1257 ^{n.s.}	-0,2146 ^{n.s.}	0,1832 ^{n.s.}	-0,1832 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0,1585 ^{n.s.}	-0,6059**	0,6059**	-0,3691*	1**						
SD	0,1752 ^{n.s.}	0,2426 ⁰	0,2527 ⁰	-0,2596 ⁰	0,2596 ⁰	0 ^{n.s.}	-0,2208 ⁰	0,1688 ^{n.s.}	-0,1688 ^{n.s.}	0,2784 ⁰	0,1014 ^{n.s.}	1**					
Fe	0,7224**	0,3210*	0,4119**	-0,3767*	0,3767*	0 ^{n.s.}	-0,3532*	0,7032**	-0,7032**	0,5192**	-0,8641**	0,2899*	1**				
Mn	0,6904**	0,2802*	0,3252*	-0,3243*	0,3243*	0 ^{n.s.}	-0,3051*	0,6712**	-0,6712**	0,3009*	-0,8353**	0,2129 ^{n.s.}	0,8415**	1**			
Ca ²⁺	-0,0424 ^{n.s.}	0,1440 ^{n.s.}	0,1219 ^{n.s.}	-0,1718 ^{n.s.}	0,1718 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	-0,1024 ^{n.s.}	-0,0431 ^{n.s.}	0,0431 ^{n.s.}	0,7363**	0,2343 ⁰	0,5732**	0,0080 ^{n.s.}	-0,1147 ^{n.s.}	1**		
Mg ²⁺	0,2133 ^{n.s.}	0,3297*	0,3477*	-0,3440*	0,3440*	0 ^{n.s.}	-0,3034*	0,2098 ^{n.s.}	-0,2098 ^{n.s.}	0,4421**	0,1006 ^{n.s.}	0,0752 ^{n.s.}	0,1738 ^{n.s.}	0,0939 ^{n.s.}	0,2825*	1**	
CT	-0,1542 ^{n.s.}	0,1063 ^{n.s.}	0,0458 ^{n.s.}	-0,0831 ^{n.s.}	0,0831 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	-0,0315 ^{n.s.}	-0,1515 ^{n.s.}	0,1515 ^{n.s.}	0,0692 ^{n.s.}	0,4910**	0,7902**	-0,2092 ^{n.s.}	-0,1459 ^{n.s.}	0,5251**	0,0680 ^{n.s.}	1**

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

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

Conforme as Tabelas 16, 17 e 18, referentes aos gotejadores G1, G2 e G3, respectivamente, constatou-se, de maneira geral, que para as variáveis de desempenho hidráulico Q, CUC, CUD, Us e QR houve uma boa correlação, devido, sobretudo, a presença da Q em todas as fórmulas das demais variáveis citadas, tornando-as dependentes. Entre as variáveis CVQ e RPQ notou-se, também, boa correlação, provavelmente ocasionada pelo comportamento semelhante referente ao crescimento nos valores dessas duas variáveis com a redução da Q, durante o período de operação do sistema.

Observou-se, ainda, que ao fixar as variáveis da qualidade do PAS diluído em AA (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca^{2+} , Mg^{2+} e CT) o tipo de correlação foi o mesmo, assim como seus valores, para os três modelos de gotejadores.

Dessa forma, analisando a variável pH, houve correlação significativa tipo moderada positiva para Fe e Ca^{2+} , fraca positiva para SD, Mn e Mg^{2+} e fraca negativa para SS. A correlação moderada positiva entre o pH e os elementos químicos Fe e Ca^{2+} pode ser explicada devido às altas temperaturas e aos valores altos de pH (9,05) do PAS diluído em AA (Tabela 9), que favorecem a precipitação química desses elementos, ocasionando a formação do hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})$) e do carbonato de cálcio (CaCO_3) precipitados.

Para a variável SS houve correlação significativa tipo fraca positiva para Ca^{2+} e CT e forte negativa para Fe e Mn. A correlação fraca positiva entre SS e Ca^{2+} pode estar associada à presença deste elemento químico na forma particulada (em suspensão) no PAS diluído em AA.

Ao analisar a variável SD observou-se que houve correlação significativa tipo moderada positiva para Ca^{2+} e CT e fraca positiva para Fe e Mn. A presença de Ca^{2+} , possivelmente na forma dissolvida, no PAS diluído em AA, explica a correlação moderada positiva existente entre esse elemento químico e a variável SD.

Fixando a variável Fe constatou-se que houve correlação significativa tipo forte positiva para Mn, fraca positiva para Mg^{2+} e fraca negativa para CT. A boa correlação entre Fe e Mn pode ser explicada pelo fato desses elementos químicos encontrarem-se dispostos no mesmo grupo da tabela periódica (metais de transição), apresentando certa semelhança nas suas propriedades químicas.

Para a variável Mn houve correlação significativa do tipo fraca negativa para CT.

Analisando a variável Ca^{2+} houve correlação significativa do tipo moderada positiva para CT e fraca positiva para Mg^{2+} . Os elementos químicos Ca^{2+} e Mg^{2+} estão dispostos

no segundo grupo da tabela periódica (metais alcalino-terrosos), possuindo propriedades básicas (alcalinas) além de outras propriedades químicas semelhantes.

4.4 ANÁLISE VISUAL E POR MICROSCOPIA ÓPTICA DOS GOTEJADORES OBSTRUÍDOS POR BIOINCRUSTAÇÃO

Decorrido o tempo de operação de 160 h das unidades de irrigação, realizou-se a abertura dos gotejadores para análise visual da bioincrustação (Figura 15).

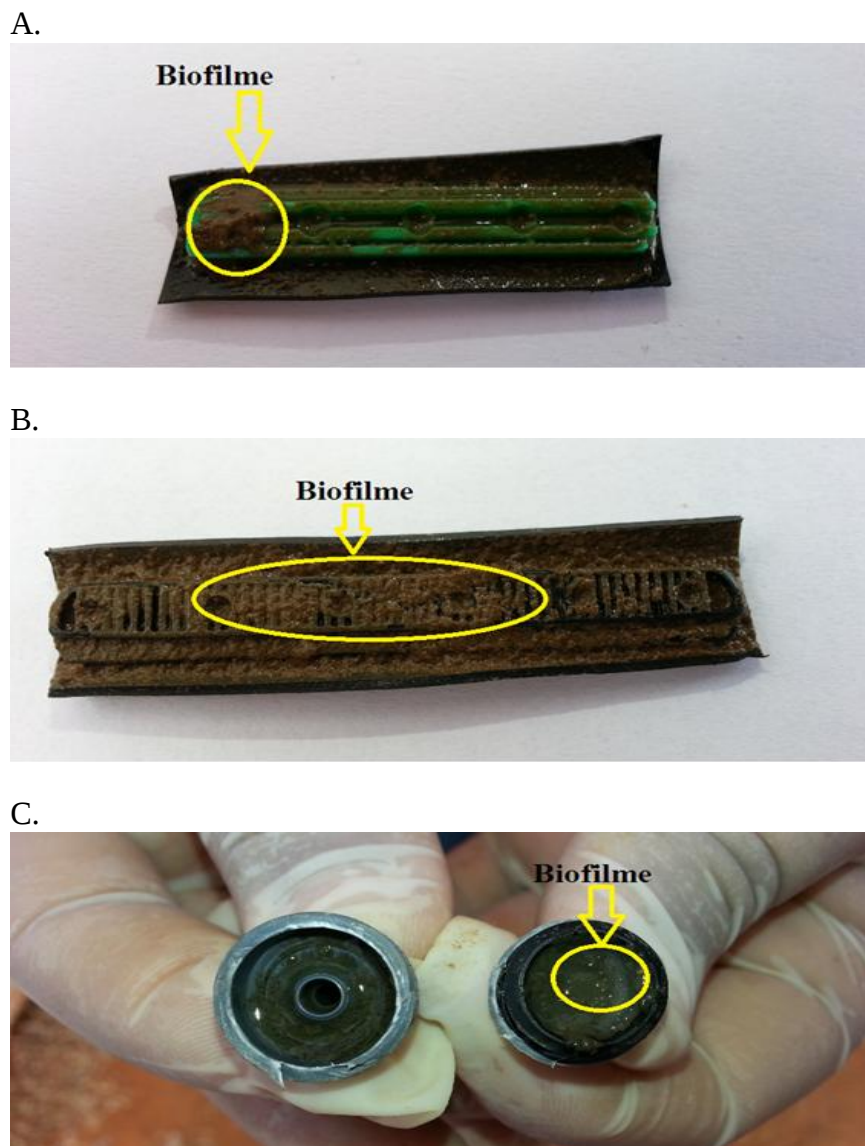


Figura 15. Ilustração do desenvolvimento de bioincrustação no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B) e G3 (C), que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, durante 160 h.

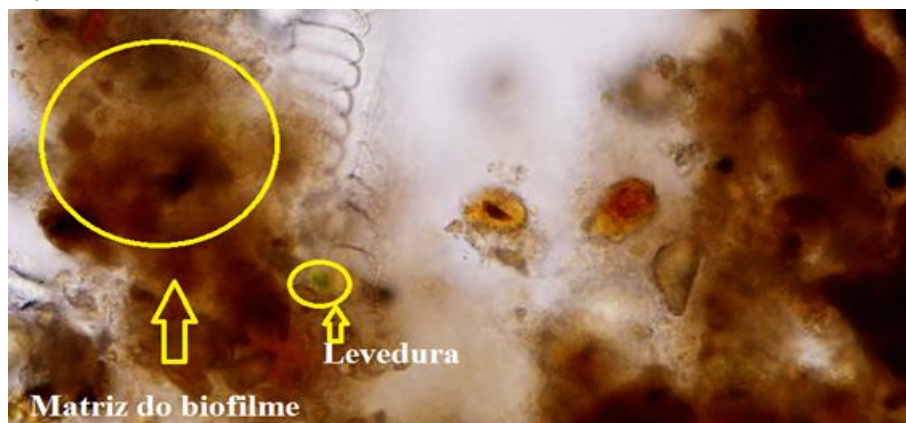
Constatou-se, pela análise visual, que houve a formação da bioincrustação de coloração castanho escuro nas aberturas dos labirintos e dos filtros secundários dos gotejadores, acarretando alteração no desempenho hidráulico das unidades de irrigação que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água abastecimento.

Resultados semelhantes foram descritos por Cunha et al. (2006) em unidades de irrigação que operaram com água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro; por Liu & Huang (2009) em unidade de irrigação aplicando água residuária doméstica de lodo ativado; por Batista et al. (2011b) em unidades de irrigação operando com água residuária doméstica preliminar, secundárias e terciária; por Silva et al. (2013) em unidades de irrigação por gotejamento aplicando água residuária gerada no processamento da castanha de caju; e por Batista et al. (2013) em unidades de irrigação operando com proporções de tempo de irrigação com efluente suíno e água de abastecimento.

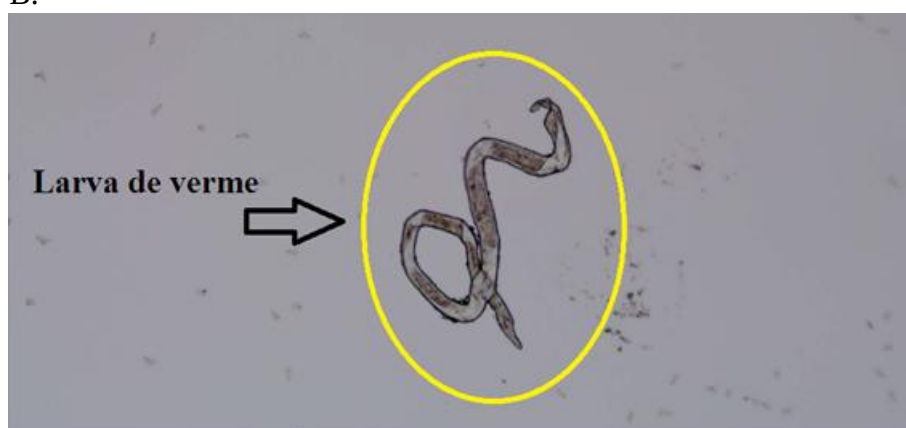
A análise por microscopia óptica (Figura 16) na matriz da bioincrustação formada no interior dos gotejadores G1, G2 e G3, permitiu a constatação da presença dos seguintes agentes biológicos: a) leveduras (Figura 16A), b) larvas de vermes (Figura 16B) e cistos de protozoários (Figura 16C).

Esses resultados diferem dos obtidos por Ravina et al. (1992) que notaram protozoários do gênero *Ciliatea* e colônias de *Bryozoa plumatella* nos gotejadores entupidos aplicando água residuária doméstica tratada; por Rav-Acha et al. (1995) que observaram a presença de algas da espécie *Chlorella vulgaris* nos gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada; por Sagi et al. (1995) que identificaram a sulfobactéria *Beggiatoa Alba* e colônias de protozoários (*Epystilus balanarum*) nos gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada; por Taylor et al. (1995) que detectaram a presença de exoesqueleto de *Daphnia* sp em gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada; por Resende et al. (2000) que constatarem a bactéria *Bacillus* nos gotejadores entupidos; e por Batista et al. (2006) que evidenciaram nos gotejadores obstruídos, após 560 h de operação água residuária doméstica terciária, as bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter* e as algas dos grupos Cyanophyta (gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*).

A.



B.



C.

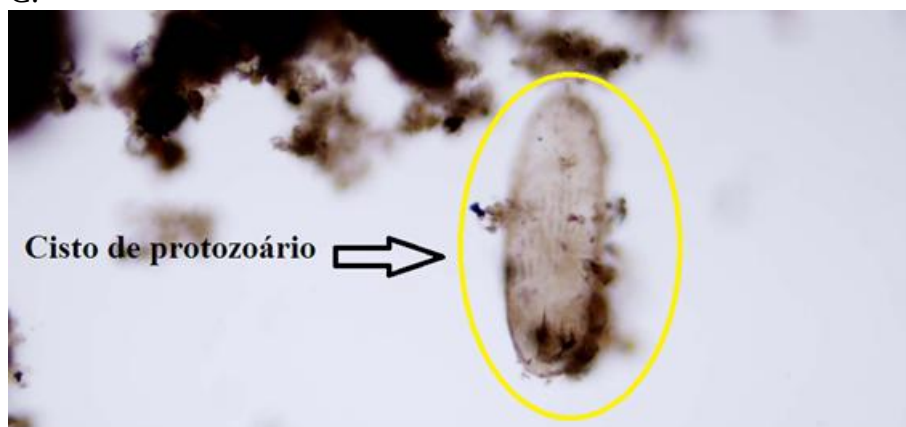


Figura 16. Análise por microscopia óptica da matriz do biofilme formada no interior dos gotejadores que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, destacando a presença de leveduras (A), de larvas de vermes (B) e de cistos de protozoários (C).

4.5 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) APLICADA À IDENTIFICAÇÃO DE FATORES BIOLÓGICOS E QUÍMICOS DE ENTUPIMENTO EM GOTEJADORES QUE OPERARAM COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO DILUÍDO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Na Figura 17 está apresentada uma micrografia da bioincrustação de um gotejador que operou com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento por microscopia eletrônica de varredura, bem como o mapeamento geral dos elementos químicos presentes na bioincrustação empregando a microscopia por raios X.

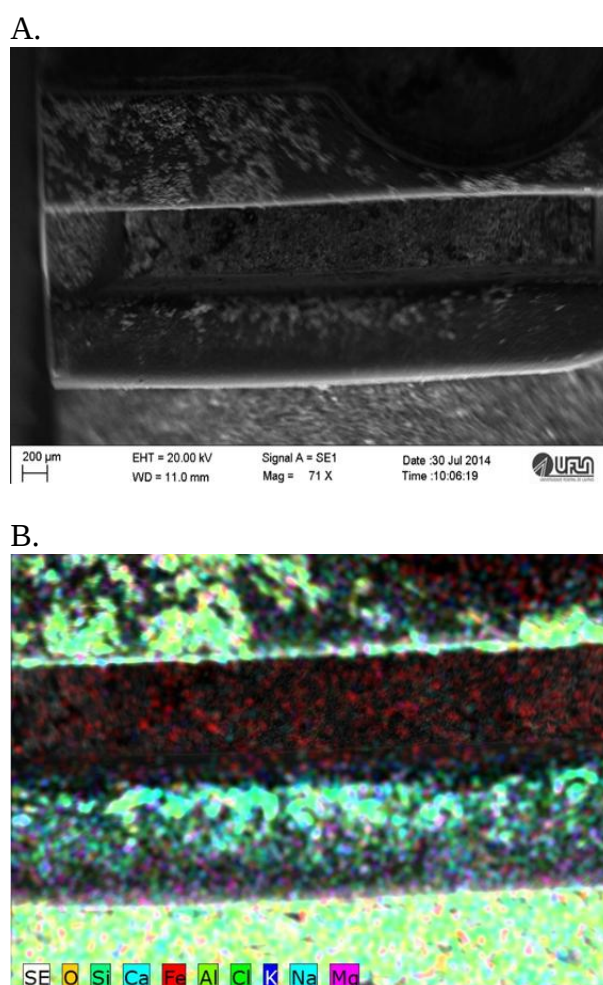


Figura 17. Micrografia da bioincrustação na área de filtração do gotejador que operou com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento (A) e o mapeamento geral dos elementos químicos (B) obtidos por microscopias de varredura eletrônica (MEV) e de raios X (MRX).

Notou-se, que a bioincrustação se desenvolveu em toda a superfície da amostra de gotejador, corroborando com Dazhuang et al. (2009) e Oliver et al. (2014), que, também, identificaram bioincrustação em gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada, por meio da microscopia eletrônica de varredura.

Com o mapeamento geral por microscopia de raios X (Figura 17B), evidenciou-se, na bioincrustação, a presença 10 elementos químicos, os quais são: selênio (Se), oxigênio (O), silício (Si), cálcio (Ca), ferro (Fe), alumínio (Al), cloro (Cl), potássio (K), sódio (Na) e magnésio (Mg). Esses resultados diferem dos encontrados por Yan et al. (2010) nos estudos com bioincrustações de gotejadores que aplicaram água residuária tratada, onde evidenciaram como elementos químicos predominantes na matriz da bioincrustação o carbono (C), oxigênio (O), fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

Está apresentado, na Figura 18, o mapeamento individualizado dos elementos químicos presentes na bioincrustação de percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, destacando a presença de alumínio (Al), cloro (Cl), cálcio (Ca), ferro total (Fe), potássio (K), magnésio (Mg), sódio (Na), oxigênio (O), selênio (Se) e silício (Si), obtidos nas análises por microscopia de raios X.

Notou-se, na Figura 18A, que houve acumulação de Al na matriz da bioincrustação principalmente na região superior do gotejador. Segato & Silva (2000) relataram que o íon Al presente em percolado de aterro sanitário é oriundo de latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral. Segundo Matos (2014), existe a presença de Al em resíduos sólidos urbanos dispostos por mais de 15 anos em aterro sanitário. No entanto, Ariani (2008) constatou nas cinzas de resíduo sólido urbano incinerados cerca de 18,16% de alumina (Al_2O_3), enquanto nos ensaios de solubilização evidenciaram teores de Al de $2,8 \text{ mg L}^{-1}$.

O mapeamento de Cl na bioincrustação predominou, também, na parte superior da amostra do gotejador (Figura 18B), sendo atribuída a existência de cloreto (Cl^-), advindos da dissolução de sais dos resíduos sólidos urbanos de aterro sanitário, que pode formar precipitados com os íons metálicos, chumbo, prata e mercúrio. No trabalho apresentado por Segato & Silva (2000), constatou-se que o íon Cl^- presente em percolado de aterro sanitário é oriundo da existência de tubos de PVC e negativos de filmes presentes nos resíduos sólidos urbanos nas células do aterro.

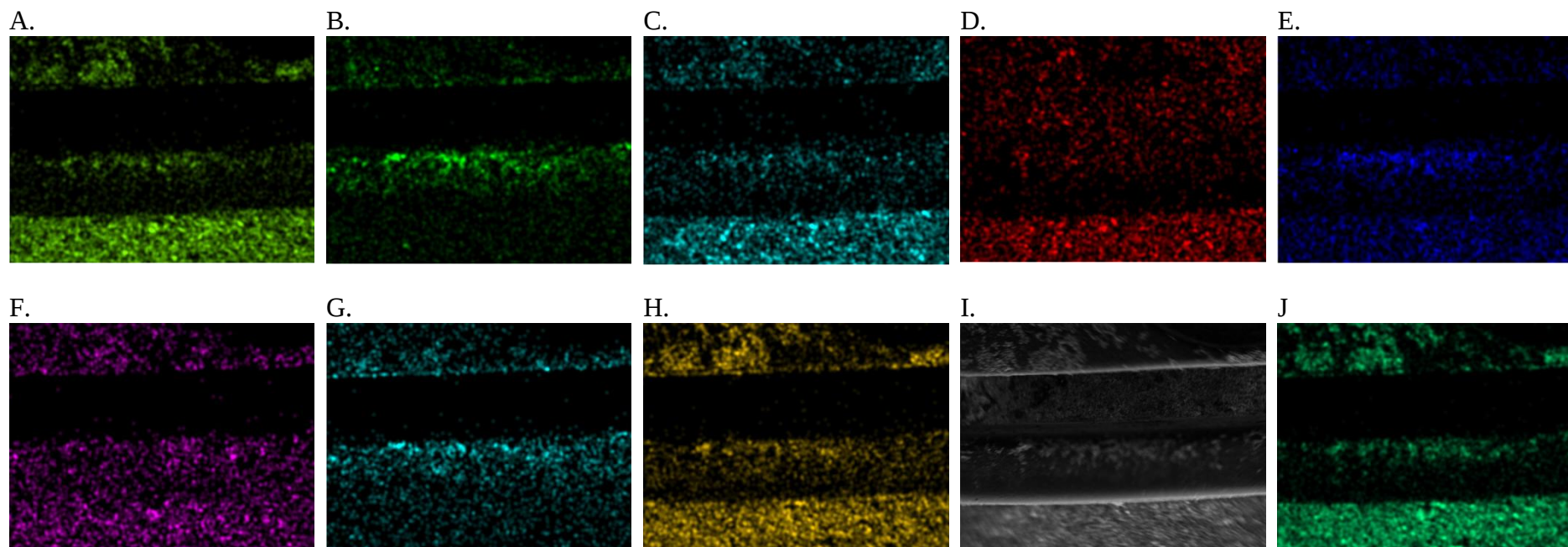


Figura 18. Mapeamento individualizado dos elementos químicos presentes na bioincrustação de percolato de aterro sanitário, destacando a presença de alumínio (A), cloro (B), cálcio (C), ferro total (D), potássio (E), magnésio (F), sódio (G), oxigênio (H), selênio (I) e silício (J), obtidos nas análises por microscopia de raios X.

Atribui-se à presença de Ca na bioincrustação, a formação de carbonato de cálcio (CaCO_3), devido, provavelmente, as altas concentrações de Ca e bicarbonatos no percolado de aterro sanitário, conforme relatado por Nakayama et al. (2006). Por outro lado, Hills et al. (1989) notaram que elevados valores dos cátions Ca e Mg, do pH e da temperatura da água, favoreceram a precipitação química nos gotejadores, principalmente com CaCO_3 , e que os maiores níveis de entupimento ocorreram nos gotejadores que aplicaram água com condutividade elétrica (CE) de $2,02 \text{ dS m}^{-1}$. Ressalta-se que todas estas condições descritas por Hills et al. (1989), ocorreram no presente trabalho para o percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, com destaque para as características pH e a CE que apresentaram valores médios, muito elevados, de 9,05 e $3,80 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente (Tabela 9). Notou-se, na Figura 18C, que houve maior acumulação de Ca na parte superior da amostra do gotejador, sendo que na parte inferior sua presença foi menor e desuniforme. De acordo com Segato & Silva (2000), o íon Ca^{2+} existente no percolado de aterro sanitário é proveniente do material orgânico, entulhos da construção civil e casca de ovos.

No mapeamento, observou-se que o Fe foi o elemento químico mais presente na bioincrustação e com distribuição bem uniforme tanto na região superior quanto na inferior da amostra do gotejador (Figura 18D). Nos aterros sanitários a presença de ferro no percolado está associada à presença de material eletrônico, latas, tampas de garrafas e ao material de cobertura das células do aterro (Segato & Silva, 2000). Segundo Cordeiro et al. (2003), devido ao processo de solubilização do ferro no solo, pelas condições anaeróbicas, durante o período chuvoso, surge o processo de lixiviação e o carreamento desse elemento químico para o lençol freático. Nakayama et al. (2006) relataram que concentrações de íon ferroso (Fe^{2+}) superiores a $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ acarretam a formação de lodo nas paredes internas do equipamento de irrigação, no presente trabalho o teor médio de Fe foi de $2,02 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 9). A presença do Fe na bioincrustação é devido à oxidação do Fe^{2+} a íon férrico (Fe^{3+}) por ferrobactérias filamentosas, como *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrix*, *Cremonothrix* e *Sphaerotilus* (Nakayama et al., 2006). Os referidos autores afirmaram, também, que Bactérias não-filamentosas dos gêneros *Pseudomonas* e *Enterobacter* podem precipitar o Fe^{2+} , sendo que posteriormente, o Fe^{3+} forma o hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$, que é um precipitado com elevado potencial de entupimento de gotejadores.

A presença de K na bioincrustação ocorreu devido à elevada concentração desse elemento no percolado de aterro diluído em água de abastecimento. Na Figura 18E,

observou-se que houve maior distribuição de K, na região superior da amostra de gotejador. Segato & Silva (2000) relataram que o íon K^+ presente em percolado de aterro sanitário está associado à existência de casca de ovos, material orgânico e entulhos da construção civil, juntamente com os resíduos sólidos urbanos da célula do aterro.

Evidenciou-se, na Figura 18F, que houve maior concentração de Mg, também, na região superior da bioincrustação formada na amostra de gotejador. Provavelmente, a presença de Mg na bioincrustação é atribuída a formação de precipitado, desse íon com os íons aniônicos sulfatos, fosfatos, silicatos e hidróxidos (Nakayama et al., 2006). De acordo com Segato & Silva (2000), o íon Mg^{2+} encontrado no percolado de aterro sanitário está associado à presença de entulhos da construção civil, cascas de ovos e material orgânico nas células do aterro.

O mapeamento indicou que o Na, concentrou na região superior da bioincrustação, formada na amostra de gotejador (Figura 18G). Segundo Segato & Silva (2000), o íon Na^+ presente em percolado de aterro sanitário é oriundo da existência de material orgânico, entulhos da construção civil e cascas de ovos. Matos (2014) afirmou que o Na é um elemento químico que está presente nos resíduos sólidos urbanos, dispostos por mais de 15 anos em aterro sanitário.

Na Figura 18H, observou-se, também, a presença de O na parte superior da matriz da bioincrustação, tendo distribuição similar a do Al, Ca, K, Mg e Si. Esse fato é atribuído a existência de O juntamente com esses elementos químicos formando as substâncias Al_2O_3 , CaO, $CaCO_3$, K_2O , MgO, $MgCO_3$ e SiO_2 .

Está apresentado, na Figura 18I, o mapeamento do Se na bioincrustação da amostra de gotejador, indicando que houve maior distribuição desse elemento químico na região superior da matriz da bioincrustação. O Se presente no percolado de aterro sanitário é atribuída à existência de resíduos de alimentos, principalmente grãos, frutos do mar, carnes bovinas e de aves (Franco, 2007).

Observou-se, na Figura 18J, que o Si oriundo da sílica (SiO_2), também, está concentrada na região superior da matriz da bioincrustação, formado na amostra de gotejador. Segundo Ariani (2008), a SiO_2 representou 44,26% da composição química da cinza de resíduo sólido urbano incinerada. Esse elemento químico está presente nos resíduos de vidro, varrição e da construção.

5 CONCLUSÕES

A formação de bioincrustação resultante da interação entre os agentes físico-químicos e biológicos ocasionou entupimento parcial e total dos gotejadores e, conseqüentemente, redução no desempenho hidráulico das unidades de irrigação que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.

A maior suscetibilidade ao entupimento foi verificada para o gotejador G2, operando na pressão de serviço P1 (70 kPa), devido ao maior comprimento do labirinto e, também, ao fato da pressão de serviço a qual esteve submetido, ser inferior à faixa de pressão recomendada pelo fabricante (100 a 300 kPa).

O gotejador G3 operando nas pressões de serviço P1 (70 kPa) e P2 (140 kPa) foram as combinações que melhor atenuaram o entupimento.

Para as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço, os modelos empíricos nulo, linear e raiz quadrada foram os que melhor se ajustaram à relação entre as variáveis de desempenho hidráulico e o tempo de operação das unidades de irrigação.

As características sólidos suspensos, pH, sólidos dissolvidos, cálcio, ferro, manganês, magnésio e coliformes totais predominaram nas equações de regressão linear múltipla ajustadas às variáveis de desempenho hidráulico, para as combinações entre tipos de gotejadores e pressões de serviço do sistema.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Equipamentos de irrigação agrícola - Emissores e tubos emissores - Especificações e métodos de ensaio. ABNT NBR ISO 9261. São Paulo: ABNT, 2006. 17p.
- Abramovay, R.; Speranza, J.; Petitgand, C. Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera. Planeta sustentável: Instituto Ethos, São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www3.ethos.org.br/wpcontent/uploads/2013/09/residuos--lixo-zero.pdf>> Acesso em: 23 jan. 2014.
- ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Panorama of solid waste in Brazil 2012. São Paulo: Associated Companies ABRELPE, 2012a. 116p.
- ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Panorama of solid waste in Brazil 2012 Anexos. São Paulo: Associated Companies ABRELPE, 2012b. 36p.
- ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2010. São Paulo: Associated Companies ABRELPE, 2010. 36p.
- American Society for Agricultural Engineering - ASAE EP405.1 APR1988 (R2008). Design and installation of microirrigation systems. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.
- Andrade, R. M.; Ferreira, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. Rede - Revista Eletrônica do PRODEMA, v. 6, p. 7-22, 2011.
- Ariani, C. M. F. Utilização das cinzas de lodo de esgoto e de resíduo sólido urbano em concretos de alto desempenho. Rio de Janeiro: UFRJ, 2008. 273p. Tese Doutorado
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.
- Barros, R. T. V.; Chernicharo, C. A. L.; Heller, L.; Sperling, M. V.; Castro, A. A.; Costa, A. M. L. M.; Sperling, E. V.; Moller, L. M.; Casseb, M. M. Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios, 2. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221p.

- Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Mesquita, F. O. Desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da suinocultura. *Magistra*, v. 26, p. 75-88, 2014.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Santos, D. B.; Oliveira, A. F. M.; Azevedo, C. A. V.; Medeiros, S. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, p. 698-705, 2013.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Soares, A. A.; Souza, J. A. R. Evaluación del desempeño hidráulico de tres goteros aplicando agua residual de porcicultura. *Dyna*, v. 79, n. 173, p. 103-108, 2012.
- Batista, R. O.; Costa, F. G. B.; Lopes, H. S. S.; Coelho, D. C. L.; Costa Paiva, M. R. F. Efeito das características do esgoto doméstico na uniformidade de aplicação de sistemas de irrigação por gotejamento. *Revista Caatinga*, v. 24, p. 137-144, 2011a.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Moreira, D. A.; Feitosa, A. P.; Bezerra, J. M. Influência de diferentes qualidades de esgoto doméstico na vazão de gotejadores. *Revista Caatinga*, v. 24, p. 128-134, 2011b.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Cecon, P. R. Vazão de gotejadores utilizados na fertirrigação com água residuária de suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v. 18, p. 413-418, 2010.
- 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 Medellín*, v. 62, p. 4957-4966, 2009.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Souza, J. A. R.; Batista, R. O. Modelos empíricos da irrigação localizada com esgoto sanitário tratado. *Engenharia na Agricultura*, v. 16, p. 369-377, 2008.
- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Monaco, P. A. Formação de biofilme em gotejadores aplicando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 29, p. 367-371, 2007.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, p. 81-87, 2006.

- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Monaco, P. A. Obstrução de gotejadores utilizados para a aplicação de água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. *Irriga*, v. 10, p. 288-294, 2005.
- Baumgartner, D.; Sampaio, S. C.; Silva, T. R.; Teo, C. R. P. A.; Boas, M. A. V. Reuso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. *Engenharia Agrícola*, v. 27, p. 152-163, 2007.
- Berkowitz, S. J. Hydraulic performance of subsurface wastewater drip systems. In: *On-Site Wastewater Treatment*, 9., Fort Worth, 2001. *Proceedings...* St. Joseph: ASAE, 2001. p. 583-592.
- Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. *Manual de Irrigação*. 8 Ed. Viçosa: UFV, 2008. 625p.
- Bortolin, J. R. M.; Malagutti Filho, W. Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de contaminação em área de disposição de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 367-374, 2010.
- 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. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 17 mar. 2014.
- BRASIL. Lei nº. 12.305, de 02 de agosto de 2010 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 2 de ago. de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 21 jan. 2014.
- Busato, C. C. M.; Soares, A. A.; Reis, E. F.; Ramos, M. M. Influência do entupimento no desempenho de gotejadores aplicando água ferruginosa. *Engenharia Ambiental*, v. 9, p. 119-128, 2012.
- Busato, C. C. M.; Soares, A. A. Desempenho de gotejadores utilizando água de baixa qualidade química e biológica. *Bioscience Journal*, v. 26, p. 739-746, 2010.

- Campos, A.; Marconato, J. C.; Franchetti, S. M. M. Biodegradação de filmes de PP/PCL em solo e solo com chorume. *Polímeros*, v. 20, p. 295-300, 2010.
- Capra, A.; Scicolone, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal Cleaner Production*, Amsterdam, v. 15, p. 1.529-1.534, 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.
- Cararo, D. C.; Botrel, T. A. Uso de cloração e ar comprimido no controle do entupimento de gotejadores ocasionado pela aplicação de água residuária. *Engenharia Agrícola*, v. 27, p. 336-345, 2007.
- Cararo, D. C.; Botrel, T. A.; Hills, D. J.; Leverenz, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 22, p. 251-257, 2006.
- Cararo, D. C. Manejo de irrigação por gotejamento para aplicação de água residuária visando a minimização do entupimento de emissores. Piracicaba: ESALQ/USP, 2004. 130f. Tese Doutorado
- Carmo Filho, F.; Oliveira, O. F. Mossoró: Um município do semi-árido nordestino, caracterização climática e aspecto florístico. Mossoró: ESAM, 1995. 62p. Coleção Mossoroense, série B.
- Carvalho, A. L.; Matos, A. T.; Hamakawa, P. J.; Azevedo, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, p. 131-138, 2006.
- Castilhos Junior, A. B.; Dalsasso, R. L.; Rohers, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 385-392, 2010.
- 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: 27 dez. 2013.
- CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Estudo do potencial de geração de energia renovável proveniente dos “aterros sanitários” nas regiões

- metropolitanas e grandes cidades do Brasil. São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/releaseaterro.pdf>>. Acesso em: 24 jan. 2014.
- Coelho, D. C. L. Atributos químicos de um argissolo e produção de capim elefante decorrentes da aplicação de percolado de aterro sanitário. Mossoró: UFERSA, 2013. 100f. Dissertação Mestrado
- Coelho, R. D.; Vilela, L. A. A.; Resende, R. S.; Teixeira, M. B.; Sá, J. S. De. Entupimento de gotejadores em decorrência de pulsos de partículas sólidas na malha hidráulica. *Irriga*, v. 12, p. 108-122, 2007.
- Cordeiro, E. A.; Vieira, G. H. S.; Mantovani, E. C. Principais causas de obstrução de gotejadores e possíveis soluções. Viçosa: UFV/DEA, 2003. 41p. X.p (Boletim técnico n. 6 ISSN 1518-9953).
- Cunha, F. F.; Pordeus, R. V.; Maracajá, P. B.; Freitas, R. S.; Mesquita, L. X. Manejo da micro irrigação baseada em avaliação de sistema na cultura do meloeiro. *Revista Caatinga*, v. 21, p. 147-155, 2008.
- Cunha, F. F.; Matos, A. T.; Batista, R. O.; Lo Monaco, P. A. Uniformidade de distribuição em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 28, p. 143-147, 2006.
- Dacanal, M.; Beal, L. L. Filtro anaeróbio associado à membrana de microfiltração tratando lixiviado de aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 11-18, 2010.
- 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 Beer, D.; Roe, F.; Lewandowski, Z. Effects of biofilm structures on oxygen distribution and mass transport. *Biotechnol Bioeng*, v. 43, p. 1131-1138, 1994.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Ould Ahmad, B. V.; Fujiyama, H.; Miyamoto, K. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. *Transaction of the ASAE, St. Joseph*, v. 48, n.2, p. 519-527, 2005.
- Duran-Ros, M.; Puig-Bargues, J.; Arbat, G.; Barragán, J.; Rami'ez de Cartagena, F. Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management, Amsterdam*, v. 96, p. 67-79, 2009.

- Erthal, V. J. T.; Ferreira, P. A. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 467-477, 2010.
- 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.
- FEAM - Fundação Estadual Do Meio Ambiente. Orientações básicas para operação de aterro sanitário. Belo Horizonte: FEAM, 2006. 36p.
- 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.
- França, R. G.; Ruaro, E. C. R. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos urbanos na região da Associação dos Municípios do Alto Irani (AMAI), Santa Catarina. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 14, p. 2191-2197, 2009.
- Franco, G. Tabela de composição química dos alimentos. 9 ed. São Paulo: Atheneu, 2007. 324p.
- Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F.; Adamson, K. C. Trickle irrigation: emitter clogging and flow problems. *Agricultural Water Management*, v. 3, p. 159-178, 1981.
- Giordano, G.; Barbosa Filho, O.; Carvalho, R. J. Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos. COAMB / FEN / UERJ (Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 4). Rio de Janeiro, 2011. 178p.
- Giusti, L. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, v. 29, p. 2227-2239, 2009.
- Gouveia, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, p. 1503-1510, 2012.
- Gouveia, N.; Prado, R. R. Análise espacial dos riscos à saúde associados à incineração de resíduos sólidos: avaliação preliminar. *Rev. Bras. Epidemiol*, v. 13, p. 3-10, 2010.
- Gutberlet, J. O custo social da incineração de resíduos sólidos: recuperação de energia em detrimento da sustentabilidade. *Revista Geográfica da América Central*, Número Especial XIII EGAL, p. 1-16, 2011.

- Gutierrez, K. G.; Matos, A. T.; Rossmann, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. *Revista Ambiente e Água*, v. 5, p. 87-98, 2010.
- Hempe, C.; Noguera, J. O. C. A Educação ambiental e os resíduos sólidos urbanos. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 5, p. 682-695, 2012. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/reget/article/view/4117>> Acesso em: 25 jan. 2014.
- Hills, D. J.; Brenes, M. J. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. *Applied Engineering in Agriculture*, St. Joseph, v. 17, n. 3, p. 303-308, 2001.
- Hills, D. J.; Nawar, F. M.; Waller, P. M. Effects of chemical clogging in drip-tape irrigation uniformity. *Transaction of the ASAE*, v. 32, p. 1202-1206, 1989.
- Holzman D. C. Accounting for nature's benefits. The dollar value of ecosystem services. *Environ Health Perspect*, v. 120, p. 153-157, 2012.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2008. Rio de Janeiro: MPOG, MC, 2010. 219p.
- Inácio, C. T.; Miller, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2009. 156p.
- IPT/CEMPRE - Instituto de Pesquisa Tecnológicas - Compromisso Empresarial para Reciclagem - Lixo municipal. Manual de gerenciamento integrado. 2.ed. São Paulo: CEMPRE, 2000. 370p.
- Jacobi, P.; Besen, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25, p. 135-158, 2011.
- Keller, J.; Bliesner, R. D. Sprinkle and trickle irrigation. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990. 652p.
- Kumiya, S. Q.; Venceslau, E. A. J.; Silva, F.; Trindade, A. V.; Araujo, L. Ledo, C. Estruturação da unidade de compostagem e produção de composto orgânico no Projeto Volta à Terra/PVT. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 4, 2009.
- Lesikar, B. J.; Weynand, V. L.; Persyn, R. A. Evaluation of the application uniformity of subsurface drip distribution systems. In: ON - SITE WASTEWATER TREATMENT, 10., Sacramento, 2004. Proceedings...St. Joseph: ASAE, 2004. p. 73-83. (Paper n. 701P0104).
- Lima, M. Q. Lixo: Tratamento e biorremediação. 3ª Ed. São Paulo: Hemus Editora Ltda, 2004. 265p.

- 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.
- Mancini, S. D.; Ferraz, J. L.; Bizzo, W. A. Resíduos Sólidos. In: Rosa, A. H.; Fraceto, L. F.; Moschini-Carlos, V. (Ed.) *Meio ambiente e sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 346-374.
- Mantovani, E. C.; Bernardo, S. Palaretti, L. F. *Irrigação: princípios e métodos*. Viçosa: Ed. UFV, 2006. 318p.
- Mantovani, E. C. *AVALIA: Programa de Avaliação da Irrigação por Aspersão e Localizada*. Viçosa, MG: UFV, 2001.
- Mantovani, E. C.; Ramos, M. M. Manejo Da Irrigação. In: Costa, E. F.; Vieira, R. F.; Viana, P. A. *Quimigação: aplicação de produtos químicos e biológicos via irrigação*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa de Milho e Sorgo - Brasília: EMBRAPA - SSI, p. 129-158, 1994.
- Marchi, Cristina M. D. F. Cenário mundial dos resíduos sólidos e o comportamento corporativo brasileiro frente à logística reversa. *Perspectivas em Gestão & Conhecimento*, v. 1, p. 118-135, 2011.
- Maroun, C. A. *Manual de Gerenciamento de Resíduos: Guia de procedimento passo a passo*. Rio de Janeiro: GMA, 2006.
- Martins, C. L.; Castilhos Júnior, A. B.; Costa, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 401-410, 2010.
- Matos, A. T. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos*. Viçosa: Ed. UFV, 2014. 241p.
- Matos, A. T.; Silva, D. F.; Lo Monaco, P. A. V.; Pereira, O. G. Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. *Engenharia Agrícola*, v. 33, p. 188-200, 2013.
- Matos, A. T.; Carvalho, A. L.; Azevedo, I. C. D. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, p. 435-440, 2008.
- Medeiros, P. R. F.; Coelho, R. D.; Barros, A. C.; Melo, R. F.; Dinâmica do entupimento de gotejadores em função da aplicação de carbonato de potássio. *Irriga*, v. 13, p. 288-297, 2008.

- Mélo, R. F.; Coelho, R. D.; Teixeira, M. B. Entupimento de gotejadores convencionais por precipitados químicos de carbonato de cálcio e magnésio, com quatro índices de saturação de langelier. *Irriga*, v. 13, p. 525-539, 2008.
- Merriam, J. L.; Keller, J. *Farm irrigation system evaluation: a guide for management*. Logan: Utah State University, 1978. 271p.
- Monteiro, J. H. P.; Figueiredo, C. E. M.; Magalhães, A. F.; Melo, M. A. F.; Brito, J. C. X.; Almeida, T. P. F.; Mansur, G. L. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
- Moreira, C. A.; Braga, A. C. O. Decomposição de resíduos sólidos domiciliares e variações na resistividade e cargabilidade. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 27, p. 401-409, 2009.
- Moretto, L.; Silva, A. S.; Pinheiro, D. K. Administração pública municipal de resíduos sólidos em Santa Maria-RS: uma reflexão ambiental. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 1, p. 99-114, 2010.
- Nakayama, F. S.; Boman, B. J.; Pitts, D. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. *Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management*. Amsterdam: Elsevier, cap. 11, p. 389-430, 2006.
- Oliveira, M. T.; Moreira, C. A.; Menezes, A. M. C. Aplicação do método de polarização induzida em área de disposição de resíduos sólidos no município de Caçapava do Sul - RS. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 29, p. 377-384, 2011.
- Oliver, M. M. H.; Hewa, G. A.; Pezzaniti, D. Bio-fouling of subsurface type drip emitters applying reclaimed water under medium soil thermal variation. *Agricultural Water Management*, v. 133, p. 12-23, 2014.
- Pedrosa, T. D.; Farias, C. A. S.; Pereira, R. A.; Farias, E. T. R. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. *Revista Nativa*, v. 1, p. 44-48, 2013.
- Pereira Neto, J. T. *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. Viçosa: UFV, 2007. 81p.
- 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.; 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.

- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Barragán, J.; Ramírez De Cartagena, F. Hydraulic performance of drip irrigation subunits using WWTP effluents. *Agricultural Water Management*, v. 77, p. 249-262, 2005.
- Quesada, D. M.; Boddey, R. M.; Reis, V. M.; Urquiaga, S. Parâmetros Qualitativos de Genótipos de Capim Elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) estudados para a produção de energia através da Biomassa. Seropédica, Embrapa, 2004, 4p. (Circular Técnica, n.8).
- Ramos e Paula, L. E.; Trugilho, P. F.; Rezende, R. N.; Assis, C. O.; Baliza, A. E. R. Produção e avaliação de briquetes de resíduos lignocelulósicos. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 31, p. 103-112, 2011.
- Rav-Acha, C.; Kummel, M.; Salamon, I.; Adin, A. The effect of chemical oxidants on effluent constituents for drip irrigation. *Water Research*, v. 29, p. 119-129, 1995.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Shisha, A.; Sagi, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimer wastewater. *Irrigation Science*, v. 13, p. 129-139, 1992.
- Resende, R. S.; Coelho, R. D.; Piedade, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, p. 368-375, 2000.
- Ribeiro, H. ; Besen, G. R. Panorama da coleta seletiva no Brasil: desafios e perspectivas a partir de três estudos de caso. *InterfacEHS* (ed. português), v. 2, p. 1-5, 2007.
- Ribeiro, T. A. P.; Airolidi, R. P. S.; Paterniani, J. E. S.; Silva, M. J. M. Variação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água em um sistema de irrigação localizada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 295-301, 2005.
- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Clesceri, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- Rocha, E. P. A.; Souza, D. F.; Damasceno, S. M. Estudo da viabilidade da utilização de briquete de capim como fonte alternativa de energia para queima em alto-forno. In: VIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA. Uberlândia, 2009. Disponível em: <<http://www.cobeqic2009.feq.ufu.br/uploads/media/99021911.pdf>> Acesso em: 03 fev. 2014.

- 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 jul. 2014.
- Sagi, G.; Paz, E.; Ravina, I.; Schischa, A.; Marcu, A.; Yechiely, Z. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa e sulfur bactéria. In: INTERNATIONAL MICROIRRIGATION CONGRESS, 5., 1995, Orlando. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 1995. p. 250-254.
- SANEPAV Saneamento Ambiental LTDA. 2012. Disponível em <<http://www.sanepav.com.br/>>. Acesso em: 10 fev. 2014.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resíduos Sólidos. São Paulo: SMA/CEA, 2010. 76p. (Cadernos de Educação Ambiental, 6).
- Schütz, F. C. A.; Anami, M. H.; Travessini, R. Desenvolvimento e ensaio de briquetes fabricados a partir de resíduos lignocelulósicos da agroindústria. Inovação e Tecnologia, v. 1, p. 1-8, 2010.
- Segato, L. M.; Silva, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABES, 2000. (CD-ROM).
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Batista, R. O.; Moreira, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. Acta Scientiarum. Technology, v. 33, p. 243-251, 2011.
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Moreira, D. A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, p. 1094-1100, 2010.
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Barbosa Filho, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. Revista Ceres, v. 60, p. 339-346, 2013.
- Silva, L. P.; Silva, M. M.; Correa, M. M.; Souza, F. C. D.; Silva, E. F. F. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, p. 480-486, 2012.
- Smajstrla, A. G.; Boman, B. J. Flushing procedures for microirrigation systems. Gainesville: University of Florida, 1999. 7p. Bulletin 333.

- Soares, J. B.; Maia, A. C. F. Água: microbiologia e tratamento. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1999. 206p.
- Souza, J. A. A.; Batista, R. O.; Ramos, M. M.; Soares, A. A. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 33, p. 5-8, 2011.
- Souza, J. A. R.; Astoni, D. M. Efeitos da aplicação de esgoto sanitário submetidos a diferentes níveis de tratamento em sistemas de irrigação localizada. *Engenharia Ambiental*, v. 9, p. 145-158, 2012.
- Taylor, H. D.; Bastos, R. K. X.; Pearson, H. W.; Mara, D. D. Drip irrigation with waste stabilization pond effluents: solving the problem of emitter fouling. *Water Science Technology*, v. 31, p. 417-424, 1995.
- Teixeira, M. B.; Coelho, R. D.; Silveira, P. R. A. Avaliação de tratamentos utilizados para desobstrução de tubos gotejadores. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 4, p. 43-55, 2010.
- Teixeira, M. B.; Mélo, R. F.; Coelho, R. D.; Neto, O. R.; Ribeiro, P. A. A. Tratamento para desentupimento de gotejadores convencionais. *Irriga, Botucatu*, v. 13, p. 235-248, 2008.
- 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.