



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
MESTRADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

LAYLA BRUNA LOPES REGES

**USO DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO: QUALIDADE DAS ÁGUAS, DESEMPENHO DE GOTEJADORES
E CARACTERIZAÇÃO DA BIOINCRUSTAÇÃO**

MOSSORÓ

2024

LAYLA BRUNA LOPES REGES

**USO DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO: QUALIDADE DAS ÁGUAS, DESEMPENHO DE GOTEJADORES
E CARACTERIZAÇÃO DA BIOINCRUSTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus impactos no solo e água

Orientador: Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr.

Coorientador: Gustavo Lopes Muniz, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2024

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade da autora, sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e sua respectiva autora sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

R333u Reges, Layla Bruna.

Uso de efluente da aquicultura em sistema de irrigação por gotejamento: qualidade das águas, desempenho de gotejadores e caracterização da bioincrustação. / Layla Bruna Reges. - 2024.

65 f. : il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.

Coorientador: Gustavo Lopes Muniz.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2024.

1. Emissores. 2. Mitigação. 3. Obstrução. 4. Reúso. 5. Sustentabilidade. I. Oliveira Batista, Rafael, orient. II. Lopes Muniz, Gustavo, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade com AACR2 e os dados fornecidos pela autora.

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva

CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

LAYLA BRUNA LOPES REGES

**USO DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO: QUALIDADE DAS ÁGUAS, DESEMPENHO DE GOTEJADORES
E CARACTERIZAÇÃO DA BIOINCRUSTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus impactos no solo e água

Defendida em: 30 / 07 / 2024

BANCA EXAMINADORA

Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente

Gustavo Lopes Muniz, Prof. Dr. (UNICAMP)
Membro Examinador

Laio Ariel de Leite Paiva, Dr. (SEBRAE)
Membro Examinador

Delfran Batista dos Santos, Prof. Dr. (IFBaiano)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente e acima de tudo, a Deus, que me concedeu a oportunidade de realizar o mestrado e por ser a minha força que me permitiu chegar até aqui, me proporcionando todos os recursos e a provisão necessários para me manter firme nesse objetivo. Àquele que realizou muito mais do que eu mereço ou imaginava ser bom pra mim. Toda a gratidão ao meu Senhor por me conceder a vida e me proporcionar bênçãos imensuráveis.

Agradeço ao meu orientador, o professor Doutor Rafael Oliveira Batista, por ter me auxiliado com tanto empenho, por todo o conhecimento e paciência ao longo do curso. Seu altruísmo e dedicação empenhados em me ajudar, desde os conhecimentos e escrita científica até a montagem e desenvolvimento do experimento, são exemplos que vão além do ótimo profissional que é, refletem sua essência. Registro minha admiração por ser esse professor e amigo que tornou essa jornada mais leve.

Agradeço ao meu coorientador, o professor Doutor Gustavo Lopes Muniz que colaborou na interpretação dos resultados das análises de biofilmes dos gotejadores no MEV, EDS e DRX.

Agradeço à minha família, em especial à minha mãe, que tanto me apoiou a buscar cada vez mais conhecimento. A ela sempre serei grata por toda a força e determinação para conceder aos filhos uma das maiores riquezas: a educação. Agradeço aos meus irmãos, por acreditarem em mim e me apoiarem em cada projeto. Agradeço a todos os meus parentes e familiares por todo o apoio e carinho demonstrados para me manter firme nesse ciclo.

Ao meu grande amor, o meu esposo Guilherme, agradeço por todo o apoio, amor e paciência que teve comigo. A sua companhia e compreensão pela distância física ao longo dos meses me fortaleceram a prosseguir e finalizar esse projeto. Os meus objetivos são os seus e os seus são os meus, juntos vencemos mais esta etapa.

Agradeço a todos os amigos e colegas que conheci e que estiveram comigo todos esses anos ao longo do curso. Em especial, dedico minha gratidão a Francisco Éder Rodrigues de Oliveira, Phâmella Kalliny Pereira Farias, Palloma Vitória Carlos de Oliveira, Vanessa Tainara da Cunha, Damião Ferreira da Silva Neto, Andressa Germana de Souza, Pamella Domingos Paulino e Luciara Andrade, por todo o auxílio no experimento, nas análises e por toda a companhia, conversas e apoio; juntos, vocês me mostraram que o trabalho em equipe torna-o mais leve e os resultados ímpares.

A todos, o meu mais sincero agradecimento!

Não a nós, SENHOR, nenhuma glória para
nós, mas sim ao teu nome, por teu amor e por
tua fidelidade!
Salmos 115:1 NVI

RESUMO

O uso de efluente da aquicultura na agricultura é uma alternativa de mitigação da escassez hídrica no semiárido, diretamente alinhada ao conceito de economia circular e ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável nº 6 - água limpa e saneamento. Na irrigação localizada, o entupimento de gotejadores ainda é uma barreira, entretanto o uso racional de determinados fertilizantes pode contribuir para a redução dos níveis de obstrução e melhoria do desempenho de gotejadores. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo geral analisar o desempenho de unidades gotejadoras operando com efluente da aquicultura e a mitigação do entupimento com método químico. O experimento foi montado na Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) em Mossoró-RN, Brasil, em esquema de parcelas sub-subdivididas no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, tendo nas parcelas as águas (água de abastecimento, efluente da aquicultura e efluente da aquicultura com uso contínuo de fertilizante desincrustante), nas subparcelas os tipos de emissores (SL - 1,6 L h⁻¹, ST - 1,6 L h⁻¹ e GA - 4,0 L h⁻¹) e nas sub-subparcelas os tempos de avaliação (0, 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320 e 360 h). Foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica das águas às 0, 160 e 360 h. A determinação dos indicadores de entupimento e uniformidade de aplicação de água, taxa média de variação de vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) foi efetuada a cada 40 h até completar 360 h. Ao fim do experimento, foram coletadas amostras da bioincrustação dos gotejadores das três fontes de água para análises de espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS), difratometria de raios-X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV). Os dados de Dra e CUC foram submetidos à ANOVA ($p \leq 0,05$) e teste Tukey ($p \leq 0,05$). A qualidade do efluente da aquicultura revelou risco de obstrução por agentes de natureza química severo (pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, bicarbonato e dureza) e baixo risco de obstrução para os agentes físicos (sólidos suspensos totais) e biológicos (bactérias heterotróficas totais). Houve decréscimo dos valores dos indicadores Dra e CUC ao longo do tempo de operação nas subunidades gotejadoras que continham os emissores SL e GA, tendo SL apresentado maiores níveis de entupimento em virtude da menor profundidade e comprimento de labirinto em comparação aos demais. A ordem crescente da suscetibilidade ao entupimento com efluente de aquicultura foi: SL > ST > GA. Ao fim do experimento (360 h), os valores de Dra revelaram entupimento parcial dos gotejadores quando abastecidos com efluente da aquicultura, tendo sido os valores de CUC classificados como ruins nos emissores ST e SL e regular no GA. A aplicação do fertilizante líquido possibilitou a redução do entupimento e a melhoria da uniformidade de aplicação de água nos três tipos de emissores. Assim, o Dra variou de sem entupimento no ST a entupimento leve nos emissores SL e GA, ao passo que o CUC foi classificado como bom, regular e ruim nos emissores ST, GA e SL, respectivamente. A ordem crescente de ganho no desempenho anti-obstrução com o uso contínuo do fertilizante líquido foi: ST > GA > SL. As análises de EDS, DRX e MEV mostraram que, no material incrustante, havia grande contribuição de biofilme juntamente com precipitados químicos, como os carbonatos de cálcio e magnésio, que certamente contribuíram para a obstrução total e parcial dos emissores.

Palavras-chave: Emissores. Mitigação. Obstrução. Reúso. Sustentabilidade.

ABSTRACT

The use of aquaculture effluent in agriculture is an alternative to mitigate water scarcity in the semiarid region, directly aligned with the concept of circular economy and Sustainable Development Goal number 6 - clean water and sanitation. In drip irrigation, dripper clogging is still a barrier; however, the rational use of certain fertilizers can contribute to reducing obstruction levels and improving dripper performance. Therefore, the general objective of this work is to analyze the performance of dripping units operating with aquaculture effluent and the mitigation of clogging with a chemical method. The experiment was set up at the Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) in Mossoró-RN, Brazil, in a split-plot scheme in a completely randomized design, with three replicates, with the waters in the plots (supply water, aquaculture effluent and aquaculture effluent with continuous use of descaling fertilizer), the emitter types in the subplots (SL - 1.6 L h⁻¹, ST - 1.6 L h⁻¹ and GA - 4.0 L h⁻¹) and the evaluation times in the sub-subplots (0, 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320 and 360 h). The physicochemical and microbiological characterization of the waters was performed at 0, 160 and 360 h. The determination of clogging and water application uniformity indicators, average flow rate variation (Dra) and Christiansen uniformity coefficient (CUC), was performed every 40 h until 360 h. At the end of the experiment, biofouling samples were collected from the drippers of the three water sources for analysis by energy dispersive X-ray spectroscopy (EDS), X-ray diffractometry (XRD) and scanning electron microscopy (SEM). The Dra and CUC data were submitted to ANOVA ($p \leq 0.05$) and Tukey test ($p \leq 0.05$). The quality of the aquaculture effluent revealed a risk of clogging by severe chemical agents (pH, electrical conductivity, calcium, magnesium, bicarbonate and hardness) and a low risk of clogging by physical (total suspended solids) and biological (total heterotrophic bacteria) agents. There was a decrease in the values of the Dra and CUC indicators over the operating time in the dripper subunits that contained the SL and GA emitters, where SL presented higher levels of clogging due to the smaller depth and labyrinth length in relation to the others. The increasing order of susceptibility to clogging with aquaculture effluent was: SL > ST > GA. At the end of the experiment (360 h), the Dra values revealed partial clogging of the drippers when supplied with aquaculture effluent, being the CUC values classified as poor in the ST and SL emitters and regular in the GA. The application of liquid fertilizer allowed the reduction of clogging and the improvement of the uniformity of water application in the three types of emitters. Thus, the Dra varied from no clogging in the ST to slight clogging in the SL and GA emitters, while the CUC was classified as good, regular and poor in the ST, GA and SL emitters, respectively. The increasing order of gain in anti-clogging performance with the continuous use of liquid fertilizer was: ST > GA > SL. The EDS, XRD and SEM analyses showed that, in the biofouling material, there was a large contribution of biofilm together with chemical precipitates, such as calcium and magnesium carbonates, which certainly contributed to the total and partial clogging of the emitters.

Keywords: Emitters. Mitigation. Clogging. Reuse. Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	-	Esquema das três bancas experimentais abastecidas com água de abastecimento (AB), água residuária da aquicultura (EB) e água residuária da aquicultura com fertilizante líquido de ação desincrustante (ET), destacando o reservatório das águas (1), conjunto motobomba (2), linha principal (3), linha de derivação (4) e linhas laterais com gotejadores não autocompensantes e autocompensantes (5).....	28
Figura 2	-	Coletas de gotejadores obstruídos nas bancadas experimentais destacando a formação do biofilme para cada fonte de água (AB, EB e ET) e tipo de gotejador (SL, ST e GA).....	33
Figura 3	-	Imagens do Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-x (EDS) integrada, modelo ZEISS FIB-SEM AURIGA 40 e do Difratorômetro de Raios-X (DRX), modelo xrd 7000, da marca Shimadzu ambos pertencentes ao DEMat/UFRN.....	34
Figura 4	-	Taxa média da variação da vazão (Dra) de unidades gotejadoras com emissores ST (A), SL (B) e GA (C) aplicando água de abastecimento (AB), água residuária de aquicultura (EB) e água residuária de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).....	41
Figura 5	-	Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) de unidades gotejadoras com emissores ST (A), SL (B) e GA (C) aplicando água de abastecimento (AB), água residuária de aquicultura (EB) e água residuária de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).....	43
Figura 6	-	Análise da composição elementar por Energia Dispersiva de Raios-x (EDS) de amostras do material de obstrução das unidades gotejadoras abastecidas com água de abastecimento-AB (A), água residuária de aquicultura-EB (B) e água residuária com aplicação contínua de fertilizante líquido desincrustante-ET (C).....	48
Figura 7	-	Difração de Raios-x de amostra do biofilme coletado nas subunidades gotejadoras que aplicaram água residuária sem tratamento (EB).....	50
Figura 8	-	Difração de Raios-x de amostra do biofilme coletado nas subunidades gotejadoras que aplicaram água residuária de aquicultura com fertilizante líquido com ação desincrustante (ET).....	51
Figura 9	-	Morfologia do material depositado no labirinto obtida por MEV. A: amostra AB com magnificação de 30x; B: amostra AB com magnificação de 100x; C: amostra EB com magnificação de 30x; D: amostra EB com magnificação de 100x; E: amostra ET com magnificação de 30x; F: amostra ET com magnificação de 100x.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Descrição técnica dos três tipos de gotejadores não autocompensantes e autocompensante testados nos ensaios experimentais em bancada.....	29
Tabela 2	– Caracterização físico-química e microbiológica das águas utilizadas no abastecimento das unidades gotejadoras e classificação do risco de entupimento de gotejadores pela qualidade das águas.....	37
Tabela 3	– Resumo da análise de variância das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) no esquema de parcelas sub-subdividas.....	45
Tabela 4	– Valores médios das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) e para o fator tipo de gotejador (TG) dentro de cada nível de tempo de operação (T) e cada nível de fonte de água (FA).....	46
Tabela 5	– Análise da composição elementar por Energia Dispersiva de Raios-X de amostras do biofilme das unidades gotejadoras abastecidas com água de abastecimento-AB, água residuária de aquicultura-EB e água residuária com aplicação contínua de fertilizante líquido desincrustante-ET.....	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	Água de abastecimento
ASAE	Sociedade Americana de Engenheiros Agrícolas
BH	Bactérias heterotróficas totais
CAERN	Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte
CE	Condutividade elétrica
CUC	Coeficiente de uniformidade de Christiansen
CVF	Coeficiente de uniformidade estatística
D	Dureza
Dra	Taxa média de variação da vazão
DRX	Difratometria de Raios-X
EB	Água residuária da aquicultura sem tratamento
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ET	Água residuária da aquicultura com fertilizante líquido desincrustante
EDS	Espectroscopia de energia dispersiva de raios-X
K	Coeficiente de vazão
LABIOMA	Laboratório de Biotecnologia e Microbiologia Ambiental
LASAP	Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
Qr	Vazão relativa
qvar	Desvio de fluxo
SST	Sólidos suspensos totais
UE	Uniformidade de emissão de projeto
UFC	Unidades formadoras de colônias
Us	Coeficiente de uniformidade estatística
X	Expoente da vazão

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
	REFERÊNCIAS.....	18
2	ARTIGO 1: PREVENÇÃO DO ENTUPIMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOFILME EM GOTEJADORES APLICANDO EFLUENTE DA AQUICULTURA.....	22
	RESUMO	22
	ABSTRACT	23
	INTRODUÇÃO	24
	MATERIAL E MÉTODOS	27
	Área experimental.....	27
	Montagem do experimento e operação.....	27
	Monitoramento do entupimento nos gotejadores.....	30
	Delineamento estatístico.....	31
	Monitoramento da qualidade da água.....	31
	Caracterização da bioincrustação.....	32
	Análise estatística.....	35
	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
	Qualidade das águas e classificação do risco de entupimento de gotejadores.....	36
	Efeito de fertilizante com ação desincrustante no desempenho de gotejadores.....	40
	Caracterização do biofilme por MEV e DRX.....	48
	CONCLUSÕES.....	54
	REFERÊNCIAS.....	54
3	CONCLUSÕES GERAIS.....	59
	APÊNDICES.....	60

1 INTRODUÇÃO GERAL

A escassez de água refere-se à relação entre a oferta e a demanda de recursos hídricos, sendo um risco global de alto impacto, tendo em vista que, nos últimos 100 anos, o uso da água acelerou, com taxa de crescimento de 1% ao ano; além disso, a escassez está diretamente relacionada a variações temporais e espaciais desiguais da água, estimando-se que a escassez hídrica atinge um terço da população de países em desenvolvimento ou um quarto da população mundial (Morante-Carballo *et al.*, 2022).

Neste contexto, a escassez hídrica representa um grave problema global para a agricultura em regiões áridas e semiáridas, dominadas pela agricultura irrigada, restringindo o desenvolvimento da economia e da agricultura (Wang *et al.*, 2020).

As regiões áridas e semiáridas são caracterizadas por precipitações pluviais escassas e erráticas, alta velocidade do vento, intensa radiação solar e alto potencial de evapotranspiração durante a maior parte do ano; ressalta-se também que as terras áridas cobrem cerca de 41% da superfície terrestre da Terra e abrigam mais de um terço de todos os seres humanos do mundo (Golla, 2021).

As atividades econômicas do semiárido possuem alto consumo hídrico, cabendo destacar o setor agrícola, que consome aproximadamente 70% dos recursos hídricos globais (Cai *et al.*, 2022), e a aquicultura, que emergiu como opção ideal de produção de alimentos em muitos países (Hu *et al.*, 2024) e pode ser realizada em quatro sistemas de produção: extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo, seja em ambientes marinhos ou em áreas continentais e, quando realizada em áreas continentais, pode ser designada como aquicultura de água doce (Visconcin *et al.*, 2024).

No entanto, os recursos hídricos poderiam ser utilizados de forma mais eficiente e sustentável na produção agrícola e aquícola a fim de minimizar a demanda hídrica global e alcançar a segurança alimentar, uma vez que o rendimento das culturas é influenciado em grande parte pela disponibilidade hídrica (Sidhu *et al.*, 2021).

A aquicultura pode ser dividida em cinco categorias principais, definidas pela tradição e tipo de organismo cultivado: peixes de água doce, camarões marinhos, moluscos, camarões de água doce e rãs (Valenti *et al.*, 2021). Excluindo as algas, no ano de 2021, a produção mundial da aquicultura atingiu um valor recorde de 91 milhões de toneladas, sendo a China o principal produtor no mundo, enquanto o Brasil ocupa a 13ª posição (FAO, 2023).

Devido à grande demanda, a produção aquícola gera grandes volumes de efluentes, representando grande perigo ao meio ambiente, pois os efluentes da aquicultura compreendem

resíduos sólidos e constituintes dissolvidos, incluindo nutrientes e contaminantes de preocupação emergente (antibióticos, desinfetantes e parasitocidas), trazendo impactos prejudiciais como eutrofização, aumento das condições anaeróbias, redução do oxigênio dissolvido, toxicidade química e insegurança alimentar (Ahmad *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2024).

Associado a isto, o aproveitamento agrícola e/ou florestal dos nutrientes e da água dos resíduos líquidos devidamente tratados e manejados como, por exemplo, o efluente da aquicultura, é uma alternativa que possibilita a convivência nas regiões áridas e semiáridas por também mitigar os efeitos da escassez hídrica e da poluição ambiental, fortalecendo a economia circular e os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 (Ungureanu; Vlăduț; Voicu, 2020).

Assim, o uso agrícola de água residuária possibilita o aproveitamento simultâneo de água e nutrientes, ajudando a conservar as fontes de água doce e mitigando a escassez de água na agricultura, ao mesmo tempo em que realiza uma economia circular da água (Chen *et al.*, 2021; Jiménez-Benítez *et al.*, 2020). Além disso, reduz a energia consumida no ciclo de vida de fertilizantes (produção/extração, embalagem, transporte e aplicação) à base de amônia (21.972,2 kWh·t N⁻¹ pelo processo Haber-Bosh), fósforo (4.833,3 kWh·t P₂O₅⁻¹) e potássio (3.805,6 kWh·t K₂O⁻¹) (Helsel, 1992).

Além disso, a presença de N, P, K e matéria orgânica nas águas residuárias tratadas mantém a fertilidade e a produtividade do solo, melhorando o rendimento das culturas e reduzindo tanto as taxas de aplicação de fertilizantes (Chojnacka *et al.*, 2020) quanto as emissões de gases de efeito estufa (Mainardis *et al.*, 2022).

Nesse sentido, na produção ou extração de fertilizantes minerais são liberados gases de efeito estufa, sendo as maiores emissões obtidas nos fertilizantes nitrogenados (ureia de 1,3 a 5,5 t CO₂-eq. t de N⁻¹ e nitrato de amônio de 3,5 a 10,3 t CO₂ -eq. t de N⁻¹) em relação aos fosfatados (fosfatos de amônio de 1,3 a 8,9 t CO₂-eq. t de P₂O₅⁻¹ e superfosfatos de 0,4 a 1,6 t CO₂-eq. t de P₂O₅⁻¹) e potássico (cloreto de potássio de 0,19 kg CO₂-eq. kg de K₂O⁻¹) (Walling; Vaneeckhaute, 2020).

Analisando os 17 ODS da Agenda 2030, constata-se que 12 estão relacionados ao reúso agrícola de efluente da aquicultura em regiões áridas e semiáridas, empregando-se sistemas de irrigação por gotejamento: 1) ODS nº 1 - Acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todo o mundo; 2) ODS nº 2 - Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e a melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável; 3) ODS nº 3 - Garantir vidas saudáveis e promover o bem-estar para todos, em todas as idades; 4) ODS nº 6 - Garantir a

disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos; 5) ODS nº 7 - Garantir o acesso à energia acessível, fiável, sustentável e moderna para todos; 6) ODS nº 8 - Promover o crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, o emprego pleno e produtivo e o trabalho digno para todos; 7) ODS nº 9 - Construir infraestruturas resilientes, promover a industrialização inclusiva e sustentável e fomentar a inovação; 8) ODS nº 11 - Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis; 9) ODS nº 12 - Garantir padrões sustentáveis de consumo e produção; 10) ODS nº 13 - Tomar medidas urgentes para combater as alterações climáticas e os seus impactos; 11) ODS nº 14 - Conservar e utilizar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável; e 12) ODS nº 15 - Proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e conter a perda de biodiversidade (Organização das Nações Unidas, 2023).

Portanto, a combinação entre o reúso agrícola com efluente da aquicultura e os sistemas de irrigação por gotejamento representam uma forma de mitigação da escassez hídrica com destaque nas regiões áridas e semiáridas pelo fato de possibilitar a economia de água (Valentín *et al.*, 2020) e a redução das emissões de gases de efeito estufa, principalmente nas regiões áridas e semiáridas. No entanto, a qualidade dos efluentes da aquicultura e a geometria dos labirintos dos emissores podem gerar problemas de obstrução e, consequentemente, perda de desempenho do sistema de irrigação e redução da produção agrícola e/ou florestal.

A irrigação por gotejamento é uma técnica caracterizada por aplicação de água em baixa vazão e elevada frequência, sendo a água aplicada próximo ao sistema radicular da cultura por meio de gotejadores. Este tipo de irrigação melhora a eficiência ao reduzir a evaporação, a deriva, o escoamento superficial e as perdas por percolação profunda, na comparação com outras técnicas (Yang *et al.*, 2023). Neste tipo de sistema de irrigação, o gotejador é um componente sensível devido às pequenas dimensões da geometria do labirinto, dimensionado para que ocorra dissipação da energia de pressão (Li *et al.*, 2019).

Os gotejadores podem ser divididos nas categorias autocompensantes e não autocompensantes; os autocompensantes dispõem de uma membrana para o controle do fluxo da água, fornecendo a mesma quantidade de água ao longo das linhas laterais por meio de um mecanismo de compensação de pressão, ao passo que nos gotejadores não autocompensantes não há mecanismo de compensação de pressão e a vazão pode sofrer variabilidade ao longo da linha lateral. Entretanto, estudos revelam que a inexistência da membrana compensadora

de pressão pode proporcionar maior durabilidade e longevidade dos emissores, resistência ao entupimento e baixa manutenção (Al-Muhammad *et al.*, 2019). Vários fatores afetam o entupimento do emissor, incluindo a qualidade da água, a geometria do labirinto e as rotinas de manutenção do sistema de irrigação (Lv *et al.*, 2024).

Simulações de dinâmica de fluídos revelaram nos labirintos de gotejadores com entupimento de origem física e biológica regiões de alta velocidade no fluxo principal (em torno de 1 m s^{-1}) e baixa velocidade nas zonas mortas de vórtice (menos de $0,2 \text{ m s}^{-1}$) formado nos cantos do canal; observou-se que a deposição de partículas e o crescimento de biofilme nos gotejadores ocorrem principalmente nos primeiros defletores e nas zonas de vórtice iniciais, caracterizadas por menores valores de velocidade média e energia cinética turbulenta (Ait-Mouheb *et al.*, 2019).

Com relação à qualidade da água, existem atributos físicos, químicos e biológicos que ocasionam o entupimento de gotejadores: 1) Físicos são representados por partículas inorgânicas suspensas, areia e argila, e detritos orgânicos de plantas, animais e bactérias que podem bloquear ou acumular o suficiente para obstruir os emissores; 2) Químicos compreendem os elementos químicos dissolvidos na água que em determinadas condições físico-químicas podem precipitar, como carbonato de cálcio e sulfato de cálcio, e eventualmente formar incrustações que restringirão o fluxo da água. Situações semelhantes podem ocorrer quando hidróxidos metálicos ou sulfetos de ferro e manganês precipitam; e 3) Biológicos incluem a atividade microbiana que pode produzir mucilagens, filamentos e depósitos químicos que podem obstruir as passagens dos emissores (Bucks; Nakayama; Gilbert, 1979).

Normalmente, o uso de águas residuárias em sistemas de irrigação favorece a formação de um material com elevado potencial de obstrução dos gotejadores com estrutura complexa, resultante da interação entre agentes físicos, químicos e biológicos, denominada bioincrustação, principalmente nas áreas de baixa velocidade de fluxo, como bordas, cantos e zonas de superfície adjacentes dos labirintos de gotejadores (Ma *et al.*, 2024a).

Na literatura existem diversas técnicas de mitigação do entupimento dos gotejadores, sendo as mais tradicionais: 1) Filtração para minimizar entupimento por partículas suspensas; 2) Lavagem de linhas laterais para atenuar os efeitos de obstrução causados por partículas que passaram pelas aberturas dos elementos filtrantes, precipitados e biofilmes formados no interior das linhas laterais, e 3) Tratamentos químicos com derivados clorados e ácidos (Gilbert; Nakayama; Bucks, 1979).

Sabe-se que o sistema de filtração é projetado para reter partículas orgânicas e

inorgânicas presentes na água de irrigação, sendo um dispositivo necessário e indispensável para um sistema de irrigação por gotejamento e existem dois mecanismos principais de filtração: 1) Filtros de malha (tela e discos); e 2) Filtros granulares (areia); sendo que o dimensionamento do sistema de filtração é determinado principalmente pela qualidade da água a ser utilizada no sistema (Bucks; Nakayama; Gilbert, 1979; Gilbert; Nakayama; Bucks, 1979).

A lavagem nas linhas laterais consiste na abertura dos finais das linhas, por cerca de cinco minutos, ao fim de cada evento de irrigação, mantendo uma velocidade de cerca de $0,45 \text{ m s}^{-1}$. Esse processo permite mitigar a obstrução causada por partículas orgânicas e inorgânicas que passaram pelos meios filtrantes ou que se formaram no interior das linhas laterais por processos químicos e/ou biológicos. Apesar das técnicas de manutenção, recomendadas para sistemas de irrigação localizada, trabalhos reportados na literatura evidenciam que a geometria dos labirintos dos emissores exerce influência nos resultados desta técnica de mitigação do entupimento de emissores (Ma *et al.*, 2024b).

O principal parâmetro para evitar o entupimento por agentes químicos é o controle do pH da água de irrigação, por meio da adição de ácido, além da prática de evitar certos fertilizantes ou aditivos químicos que aumentam o pH a ponto de precipitar carbonatos, fosfatos e hidróxidos. Por sua vez, a cloração é a principal técnica utilizada para controle de microrganismos e suas secreções na irrigação por gotejamento (Almeida *et al.*, 2022; Ravina *et al.*, 1997).

Vários métodos novos e inovadores de prevenção e remoção do entupimento de emissores estão surgindo; embora a lavagem das linhas laterais seja um método conhecido, descobriu-se que aumentar sua frequência e em pressões mais altas melhorou significativamente a vazão e a uniformidade de aplicação de água dos emissores. Quando águas residuárias são usadas para irrigação, a lavagem com água doce após cada cinco irrigações removeu efetivamente o entupimento dos emissores. Dentre os vários métodos físicos existentes, o uso do anel MERUS, a aplicação de pressão pulsante com frente de onda triangular e o tratamento com ultrassom foram eficazes na mitigação do entupimento, mas, dentre os métodos químicos, a fertirrigação com ureia fosfato em baixas concentrações por períodos mais longos reduziu o pH da água de irrigação e contribuiu para a remoção de precipitados químicos nas linhas laterais e emissores; por fim, o uso de cepas bacterianas antagonistas de *Bacillus* ajudou na remoção não apenas da precipitação de CaCO_3 , como também da bioincrustação devido ao uso de águas residuárias nos sistemas de gotejamento (Ramachandru; Kasa, 2022).

O método de avaliação de campo para sistema de irrigação por gotejamento emitido pela Sociedade Americana de Engenheiros Agrícolas (ASAE) em 2003 é atualmente o padrão mais confiável para avaliar o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento. Nele estão resumidos os indicadores de desempenho hidráulico mais utilizados, incluindo o coeficiente de variação da vazão inerente à fabricação (CVF), para avaliar a qualidade de produção dos emissores; a vazão relativa (Q_r), para avaliar o entupimento de um único emissor; a taxa média de variação da vazão (D_{ra}), para o grau geral de entupimento de múltiplos emissores; o desvio de fluxo (q_{var}), o coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), a uniformidade de emissão de projeto (UE) e o coeficiente de uniformidade estatística (U_s) (Shi *et al.*, 2022). Dentre esses indicadores de desempenho hidráulico, o D_{ra} e o CUC são normalmente utilizados para avaliar o entupimento do emissor e o desempenho na irrigação por gotejamento (Li *et al.*, 2019; Lv *et al.*, 2024; Ma *et al.*, 2024b). Popularmente, o entupimento ocorre quando a vazão atual do emissor é inferior a 75% do projeto (ASAE, 2003). Um único emissor é considerado desobstruído se sua vazão estiver entre 100% e 95% da vazão do projeto, de 80% a 95% é considerado ligeiramente obstruído, de 50% a 80% é considerado geralmente obstruído, de 20% a 50% está seriamente obstruído e com menos de 20% está completamente entupido (Pei *et al.*, 2014).

Diante do exposto, tem-se como objetivo geral do presente estudo analisar o desempenho de unidades gotejadoras operando com efluente da aquicultura e a mitigação do entupimento com método químico. Os objetivos específicos foram: 1) Caracterizar e classificar os agentes físicos, químicos e microbiológicos ocasionadores de obstrução de gotejadores; 2) Monitorar e classificar os indicadores de desempenho hidráulico, taxa média de variação da vazão (D_{ra}) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) ao longo de 360 h de operação das unidades gotejadoras; 3) Verificar a capacidade de mitigação do entupimento com fertilizante desincrustante em gotejadores operando com efluente da aquicultura; e 4) Caracterizar a bioincrustação formada nos emissores aplicando as três águas utilizando Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (EDS), Difractometria de Raios-X (DRX) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

REFERÊNCIAS

AHMAD, A. *et al.* Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. **Journal of Environmental Management**, v. 287, 112271, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112271>

AIT-MOUHEB, N. *et al.* Impact of hydrodynamics on clay particle deposition and biofilm development in a labyrinth-channel dripper. **Irrigation Science**, v. 37, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00271-018-0595-7>

ALMEIDA, I. A. *et al.* Dripper clogging: emphasis on the problem and how to minimize impact. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 16, 1095, 2022. <https://doi.org/10.18011/bioeng.2022.v16.1095>

AL-MUHAMMAD, J. *et al.* Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, 108500, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatfluidflow.2019.108500>

AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS-ASAE. **ASAE EP 405.1**: Design and installation of microirrigation systems. St. Joseph: ASAE Standards, 2003. p. 900-905.

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, v. 2, n. 2, p. 149-162, 1979. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(79\)90028-3](https://doi.org/10.1016/0378-3774(79)90028-3)

CAI, J. *et al.* Patterns and driving forces of the agricultural water footprint of Chinese cities. **Science of The Total Environment**, v. 843, p. 156725, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156725>

CHEN, J. *et al.* Underestimated nutrient from aquaculture ponds to Lake Eutrophication: a case study on Taihu Lake Basin. **Journal of Hydrology**, v. 630, 130749, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130749>

CHEN, C Y. *et al.* Non-conventional water reuse in agriculture: A circular water economy. **Water Research**, v. 199, 117193, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117193>

CHOJNACKA, K. *et al.* A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 130, 109959, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS-FAO. 2023. **World food and agriculture – statistical yearbook 2023**. Rome: FAO, 2023. 382p. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/cc8166en>. Acesso em: 30 maio 2024.

GOLLA, B. Agricultural production system in arid and semi-arid regions. **International Journal of Agricultural Science and Food Technology**, v. 7, n. 2, p. 234-244, 2021. <https://doi.org/10.17352/2455-815X.000113>

GILBERT, R. G.; NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Trickle irrigation: prevention of clogging. **Transactions of the ASAE**, v. 22, n. 3, p. 514-0519, 1979. <https://doi.org/10.13031/2013.35052>

HELSEL, Z. R. Energy and alternatives for fertilizer and pesticide use. In: FLUCK, R. C. **Energy in farm production**. New York: Elsevier, v.6, 1992. p. 177–201.

HU, X. *et al.* Performance of feeding black soldier fly (*Hermetia illucens*) larvae on shrimp carcasses: A green technology for aquaculture waste management and circular economy. **Science of The Total Environment**, v. 928, p. 172491, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172491>

JIMÉNEZ-BENÍTEZ, A. *et al.* AnMBR, reclaimed water and fertigation: Two case studies in Italy and Spain to assess economic and technological feasibility and CO₂ emissions within the EU Innovation Deal initiative. **Journal of Cleaner Production**, v. 270, 122398, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122398>

LI, Y. *et al.* Dynamic effects of chemical precipitates on drip irrigation system clogging using water with high sediment and salt loads. **Agricultural Water Management**, v. 213, p. 833-842, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.11.021>

LV, C. *et al.* A meta-analysis of labyrinth channel emitter clogging characteristics under Yellow River water drip tape irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 291, 108634, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108634>

MA, C. *et al.* Biofilm dynamic changes in drip irrigation emitter flow channels using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 291, 108624, 2024a. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108624>

MA, C. *et al.* Effect of lateral flushing on emitter clogging in drip irrigation using high-sediment water. **Agricultural Water Management**, v. 293, 108702, 2024b. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.108702>

MAINARDIS, M. *et al.* Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, v. 296, 118755, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118755>

MORANTE-CARBALLO, F. *et al.* What do we know about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. **Water**, v. 14, n. 17, 2685, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14172685>

PEI, Y. *et al.* Eight emitters clogging characteristics and its suitability under on-site reclaimed water drip irrigation. **Irrigation Science**, v. 32, p. 141-157, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00271-013-0420-2>

RAMACHANDRULA, V. R.; KASA, R. R. Prevention and treatment of drip emitter clogging: a review of various innovative methods. **Water Practice & Technology**, v. 17, n. 10, p. 2059-2070, 2022. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.115>

RAVINA, I. *et al.* Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. **Agricultural Water Management**, v. 33, n. 2-3, p. 127-137, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(96\)01286-3](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(96)01286-3)

SIDHU, R. K. *et al.* Automation in drip irrigation for enhancing water use efficiency in cereal systems of South Asia: status and prospects. **Advances in Agronomy**, v. 167, p. 247-300, 2021. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.01.002>

SHI, K. *et al.* A review of the category, mechanism, and controlling methods of chemical clogging in drip irrigation system. **Agriculture**, v. 12, n. 2, 202, 2022. <https://doi.org/10.3390/agriculture12020202>

UNGUREANU, N.; VLĂDUȚ, V.; VOICU, G. Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation. **Sustainability**, v. 12, n. 21, 9055, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12219055>

UNITED NATIONS-UN. General Assembly Economic and Social Council. **Progress towards the Sustainable Development Goals: towards a rescue plan for people and planet**. New York: United Nations, 2023. 43p. (A/78/80-E/2023/64). Disponível em: <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2023/secretary-general-sdg-report-2023--EN.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2024.

VALENTÍN, F. *et al.* Comparing evapotranspiration and yield performance of maize under sprinkler, superficial and subsurface drip irrigation in a semi-arid environment. **Irrigation Science**, v. 38, p. 105-115, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00271-019-00657-z>

VALENTI, W. C. *et al.* Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, v. 19, 100611, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100611>

VISCONCIN, K. C. L. *et al.* Nitrogen and phosphorus removal from synthetic aquaculture water through electrocoagulation. **Revista Ambiente & Água**, v. 19, e2977, 2024. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2977>

WALLING, E.; VANEECKHAUTE, C. Greenhouse gas emissions from inorganic and organic fertilizer production and use: A review of emission factors and their variability. **Journal of Environmental Management**, v. 276, 111211, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111211>

WANG, Y. *et al.* How can drip irrigation save water and reduce evapotranspiration compared to border irrigation in arid regions in northwest China. **Agricultural Water Management**, v. 239, 106256, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106256>

YANG, P. *et al.* Review on drip irrigation: impact on crop yield, quality, and water productivity in China. **Water**, v. 15, n. 9, 1733, 2023. <https://doi.org/10.3390/w15091733>

2. ARTIGO 1: PREVENÇÃO DO ENTUPIMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA BIOINCRUSTAÇÃO EM GOTEJADORES APLICANDO EFLUENTE DA AQUICULTURA

RESUMO

A escassez hídrica no semiárido brasileiro pode ser mitigada com o reúso agrícola de efluente de aquicultura, onde a vulnerabilidade dos emissores da irrigação localizada ao entupimento se apresenta como barreira. Porém, o uso racional de determinados fertilizantes líquidos pode contribuir para a redução dos níveis de obstrução. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo geral analisar o desempenho de unidades gotejadoras operando com efluente da aquicultura e a mitigação do entupimento com método químico. O experimento foi montado na Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) em Mossoró-RN, Brasil, em um esquema de parcelas sub-subdivididas no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, tendo nas parcelas as águas (água de abastecimento, efluente da aquicultura e efluente da aquicultura com uso contínuo de fertilizante desincrustante), nas subparcelas os tipos de emissores (SL - $1,6 \text{ L h}^{-1}$, ST - $1,6 \text{ L h}^{-1}$ e GA - $4,0 \text{ L h}^{-1}$) e nas sub-subparcelas os tempos de avaliação (0, 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320 e 360 h). Para isso, realizou a caracterização físico-química e microbiológica das águas às 0, 160 e 360 h. A determinação dos indicadores de entupimento e uniformidade de aplicação de água, taxa média de variação de vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), foi efetuada a cada 40 h até completar 360 h. Ao fim do experimento, foram coletadas amostras da bioincrustação formada nos gotejadores das três águas para análises de espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS), difratometria de raios-X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV). Os dados de Dra e CUC foram submetidos à ANOVA ($p \leq 0,05$) e teste Tukey ($p \leq 0,05$). Ao fim do experimento, o gotejador SL foi mais suscetível ao entupimento com efluente de aquicultura do que ST e GA, devido às suas menores dimensões do labirinto (profundidade e comprimento). A ordem crescente da suscetibilidade ao entupimento com efluente de aquicultura foi: $SL > ST > GA$. Em todos os tipos de gotejadores houve melhoria da uniformidade de aplicação de água e redução do entupimento com o uso contínuo do fertilizante líquido desincrustante, mas no gotejador SL acarretou em elevação da vazão. A ordem crescente de ganho no desempenho com o uso contínuo do fertilizante líquido foi: $ST > GA > SL$. A qualidade das águas revelou que o entupimento de origem química contribui fortemente para a obstrução dos emissores que aplicam efluente da aquicultura.

Palavras-chaves: Água Residuária. Emissores. Mitigação. Obstrução. Semiárido.

PAPER 1: PREVENTION OF CLOGGING AND CHARACTERIZATION OF BIOFOULING IN DRIPPERS APPLYING AQUACULTURE EFFLUENT

ABSTRACT

Water scarcity in the Brazilian semiarid region can be mitigated by the agricultural reuse of aquaculture effluent, where the vulnerability of localized irrigation emitters to clogging is a barrier. However, the rational use of certain liquid fertilizers can contribute to reducing clogging levels. Therefore, the general objective of this work is to analyze the performance of dripping units operating with aquaculture effluent and the mitigation of clogging with a chemical method. The experiment was set up at the Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) in Mossoró-RN, Brazil, in a split-plot scheme in a completely randomized design, with three replicates, with the waters in the plots (supply water, aquaculture effluent and aquaculture effluent with continuous use of descaling fertilizer), the emitter types in the subplots (SL - 1.6 L h⁻¹, ST - 1.6 L h⁻¹ and GA - 4.0 L h⁻¹) and the evaluation times in the sub-subplots (0, 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320 and 360 h). For this, the physicochemical and microbiological characterization of the waters was performed at 0, 160 and 360 h. The determination of the clogging and water application uniformity indicators, average flow rate variation (Dra) and Christiansen uniformity coefficient (CUC), was performed every 40 h until 360 h. At the end of the experiment, samples of the biofouling formed in the drippers of the three waters were collected for analysis by energy dispersive X-ray spectroscopy (EDS), X-ray diffractometry (XRD) and scanning electron microscopy (SEM). The Dra and CUC data were submitted to ANOVA ($p \leq 0.05$) and Tukey test ($p \leq 0.05$). At the end of the experiment, the SL dripper was more susceptible to clogging with aquaculture effluent than ST and GA, due to its smaller labyrinth dimensions (depth and length). The increasing order of susceptibility to clogging with aquaculture effluent was: SL > ST > GA. In all types of drippers, there was an improvement in the uniformity of water application and a reduction in clogging with the continuous use of liquid descaling fertilizer, but in the SL dripper it resulted in increasing flow rate. The increasing order of performance gain with the continuous use of liquid fertilizer was: ST > GA > SL. The water quality revealed that clogging of chemical origin contributes strongly to the obstruction of emitters that apply aquaculture effluent.

Keywords: Wastewater. Emitters. Mitigation. Obstruction. Semiarid.

INTRODUÇÃO

A escassez de água doce é influenciada pelo crescimento da população, urbanização, consumo por pessoa, poluição hídrica e alterações climáticas (Ungureanu; Vlăduț; Voicu, 2020). Particularmente, as mudanças climáticas agravam os problemas de escassez hídrica, principalmente nas regiões semiáridas (Morante-Carballo *et al.*, 2022). A disponibilidade de água no setor agrícola é algo essencial à segurança alimentar humana (Wang, 2022), porém há desafios decorrentes de eventos climáticos extremos e ação antrópica (Scanlon *et al.*, 2023). Ressalta-se ainda que o consumo de água mundial aumentou cerca de 1% ao ano desde 1980 (Hasani *et al.*, 2022). Em meio ao cenário de aumento da demanda por água doce, cabe destacar que a agricultura é responsável por grande parte desse consumo. Entretanto, é sabido que a agricultura irrigada é crucial para a produção de alimentos, principalmente nos locais com baixos índices pluviométricos, como nas regiões áridas e semiáridas.

Mesmo utilizando cerca de 70% de toda a água doce oriunda de aquíferos, rios e lagos (Molajou *et al.*, 2023), a agricultura exerce papel fundamental na mitigação da insegurança alimentar e, além disso, está relacionada a 11 dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 (Viana *et al.*, 2022).

Entre os setores de produção de alimentos, o cultivo de organismos aquáticos como peixes e crustáceos, prática denominada aquicultura, tem se destacado como um setor importante na produção de alimentos. A aquicultura desempenha papel vital na segurança alimentar global, especialmente à medida que a demanda por proteína animal continua a aumentar. A aquicultura está entre os setores mais dinâmicos do sistema alimentar global (Naylor; Fang; Fanzo, 2023), que, assim como a agricultura, tem papel importante na segurança alimentar, sendo o setor de produção de alimentos com maior crescimento nas últimas décadas (Garlock *et al.*, 2020). No mundo, o consumo médio per capita de alimentos aquáticos é de 20,21 kg por ano e continua aumentando. Espera-se que a aquicultura avance principalmente em regiões com altas taxas de desnutrição e insegurança alimentar (Garlock *et al.*, 2022).

Na aquicultura brasileira, o peixe de água doce (*Oreochromis niloticus* e *Colossoma macropomum*) é predominantemente produzido, seguido pelo camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*), tendo a maior parte da produção aquícola em pequenas explorações, sendo que mais de 80% da produção têm sido realizados em áreas com menos de 2 ha (Valenti *et al.*, 2021).

Devido à grande demanda mundial, a produção aquícola gera grandes volumes de

efluentes, os quais, se não forem devidamente tratados e manejados, podem ocasionar problemas ambientais, tais como poluição orgânica, eutrofização, excesso de nutrientes e poluição química (Ahmad *et al.*, 2021). Normalmente, os efluentes da aquicultura são compostos pelos produtos excretados dos organismos aquáticos, detritos orgânicos de organismos mortos ou doentes e rações; no caso dos peixes, além das excreções intestinais, há excreção de nitrogênio, na forma de amônia, que é convertida em nitrito e depois em nitrato por bactérias presentes na água, por meio de suas guelras (Ciji; Akhtar, 2019).

Com relação ao fósforo, fornecido na ração, os peixes assimilam apenas 20 a 40%, e o restante fica na água do sistema aquícola (Yogev *et al.*, 2022). Além disso, os efluentes da aquicultura podem conter contaminantes emergentes oriundos de insumos químicos tais como antibióticos, anti-incrustantes, desinfetantes, anestésicos e fertilizantes (Ahmad *et al.*, 2022).

A aquicultura é uma importante fonte de água não tradicional que pode ser explorada para fins de irrigação, pois contém matéria orgânica e nutrientes que atendem às demandas nutricionais das plantas (Soliman *et al.*, 2020). Com o intuito de minimizar os efeitos da escassez hídrica e da poluição ambiental por águas residuárias, a Organização das Nações Unidas estabeleceu o ODS nº 6, água limpa e saneamento; que na sua meta 6.3, tratamento e aproveitamento de águas residuárias e melhoria da qualidade da água, apresenta diretrizes para o fortalecimento do reúso da água (Arora; Mishra, 2022; Fito; Van Hulle, 2021).

Ao utilizar águas residuárias tratadas e métodos de irrigação de alta eficiência, como a irrigação localizada, o setor agrícola tem a oportunidade de diminuir seu consumo significativo de água doce, ajudando a conservar este recurso e a mitigar os efeitos do aumento da procura de água (Ungureanu; Vlăduț; Voicu, 2020).

Nesse método, destaca-se a irrigação por gotejamento, tendo como vantagens a promoção do crescimento das plantas, aumento da produtividade, redução da salinidade do solo na área das raízes das plantas, redução do crescimento de ervas daninhas e adequação para climas desérticos com maior eficiência no uso da água (Al-Mefleh; Talazi; Abu Naser, 2021). Na irrigação por gotejamento, o contato físico entre as águas residuárias e as culturas e os agricultores é minimizado, além de não existirem aerossóis neste sistema e, portanto, não ocorrer poluição atmosférica (Hashem; Qi, 2021).

No entanto, uma das principais desvantagens da irrigação por gotejamento é a vulnerabilidade dos emissores ao entupimento (Lequette; Ait-Mouheb; Wéry, 2020), particularmente quando aplicado efluente da aquicultura ou piscicultura (Manbari *et al.*, 2020; Maroufpoor *et al.*, 2021; Paiva *et al.*, 2024). Como componente central do sistema de irrigação por gotejamento, o gotejador deve ser capaz de prevenir ou minimizar bloqueios por

pequenas partículas transportadas pela água, fator relacionado à qualidade da irrigação e à vida útil do sistema de irrigação (Yang *et al.*, 2020).

Os emissores utilizados em sistema de irrigação por gotejamento são dispositivos conhecidos como gotejadores, que podem ser classificados quanto ao mecanismo de compensação de pressão como autocompensantes e não autocompensantes. A estrutura principal do gotejador é um canal labirinto que dissipa energia de pressão, sendo os gotejadores não autocompensantes desprovidos da membrana reguladora de pressão, possuindo, portanto, estrutura mais simples e baixo custo de fabricação, sendo, porém, sensíveis à variação de pressão no sistema e à ondulação do terreno (Chen *et al.*, 2022). Cada modelo de gotejador possui uma área de seção transversal e geometria do canal do labirinto específica (Petit *et al.*, 2023).

O canal labirinto é formado por vários defletores que desempenham papel importante na geração de perdas de carga e na regulação da vazão, além de gerar vórtices com regiões centrais onde a velocidade é baixa ou zero; nestas regiões de vorticidade, ocorre a deposição de partículas ou outras atividades bioquímicas que causam o entupimento do gotejador (Al-Muhammad *et al.*, 2019).

A qualidade da água é um fator importante que influencia no entupimento dos gotejadores, podendo a obstrução ser classificada de acordo com a natureza dos agentes causadores: física, química e biológica (Bucks, Nakayama e Gilbert, 1979; Capra e Scicolone 1998).

O entupimento físico é causado por matéria orgânica ou inorgânica em suspensão, como algas, resíduos de fitoplâncton e zooplâncton, fragmentos de plástico, areia, lodo e partículas de argila, que não podem ser filtrados na água de irrigação por meio de equipamento de filtração (Bucks; Nakayama; Gilbert, 1979). O entupimento químico é causado por precipitados de carbonatos de cálcio e magnésio, sulfato de cálcio, hidróxidos de metais pesados, silicatos, sulfetos, óleos e substâncias semelhantes, fertilizantes de fosfato de amônia, ferro, cobre, zinco e manganês (Mirzaee; Zakerinia; Farasati, 2021). O entupimento biológico é causado por algas, filamentos e mucilagens de bactérias e atividade microbiana, podendo ser associadas ao ferro, manganês e enxofre (Nakayama; Bucks, 1991).

Existem diversos métodos de prevenção e tratamento de entupimento de emissores. No trabalho de Ramachandrula e Kasa (2022), são apresentadas nove abordagens inovadoras, classificadas da seguinte forma: 1) Métodos físicos: lavagem das linhas laterais, filtragem da água, magnetização da água de irrigação, geração de oscilações moleculares usando anel MERUS, aplicação de pressão pulsante ou dinâmica e tratamento ultrassônico de água; 2)

Métodos químicos: fertirrigação, aplicação de nanopartículas de N-halamina e método eletroquímico; e 3) Métodos biológicos: envolvem o tratamento com várias cepas bacterianas antagonistas (*Bacillus* spp, *Burkholdria* spp, *Lactococcus garvieae* e *Bacillus amyloliquefaciens*). Nos trabalhos de Wang *et al.* (2024) e de Xiao *et al.* (2020), foi constatado que o fertilizante fosfato de ureia ameniza o entupimento de gotejadores devido à redução da deposição de carbonato.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo geral analisar o desempenho de unidades gotejadoras operando com efluente da aquicultura e a mitigação do entupimento com método químico.

MATERIAL E MÉTODOS

Área experimental

O experimento foi conduzido no período de agosto a outubro de 2023 na área externa do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró-RN, Brasil (5°12'13,14"S e 37°19'26,93"O), tendo altitude média de 16 m. Esta área experimental está inserida na região semiárida brasileira (BSh), que apresenta temperatura média do ar de 26,5 °C e precipitação pluviométrica média anual de 794 mm (Alvares *et al.*, 2013).

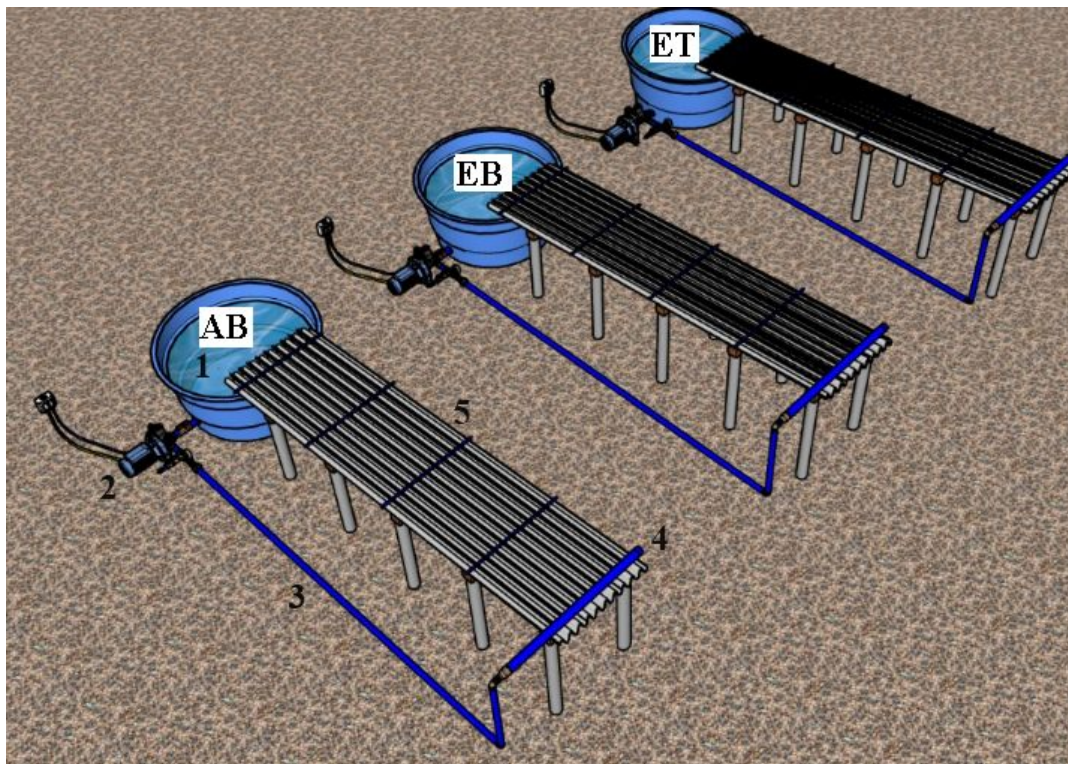
Nos ensaios experimentais, foram utilizados: 1) Efluente da aquicultura oriundo de um tanque de armazenado de 92 m³ do Setor de Aquicultura da UFERSA; e 2) Água da rede de abastecimento da rede da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), proveniente de poço tubular do aquífero Arenito-açu.

Montagem do experimento e operação

Para a condução dos ensaios experimentais, foram montadas três bancadas experimentais. Cada bancada experimental ocupou uma área superficial de 8 m², sendo 1 m de largura por 8 m de comprimento, dotada de uma base construída por pilares de concreto armado e uma estrutura de madeira para a sustentação de telhas de fibrocimento onduladas com inclinação de 2,5%, que possibilitou o escoamento por gravidade e a recirculação das águas nas bancadas.

A jusante de cada bancada, foram instalados um reservatório de 0,31 m³ e um sistema de irrigação por gotejamento composto por um conjunto motobomba de 0,5 cv, um filtro de

discos de 130 μ m, um registro de gaveta, um ponto para coleta de amostras, dois manômetros para a leitura da pressão de serviço, uma linha principal de 32 mm, uma linha de derivação de 50 mm, nove conectores com borracha de vedação e nove linhas laterais com 8 m de comprimento apresentando um fim de linha ao final em cada uma delas (Figura 1).



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 1. Esquema das três bancas experimentais abastecidas com água de abastecimento (AB), água residuária da aquicultura (EB) e água residuária da aquicultura com fertilizante líquido de ação desincrustante (ET), destacando o reservatório das águas (1), conjunto motobomba (2), linha principal (3), linha de derivação (4) e linhas laterais com gotejadores não autocompensantes e autocompensantes (5).

As linhas laterais foram dispostas sobre as bancadas experimentais, possuindo 8 m de comprimento e compostas por três tipos de gotejadores, sendo dois deles não autocompensantes (ST e SL) e um autocompensante (GA), comumente utilizados em sistemas de irrigação no semiárido potiguar (Tabela 1). Em cada bancada foram instaladas nove linhas laterais, sendo três de cada tipo de gotejador.

Tabela 1. Descrição técnica dos três tipos de gotejadores não autocompensantes e autocompensantes testados nos ensaios experimentais em bancada.

Fabricante	ST ¹	SL ¹	GA ²
Qn (L h ⁻¹)	1,6	1,6	4,0
K	0,567	0,568	4
X	0,45	0,45	0
A (mm ²)	24	15	2
EE (m)	0,3	0,3	0,3
Dim (mm)	0,66x0,63x18	0,65x0,55x13	1,32x1,44x60
F (µm/Mesh)	200/80	130/120	130/120

Fonte: Acervo da autora (2024).

Nota: ST¹ e SL¹ - gotejadores não autocompensantes planos; GA² - gotejador autocompensante cilíndrico tipo botão; Qn – Vazão nominal a 100 kPa; k - Coeficiente de vazão; x - Expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento; A - Área de filtragem; EE - Espaçamento entre emissores; Dim - Dimensões das passagens de água dos gotejadores (largura-profundidade-comprimento); e F – Filtração recomendada pelo fabricante.

Nos ensaios experimentais, a primeira bancada recebeu água de abastecimento (AB), a segunda recebe água residuária da aquicultura sem tratamento (EB) e a terceira recebe água residuária da aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).

Para abastecimento diário de duas das três bancadas experimentais com água residuária de aquicultura, semanalmente realizou-se o transporte de 1 m³ deste efluente em reservatório de plástico, também de 1 m³, do Setor de Aquicultura da UFERSA até a área experimental.

Nos reservatórios de 0,31 m³ das bancadas EB e ET, a reposição diária da água residuária de aquicultura foi feita manualmente, empregando-se baldes de 12 L. Além disso, a bancada ET recebeu dosagem diária de 20 mL de fertilizante líquido / 300 L da água residuária de aquicultura para prevenção da incrustação nos gotejadores. Este fertilizante líquido possui na sua composição nitrogênio, fósforo e carbono orgânico total.

Diariamente, os reservatórios das três bancadas eram abastecidos, sem permitir que secassem completamente.

Na bancada abastecida com água de abastecimento, a reposição foi realizada diariamente com auxílio de uma mangueira instalada em ponto de água próximo à área experimental.

As três bancadas operaram seis horas por dia até completar o tempo de operação de 360 h para indução do processo de obstrução dos gotejadores, ou seja, foram 60 dias seguidos de funcionamento dos sistemas de irrigação por gotejamento com as três qualidades de água. Deve-se ressaltar que a pressão de serviço, após o sistema de filtração, foi mantida no valor de 80 ± 10 kPa na entrada da linha lateral. Segundo Batista *et al.* (2018), esse valor de pressão de serviço potencializa o processo de entupimento de gotejadores. Ressalta-se que o controle

periódico da pressão de serviço nas unidades gotejadoras foi feito com o auxílio de manômetros graduados de 0 a 400 kPa, tendo classe de exatidão de $\pm 1\%$ de fundo de escala.

Monitoramento do entupimento nos gotejadores

Para analisar o entupimento dos gotejadores com as três águas (AB, EB e ET), efetuou-se a marcação de 16 gotejadores de forma inteiramente casualidade, por linha lateral para medição da vazão, adaptando a metodologia de método de Keller e Karmeli (1974). As vazões dos gotejadores foram obtidas, a cada 40 h, utilizando-se recipientes de coleta, provetas de 100 mL e cronômetro digital para controle do tempo de 3 minutos.

Com os valores de vazão dos gotejadores, foram identificados os níveis de obstrução ao longo do tempo de operação por meio da taxa média de variação da vazão-Dra (Capra; Scicolone, 1998) e do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen-CUC (Christiansen, 1942), apresentados nas equações 1, 2 e 3, respectivamente.

$$D_{ra} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{q_a}{q_i}}{n} \cdot 100 \quad (1)$$

Em que:

Dra - Taxa média de variação da vazão, %;

q_a – Vazão atual do gotejador, L h⁻¹;

q_i – Vazão inicial do gotejador, L h⁻¹; e

n – Número de gotejadores avaliados.

Na classificação dos valores de Dra dos gotejadores, utilizou-se o critério proposto por Pei *et al.* (2014): $Dra \geq 95\%$ para a condição sem entupimento; $80\% \leq Dra < 95\%$ para entupimento leve; $50\% \leq Dra < 80\%$ para entupimento parcial; $25\% \leq Dra < 50\%$ para entupimento severo; e $Dra \leq 25\%$ para entupimento completo.

$$q_m = \frac{\sum_{i=1}^n q_a}{n} \quad (2)$$

$$CUC = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_a - q_m|}{n \cdot q_m} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

Em que:

CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen, %;

q_a – Vazão atual do gotejador, L h⁻¹;

q_m – Vazão média dos gotejadores, L h⁻¹; e

n – Número de gotejadores avaliados.

Com relação à classificação dos valores de CUC, utilizou-se o critério apresentado por Merriam e Keller (1978): $CUC > 90\%$ classificado como excelente, $80\% \leq CUC \leq 90\%$ qualificado como bom, $70\% \leq CUC < 80\%$ classificado como regular e $CUC < 70\%$ qualificado como ruim.

Delineamento estatístico

O experimento foi montado sob Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) em esquema de parcelas subsubdivididas com três repetições, tendo nas parcelas as três águas (água de abastecimento-AB; água residuária da aquicultura-EB e água residuária da aquicultura mais adição diária de 20 mL de fertilizante líquido desincrustante / 300 L de efluente-ET), cálculo baseado na recomendação do fabricante com efeito de antiobstrução; nas subparcelas os tipos de gotejadores (ST – 1,6 L h⁻¹, SL – 1,6 L h⁻¹ e GA – 4,0 L h⁻¹); e nas subsubparcelas, os tempos de realização das avaliações do desempenho hidráulico ao longo das 360 h (0, 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320 e 360 h).

Monitoramento da qualidade da água

Para acompanhar a variação temporal dos valores dos atributos físico-químicos das águas (AB, EB e ET) e realizar predição do risco de obstrução, foram coletadas amostras simples dessas águas, a jusante do sistema de filtragem, nos tempos de operação 0 h, 160 h e 360 h. Para a coleta das amostras para as análises físico-químicas, foram utilizados frascos de polietileno de 1 L, ao passo que as amostras para análises microbiológicas foram coletadas em frascos de vidro estéreis. As amostras foram preservadas e transportadas em caixa isotérmica a 4°C até os laboratórios da UFERSA. Todo o processo de coleta, armazenamento, preservação e transporte das amostras seguiram os critérios estabelecidos pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

As análises físico-químicas das amostras das águas foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA, compreendendo: potencial hidrogeniônico (pH) obtido pelo método eletrométrico; condutividade elétrica (CE) determinada por condutimetria; sódio (Na^+) e potássio (K^+) obtidos por fotometria de chama; cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e cloreto (Cl^-), determinados por titulometria; os valores de dureza (D) foram obtidos a partir das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} ; sólidos suspensos totais (SST), determinados por gravimetria; e ferro (Fe) e manganês (Mn), obtidos por espectrometria de absorção atômica.

Por sua vez, as análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia e Microbiologia Ambiental (LABIOMA) da UFERSA, compreendendo a detecção e quantificação do nível populacional de bactérias heterotróficas totais pelo método *Pour Plate*.

As análises físico-químicas e microbiológicas seguiram as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017) e da EMBRAPA (Silva, 2009).

Caracterização da bioincrustação

Ao término das 360 h de operação dos sistemas de irrigação, foram retiradas amostras do material que ocasionou o entupimento dos gotejadores. Para isso, foram escolhidos nove gotejadores, sendo três de cada bancada (AB, EB e ET) e um de cada fabricante (ST, SL e GA). Em seguida, foi efetuado o registro fotográfico desses gotejadores (Figura 2), por meio de uma câmera digital de 108 megapixels.



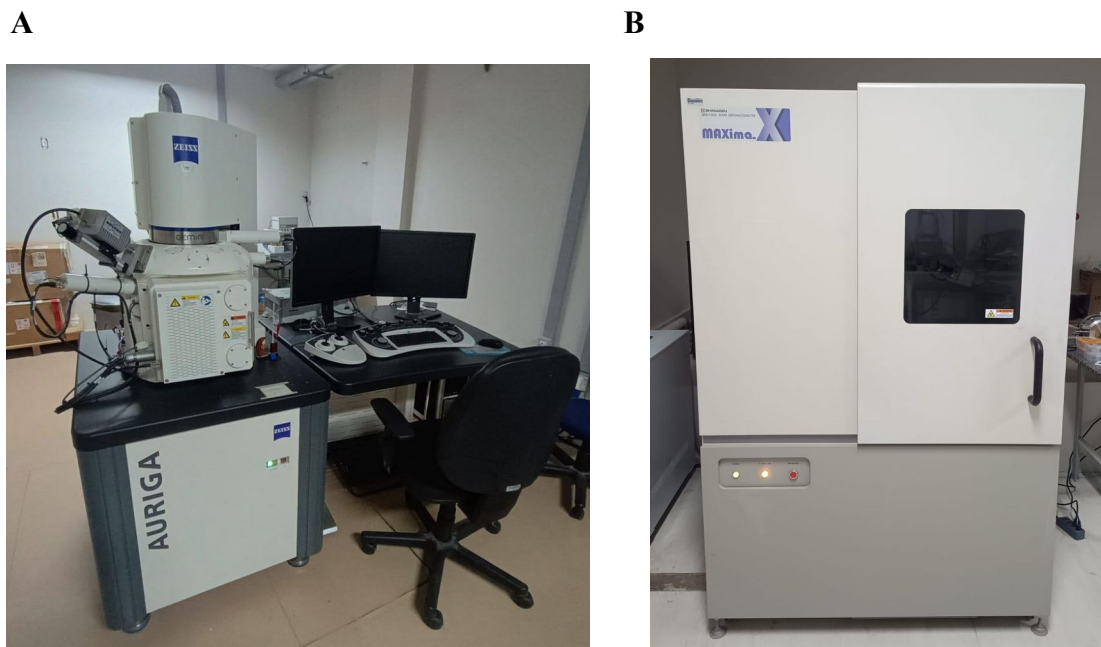
Fonte: Acervo da autora (2024).

Legenda: Gotejador não autocompensante (SL); gotejador não autocompensante (ST); gotejador autocompensante (GA); AB – Água de abastecimento; EB – Água residuária da aquicultura; ET – Água residuária da aquicultura com fertilizante desincrustante.

Figura 2. Coletas de gotejadores obstruídos nas bancadas experimentais destacando a formação do biofilme para cada fonte de água (AB, EB e ET) e tipo de gotejador (SL, ST e GA).

Posteriormente, as amostras dos gotejadores foram acondicionadas em frascos esterilizados de 60 mL e encaminhadas ao Laboratório de Caracterização Estrutural de Materiais do Departamento de Engenharia de Materiais (DEMat) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) para a avaliação da morfologia e da composição química por meio da Difractometria de Raios-X (DRX) e Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (EDS) acoplada à Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV); na análise de EDS acoplada ao MEV, o material particulado coletado do labirinto dos emissores foi espalhado sobre uma fita de carbono em um stub de metal e, em seguida, as amostras foram metalizadas com Au e

analisadas por meio de um microscópio eletrônico de varredura (MEV) de alta resolução e duplo-feixe (ZEISS FIB-SEM AURIGA 40) com um sistema de captura de imagem (SemAfore 5.21), operando a 2,0 kV (Figura 3).



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 3. Imagens do Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-x (EDS) integrada, modelo ZEISS FIB-SEM AURIGA 40 e do Difratorômetro de Raios-X (DRX), modelo xrd 7000, da marca Shimadzu ambos pertencentes ao DEMat/UFRN.

O MEV possui também um detector de raios-X EDS onde foi realizada a microanálise e mapeamento de elementos químicos, coletando as micrografias com magnificações de 30 e 100 x por meio de um detector semicondutor de raios-X característicos, permitindo a determinação da composição química qualitativa e semiquantitativa das amostras. É importante salientar que a análise de EDS se restringe à superfície da substância, não tendo precisão, mas uma estimativa da concentração dos elementos presentes, razão pela qual a interpretação com segurança exige dados adicionais, como a difração de raios-X.

A determinação das fases cristalinas do material coletado dos emissores foi obtida a partir de dados de difração de raios-x. Os dados foram obtidos em um difratômetro (modelo xrd 7000, da marca Shimadzu), com cátodo de cobre com emissão α ($\lambda=1,540600\text{\AA}$), potência de 40 kV, corrente de 30 mA, com θ variando de 5-80, passo de amostragem de $0,02^\circ$, velocidade de varredura de $1^\circ/\text{min}$, tempo de contagem de 1,2 s, no intervalo de

radiação $K\alpha Cu = 1,5406\text{\AA}$. A identificação das fases cristalinas foi realizada a partir das fichas catalográficas Crystallography Open Database (base COD).

Análise estatística

Os dados dos indicadores de desempenho hidráulico Dra e CUC foram submetidos à análise de variância pelo teste F ($p \leq 0,05$) e comparação das médias utilizando o teste Tukey ($p \leq 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o Programa de Análise Estatística e Planejamento de Experimentos – SISVAR Versão 5.6 (Ferreira, 2019). As análises estatísticas foram realizadas seguindo as recomendações de Pimentel-Gomes (2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Qualidade das águas e classificação do risco de entupimento de gotejadores

Apresenta-se na Tabela 2 a caracterização físico-química e microbiológica das águas utilizadas no abastecimento das unidades gotejadoras e a classificação do risco de entupimento de gotejadores com base nas características das águas.

Tabela 2. Caracterização físico-química e microbiológica das águas utilizadas no abastecimento das unidades gotejadoras e classificação do risco de entupimento de gotejadores pela qualidade das águas.

Atributos	0 h			160 h			360 h		
	AB	EB	ET	AB	EB	ET	AB	EB	ET
pH ^(a)	8,53 (S)	7,77 (M)	7,70 (M)	7,50 (M)	7,70 (M)	8,40 (S)	7,70 (M)	8,10 (S)	8,50 (S)
CE (mS cm ⁻¹) ^(b)	0,53 (B)	4,97 (S)	5,00 (S)	0,68 (B)	8,45 (S)	9,28 (S)	0,69 (B)	8,21 (S)	11,85 (S)
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	82,53	636,82	656,59	90,35	2999,3	2801,1	100,35	828,79	1139,15
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹) ^(b)	8,42 (B)	527,05 (S)	513,02 (S)	24,25 (B)	1014,42 (S)	952,90 (S)	13,43 (B)	551,10 (S)	928,85 (S)
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹) ^(b)	2,31 (B)	152,00 (S)	148,35 (S)	1,09 (B)	154,43 (S)	293,18 (S)	3,77 (B)	498,32 (S)	647,52 (S)
K ⁺ (mg L ⁻¹)	7,82	44,18	44,18	9,77	95,80	84,46	13,69	73,51	105,18
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	8,40	0,00	6,90	21,00	24,00	39,00	20,40	24,30	42,60
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) ^(c)	162,31	375,27 (S)	349,03 (S)	198,32	198,32	381,38 (S)	148,28	219,06	443,62 (S)
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	84,84	1237,25	1201,9	141,4	1908,9	2403,8	98,98	318,15	452,48
D (mg L ⁻¹) ^(d)	30,5 (B)	1940,0 (S)	1890,0 (S)	65,0 (B)	3166,0 (S)	3583,0 (S)	115,0 (B)	744,5 (S)	962,0 (S)
SST (mg L ⁻¹) ^(a)	0,0 (B)	6,5 (B)	12,5 (B)	0,0 (B)	9,5 (B)	16,5 (B)	6,0 (B)	13,5 (B)	25,5 (B)
Fe (mg L ⁻¹) ^(a)	0,080 (B)	0,168 (B)	0,177 (B)	0,000 (B)	0,056 (B)	0,903 (M)	0,000 (B)	0,000 (B)	0,575 (M)
Mn (mg L ⁻¹) ^(a)	0,000 (B)	0,005 (B)	0,040 (B)	0,000 (B)	0,021 (B)	0,045 (B)	0,000 (B)	0,000 (B)	0,020 (B)
BH (UFC mL ⁻¹) ^(a)	406 (B)	280 (B)	170 (B)	18,2 (B)	45,5 (B)	131,00 (B)	43,00 (B)	54,50 (B)	194,00 (B)

Fonte: Acervo da autora (2024).

Nota: AB – Água de abastecimento; EB – Água residuária da aquicultura; ET – Água residuária da aquicultura com fertilizante desincrustante; CE – Condutividade elétrica; D – Dureza; SST – Sólidos suspensos totais; BH – Bactérias heterotróficas totais; B – Baixo risco de obstrução de gotejadores; M – Moderado risco de entupimento de gotejadores; S – Severo risco de entupimento; ^(a) Bucks, Nakayama e Gilbert (1979); ^(b) Capra e Scicolone (1998); ^(c) Ayers e Westcot, (1999); e ^(d) Haman (2022).

Com relação ao pH, os valores para AB, EB e ET no início dos ensaios foram 8,53, 7,77 e 7,70, respectivamente, onde EB e ET representam risco moderado de entupimento de gotejadores ($7,0 \leq \text{pH} \leq 8,0$), ao passo que AB representa risco severo de obstrução dos gotejadores ($\text{pH} > 8,0$). Em 160 h, os valores para AB, EB e ET foram de 7,50, 7,70 e 8,40, respectivamente, onde AB e EB representam risco moderado, ao passo que ET representa risco severo de obstrução dos gotejadores. No fim dos ensaios, com tempo de operação de 360 h, os valores para AB, EB e ET foram de 7,70, 8,10 e 8,50, respectivamente, onde AB representa risco moderado, ao passo que EB e ET representam risco severo de obstrução (Bucks; Nakayama; Gilbert, 1979).

A ocorrência concomitante de $\text{pH} > 7,5$ e alto teor de Ca^{2+} ou Mg^{2+} ou elevada dureza potencializa a precipitação do carbonato de cálcio ou magnésio no sistema de filtração, tubulações ou emissores (Bucks; Nakayama; Gilbert, 1979). Paralelamente, o aumento da temperatura ou de pH reduz a solubilidade do carbonato de cálcio na água, acarretando sua precipitação (Haman, 2022).

Nas águas EB e ET dos tempos de operação de 0 h, 160 h e 360 h, notou-se que a CE oscilou de 4,97 a 11,85 dS m^{-1} , provocando risco severo de obstrução de emissores ($\text{CE} > 4,5 \text{ dS m}^{-1}$), conforme Capra e Scicolone (1998), ao passo que em AB a CE representou baixo risco de entupimento de emissores ($\text{CE} < 1,0 \text{ dS m}^{-1}$) nos três tempos de operação. Comparado com outros estudos, os valores da CE de EB do presente trabalho nos tempos de 0 h e 160 h foram de 4,97 e 8,45 dS m^{-1} , respectivamente, valores menores que os obtidos por Paiva *et al.* (2024), que utilizaram o mesmo tipo de efluente e observaram valores de CE entre 5,88 e 10,33 dS m^{-1} . Por sua vez, os valores de CE deste estudo foram superiores aos obtidos por Teixeira *et al.* (2024), que utilizaram rejeito da osmose reversa da indústria da cera de carnaúba, onde foram obtidos valores de CE de 1,76 a 1,56 dS m^{-1} , tendo moderado risco de obstrução dos emissores ($1,0 \leq \text{CE} \leq 4,5$).

Nas águas EB e ET, os teores de Na^+ foram de 636,82 e 656,59 mg L^{-1} às 0 h, de 2999,3 e 2801,1 mg L^{-1} às 160 h e de 2999,3 e 2801,1 mg L^{-1} às 360 h, ao passo que em AB os teores de Na^+ foram de 82,53, 90,35 e 100,35 mg L^{-1} às 0, 160 e 360 h, respectivamente. Apesar de não existir uma classificação do risco de obstrução de gotejadores para o Na^+ , verificou-se no trabalho de Lili *et al.* (2016) que o Na^+ está presente entre os constituintes químicos do material ocasionador de obstrução de gotejadores que operam com água salina.

Os teores de Ca^{2+} em EB e ET foram de 527,05 e 513,02 mg L^{-1} às 0 h, de 1014,02 e 952,90 mg L^{-1} às 160 h e de 551,10 e 928,85 mg L^{-1} às 360 h, representando severo risco de obstrução de emissores ($\text{Ca}^{2+} > 450 \text{ mg L}^{-1}$), de acordo com Capra e Scicolone (1998). Os

teores de Ca^{2+} nos tempos de 0 h e 160 h do presente estudo foram superiores aos teores de Ca^{2+} em EB (408,80 e 360,702 mg L^{-1}) obtida por Paiva *et al.* (2024) e superiores aos valores de Ca^{2+} de 74,14 e 68,13 mg L^{-1} encontrados por Teixeira *et al.* (2024) no rejeito da osmose reversa da indústria da cera de carnaúba. Para ambas as comparações, os riscos de obstrução pelo Ca^{2+} foram moderados segundo Paiva *et al.* (2024) e baixos para Teixeira *et al.* (2024). Na AB, os teores de Ca^{2+} variaram de 8,42 a 24,24 mg L^{-1} , sendo a classificação do risco de obstrução de gotejadores baixa ($\text{Ca}^{2+} < 25 \text{ mg L}^{-1}$).

As concentrações de Mg^{2+} nas águas EB e ET foram de 152,00 e 148,35 mg L^{-1} às 0 h, de 154,43 e 293,18 mg L^{-1} às 160 h e 498,32 e 647,52 mg L^{-1} às 360 h, tendo a classificação severa ($\text{Mg}^{2+} > 90 \text{ mg L}^{-1}$) para o risco de obstrução de emissores, segundo Capra e Scicolone (1998). No trabalho de Paiva *et al.* (2024) com água residuária da aquicultura, também ocorreu severo risco de obstrução para o teor de Mg^{2+} nos tempos de operação de 0 h (410,74 mg L^{-1}) e 160 h (664,71 mg L^{-1}), ao passo que no trabalho de Teixeira *et al.* (2024), utilizando rejeito da osmose reversa da indústria da cera de carnaúba, o teor de Mg^{2+} variou de 21,87 a 47,39 mg L^{-1} , classificando o risco de obstrução como baixo ($\text{Mg}^{2+} < 25 \text{ mg L}^{-1}$) a moderado ($25 \text{ mg L}^{-1} \leq \text{Mg}^{2+} \leq 90 \text{ mg L}^{-1}$). Em AB, as concentrações de Mg^{2+} variaram de 1,09 a 3,77 mg L^{-1} , tendo baixo risco de obstrução de gotejadores.

Os teores de K^{+} variaram tanto em função do tipo de água quanto do tempo de operação. Os teores de K^{+} em AB, EB e ET foram de 7,82, 44,18 e 44,18 mg L^{-1} às 0 h, de 9,77, 95,80 e 84,46 mg L^{-1} às 160 h e de 13,69, 73,51 e 105,18 mg L^{-1} às 360 h, respectivamente. Segundo Ayers e Westcot (1999), o K^{+} pode influenciar a formação de precipitados nos gotejadores, acarretando problemas de obstrução.

Em AB, EB e ET, os teores de CO_3^{2-} foram de 8,40, 0,00 e 6,90 mg L^{-1} às 0 h, de 21,00, 24,00 e 39,00 mg L^{-1} às 160 h e de 20,40, 24,30 e 42,60 mg L^{-1} às 360 h, respectivamente. O CO_3^{2-} é um dos ânions que, em elevadas concentrações, representam risco de obstrução de gotejadores. Zhangzhong *et al.* (2019) observaram que os carbonatos de cálcio e de magnésio foram os principais constituintes, respondendo por 63,3% e 91,1% do total de incrustações em gotejadores entupidos que aplicaram águas salinas.

De acordo com os critérios de Ayers e Westcot (1999) para o HCO_3^{-} , as águas EB e ET apresentaram alto risco de obstrução dos emissores às 0 h com valores de 375,27 e 349,03 mg L^{-1} , respectivamente, ao passo que às 160 h e 360 h apenas ET apresentou risco severo de obstrução com teores de 381,08 e 443,62 mg L^{-1} . As obstruções químicas ocorrem geralmente pela precipitação de alguns minerais, um deles é o cálcio, de forma que o aumento da temperatura e pH nas fitas gotejadoras acarreta a diminuição da solubilidade do carbonato de

cálcio na água e, conseqüentemente, ocorre sua precipitação, sendo o carbonato de cálcio (CaCO_3) a constituição mais comum na incrustação de emissores (Haman, 2022).

Analisando as três águas, AB, EB e ET, verificou-se que os teores de Cl^- foram de 84,84, 1237,25 e 1201,9 mg L^{-1} às 0 h, de 141,4, 1908,9 e 2403,8 mg L^{-1} às 160 h e de 141,4, 1908,9 e 2403,8 mg L^{-1} às 360 h, respectivamente. Em gotejadores obstruídos por água salina, é comum encontrar o cloreto de sódio na composição do material incrustante (Lili *et al.*, 2016).

A dureza é a principal medida da presença de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), sendo outro indicador de obstrução de gotejadores de uma fonte de água. Notou-se que o risco de obstrução proporcionado pela dureza em AB foi baixo ($D < 150 \text{ mg L}^{-1}$) conforme o critério de Haman (2022), ao passo que em EB e ET o risco de obstrução foi severo ($D > 300 \text{ mg L}^{-1}$) nos três tempos de operação.

Com relação aos teores de SST, o risco de obstrução física dos gotejadores foi classificado como baixo ($\text{SST} < 50 \text{ mg L}^{-1}$), segundo Bucks, Nakayama e Gilbert (1979), nas três águas e três tempos de operação.

Segundo Haman (2022), teores elevados de Fe e Mn potencializam o entupimento químico e biológico de gotejadores. No presente estudo, a maioria dos teores de Fe apresentou baixo risco de obstrução de gotejadores ($\text{Fe} < 0,20 \text{ mg L}^{-1}$), exceto em ET às 160 e 360 h, quando o risco de entupimento foi classificado como moderado ($0,20 \text{ mg L}^{-1} \leq \text{Fe} \leq 1,50 \text{ mg L}^{-1}$), conforme critério de Bucks, Nakayama e Gilbert (1979). Por sua vez, os teores de Mn foram todos inferiores ao limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ proposto por Bucks, Nakayama e Gilbert (1979), indicando baixo risco de obstrução de gotejadores nas três águas durante todo o período experimental.

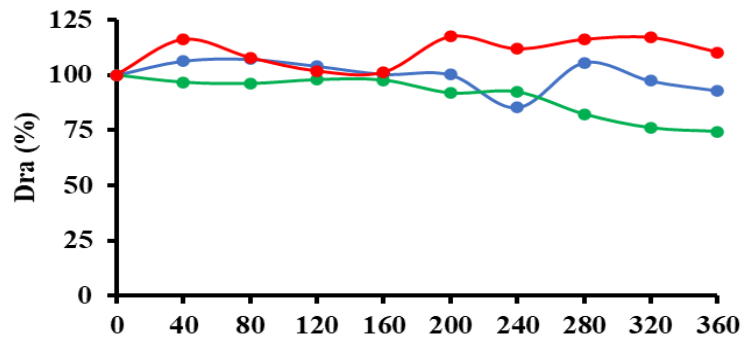
Um sistema de irrigação por gotejamento pode fornecer um ambiente favorável ao desenvolvimento de bactérias que produzem mucilagens causadoras de obstrução de gotejadores (Haman, 2022). Em geral, os níveis populacionais de BH ao longo do período experimental nas três águas não ultrapassaram o limite de $10000 \text{ UFC mL}^{-1}$ proposto por Bucks, Nakayama e Gilbert (1979), representando baixo risco biológico de obstrução de gotejadores.

Efeito de fertilizante com ação desincrustante no desempenho de gotejadores

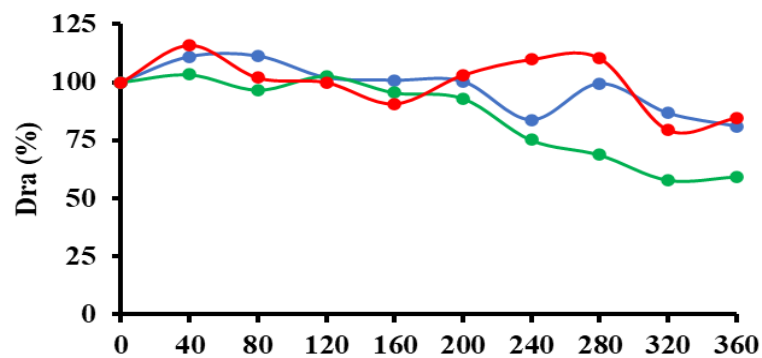
Constam na Figura 4 os valores de taxa média da variação da vazão (D_{ra}) de unidades gotejadoras com emissores ST, SL e GA aplicando água de abastecimento (AB), água

residuíria da aquicultura (EB) e água residuíria da aquicultura com fertilizante desincrustante (ET).

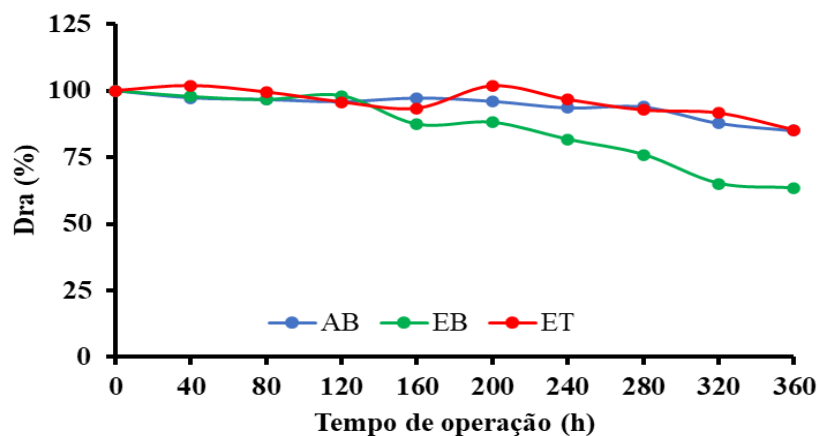
A



B



C



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 4. Taxa média da variação da vazão (Dra) de unidades gotejadoras com emissores ST (A), SL (B) e GA (C) aplicando água de abastecimento (AB), água residuíria de aquicultura (EB) e água residuíria de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).

Notou-se na Figura 4A que o Dra das subunidades gotejadoras ST decresceu, ao longo do tempo de operação, quando houve aplicação de AB e EB, na ordem de 7% e 25,4%, respectivamente, quando os tempos de operação inicial (0 h) e final (360 h) são comparados. A maior redução de Dra proporcionada por EB pode ser atribuída ao maior risco de obstrução químico dessa fonte de água em relação a AB (Tabela 2). Por outro lado, a subunidade gotejadora que operou com ET teve incremento de vazão da ordem de 10,39%, provavelmente devido ao uso do fertilizante líquido. Houve ganho de desempenho de 31,61% com a aplicação do fertilizante líquido desincrustante, quando EB e ET às 360 h são comparados. Utilizando o critério proposto por Pei *et al.* (2014) para os valores de Dra às 360 h, tem-se: combinação SL/AB com entupimento leve ($80\% \leq \text{Dra} < 95\%$), SL/EB com entupimento parcial ($50\% \leq \text{Dra} < 80\%$) e SL/ET na condição sem entupimento ($\text{Dra} \geq 95\%$).

Na Figura 4B, evidenciou-se somente redução do Dra das subunidades gotejadoras SL, ao longo do tempo de operação, nas três águas. As reduções dos valores de Dra foram de 18,96%, 40,57% e 15,34% nas águas AB, EB e ET, respectivamente. A menor redução de Dra em ET é atribuída à ação desincrustante do fertilizante líquido, que inclusive proporcionou desempenho hidráulico maior que o controle (AB). Comparando os valores de Dra de T2 e T3 às 360 h, evidenciou-se ganho de desempenho da ordem de 29,80%. Assim foi a classificação dos níveis de obstrução das subunidades gotejadoras SL às 360 h, segundo Pei *et al.* (2014): leve entupimento ($80\% \leq \text{Dra} < 95\%$) em AB e ET, e entupimento parcial em EB ($50\% \leq \text{Dra} < 80\%$).

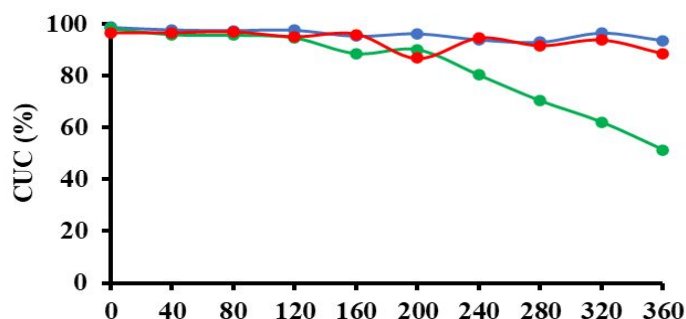
Observou-se na Figura 4C decréscimo do Dra das subunidades gotejadoras GA, ao longo do tempo de operação, quando abastecidas com AB, EB e ET. A menor redução de Dra ocorreu em ET (14,79%) quando são comparados os tempos de operação de 0 h e 360 h, que foi semelhante à redução de Dra de AB (15,03%), ao passo que em EB houve maior redução de Dra (36,58%). A aplicação contínua do fertilizante líquido desincrustante mitigou o entupimento e possibilitou aumento do desempenho da ordem 25,57% quando Dra de EB e ET às 360 h são confrontados. De acordo com a classificação de Pei *et al.* (2014), o Dra às 360 h de AB e ET demonstrou leve entupimento ($80\% \leq \text{Dra} < 95\%$), ao passo que em EB detectou-se entupimento parcial ($50\% \leq \text{Dra} < 80\%$).

Ao analisar as Figuras 4A, 4B e 4C, verificou-se que os maiores níveis de obstrução ocorreram nas subunidades gotejadoras SL devido, provavelmente, aos menores valores de profundidade e comprimento do labirinto (Tabela 1).

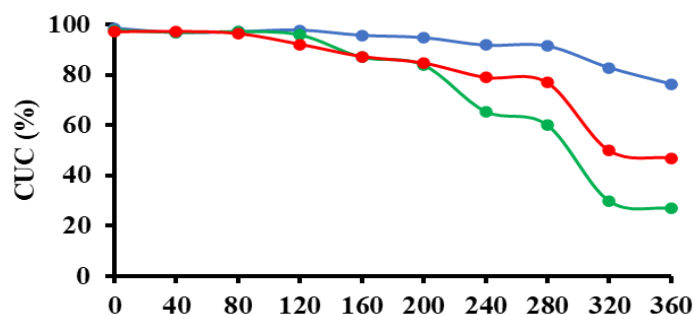
Apresentam-se na Figura 5 os valores do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) de unidades gotejadoras com emissores ST, SL e GA aplicando água de abastecimento

(AB), água residuária da aquicultura (EB) e água residuária da aquicultura com fertilizante desincrustante (ET).

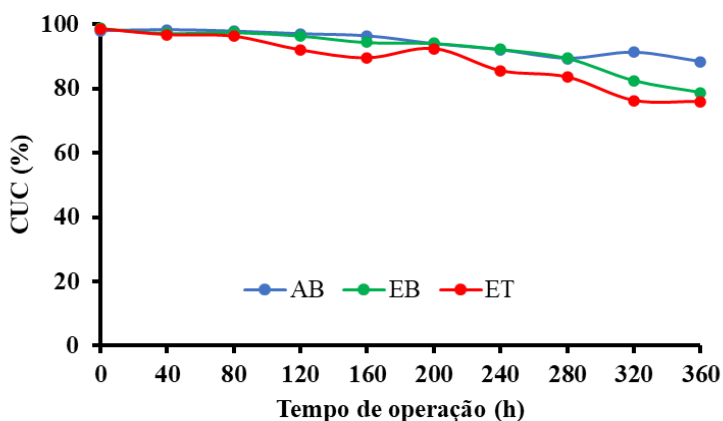
A



B



C



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 5. Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) de unidades gotejadoras com emissores ST (A), SL (B) e GA (C) aplicando água de abastecimento (AB), água residuária de aquicultura (EB) e água residuária de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).

Constatou-se na Figura 5A que o entupimento de gotejadores ST reduziu drasticamente a uniformidade de aplicação de água (CUC) na subunidade gotejadora EB a partir de 120 h, ao passo que os desempenhos hidráulicos em AB e ET foram semelhantes e menos afetados pelo entupimento. Ao analisar EB e ET às 360 h, percebeu-se que o fertilizante líquido desincrustante possibilitou ganho de uniformidade de aplicação de água de cerca de 57,95%. Comparando os tempos de operação inicial (0 h) e final (360 h), verificou-se que os valores de CUC de AB permaneceram na classificação excelente $CUC > 90\%$, de acordo com o critério de Merriam e Keller (1978), onde a redução do CUC foi de 5,20%, ao passo que em EB passou de excelente para ruim ($CUC < 70\%$) e em ET de excelente para bom $80\% \leq CUC \leq 90\%$, tendo reduções do CUC de 47,76% e 8,18%, respectivamente.

Na Figura 5B, verificou-se que os valores de CUC das subunidades gotejadoras SL em EB e ET iniciam decréscimo drástico a partir das 80 h, ao passo que em T1 essa redução surge às 120 h, porém de forma menos acentuada. Comparando EB e ET às 160 h, notou-se ganho de uniformidade de aplicação de água da ordem de 42,37% com o uso do fertilizante líquido desincrustante. Analisando os tempos de operação 0 h e 360 h, observou-se redução do CUC em AB de 22,51%, acarretando mudança na classificação de excelente $CUC > 90\%$ para regular ($70\% \leq CUC < 80\%$), ao passo que em EB e ET as reduções dos valores de CUC foram de 72,35% e 51,70%, respectivamente, mudando a classificação de excelente para ruim ($CUC < 70\%$), conforme critério de Merriam e Keller (1978).

Houve redução do CUC da subunidade gotejadora GA/ET a partir das 80 h e nas subunidades gotejadoras GA/AB e GA/EB a partir das 120 h (Figura 5C). Ao comparar os tempos de operação 0 h e 360 h, houve redução do CUC de 9,81% em AB, mudando a classificação de excelente ($CUC > 90\%$) para bom ($80\% \leq CUC \leq 90\%$) e de 20,31% e 23,01% em EB e ET, alterando a classificação de excelente para regular ($70\% \leq CUC < 80\%$), segundo Merriam e Keller (1978).

Na Tabela 3, está apresentado o Resumo da análise de variância das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) no esquema de parcelas sub-subdividas.

Tabela 3. Resumo da análise de variância das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) no esquema de parcelas sub-subdividas.

Fontes de variação	Grau de liberdade	Quadrado médio	
		Dra	CUC
Águas (FA)	2	5147,82**	2859,37*
Resíduo (a)	4	57,23	217,39
Tipos de gotejadores (TG)	2	1668,54**	2352,20**
TG x FA	4	234,27 ^{ns}	726,55**
Resíduo (b)	8	61,42	100,85
Tempo de operação (T)	9	1515,93**	2725,00**
T x FA	18	428,62**	379,80**
T x TG	18	176,16**	403,98**
T x FA x TG	36	58,94*	94,52**
Resíduo (c)	168	36,95	32,42
CVparcela (%)		7,93	16,69
CVsubparcela (%)		8,21	11,37
CVsub-subparcela (%)		6,37	6,45
Média geral (%)		95,41	88,32

Fonte: Acervo da autora (2024).

Nota: **, * e ^{ns} Significativo a 1% e 5% e não significativo a 5% de probabilidade pelo teste F. CV – Coeficiente de variação.

Legenda: FA – Fonte de água; TG - Tipos de gotejadores; e T – Tempo de operação.

Analisando a Tabela 3, notou-se que a interação águas x tipos de gotejadores x tempo de operação foi significativa tanto na Dra ($p \leq 0,05$) quanto no CUC ($p \leq 0,01$), ou seja, a obstrução dos emissores sofreu influência significativa dessas três fontes de variação. Semelhantemente, a interação águas x tempo de operação foi significativa ($p \leq 0,01$) para ambas as variáveis Dra e CUC. O fator tempo de operação também foi significativo ($p \leq 0,01$) para as variáveis Dra e CUC. Entretanto, a interação tipos de gotejadores x águas não foi significativa ($p \leq 0,05$) para a variável Dra. Os valores dos coeficientes de variação (CVs) das sub-subparcelas foram de 6,37% e 6,45% nas variáveis Dra e CUC, respectivamente. Como os CVs foram $\leq 15\%$, tem-se baixa dispersão, sugerindo que os dados são homogêneos (Pimentel-Gomes, 2022).

Na sequência, procedeu-se ao desdobramento da interação águas x tipos de gotejadores x tempo de operação, estando a comparação dos valores médios das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) e para o fator tipo de gotejador (TG) dentro de cada nível de tempo de operação (T) e cada nível de fonte de água (FA) apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Valores médios das variáveis taxa média da variação da vazão (Dra) e coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) e para o fator tipo de gotejador (TG) dentro de cada nível de tempo de operação (T) e cada nível de fonte de água (FA).

Tempo (h)	TG	FA*					
		Dra (%)			CUC(%)		
		AB	EB	ET	AB	EB	ET
0	ST	100aA	100aA	100aA	98,76aA	98,39aA	96,58aA
	SL	100aA	100aA	100aA	98,66aA	97,77aA	97,11aA
	GA	100aA	100aA	100aA	97,99aA	98,81aA	98,60aA
40	ST	106,41abAB	96,73aB	116,25aA	97,79aA	95,95aA	96,57aA
	SL	110,93aA	103,23aA	116,01aA	96,92aA	96,83aA	97,25aA
	GA	97,31bA	97,77aA	101,94bA	98,33aA	97,24aA	96,73aA
80	ST	107,20abA	96,09aA	107,97aA	97,55aA	95,75aA	96,92aA
	SL	111,23aA	96,66aB	101,99aAB	97,24aA	97,10aA	96,42aA
	GA	96,67bA	96,66aA	99,50aA	97,88aA	97,54aA	96,23aA
120	ST	104,10aA	97,86aA	101,77aA	97,68aA	94,72aA	95,07aA
	SL	101,96aA	102,59aA	99,99aA	97,88aA	95,90aA	92,16aA
	GA	95,85aA	98,10aA	95,75aA	97,04aA	96,45aA	91,98aA
160	ST	100,47aA	97,67aA	101,18aA	95,31aA	88,64aA	96,06aA
	SL	100,82aA	95,52aA	90,78aA	95,80aA	87,04aA	87,32aA
	GA	97,21aA	87,39aA	93,38aA	96,40aA	94,37aA	89,48aA
200	ST	100,23aB	91,90aB	117,53aA	96,28aA	90,17aA	86,89aA
	SL	100,26aA	93,05aA	103,13bA	94,86aA	83,92aA	84,70aA
	GA	96,00aAB	88,09aB	101,79bA	93,95aA	94,07aA	92,40aA
240	ST	85,41aB	92,37aB	111,93aA	93,90aA	80,35abA	94,57aA
	SL	83,78aB	75,16bB	109,90abA	91,86aA	65,53bB	78,98bAB
	GA	93,50aAB	81,68bB	96,65bA	92,05aA	92,23aA	85,50abA
280	ST	105,68aA	82,35aB	116,24aA	92,99aA	70,38bB	91,73aA
	SL	99,33aA	68,79bB	110,44aA	91,55aA	60,13bB	76,90aA
	GA	93,87aA	75,99abB	92,70bA	89,36aA	89,44aA	83,50aA
320	ST	97,41aB	76,19aC	117,10aA	96,51aA	62,12bB	93,83aA
	SL	86,69aA	57,97bB	79,50bA	82,94aA	29,98cC	49,95cB
	GA	87,76aA	65,13abB	91,56bA	91,25aA	82,45aA	76,21bA
360	ST	93,00aB	74,50aC	110,38aA	93,62aA	51,39bB	88,68aA
	SL	81,04aA	59,43bB	84,66bA	76,45bA	27,03cC	46,90bB
	GA	84,97aA	63,42abB	85,20bA	88,32abA	78,74aA	75,91aA

Fonte: Acervo da autora (2024).

Nota: AB – Água de abastecimento; EB – Água residuária da aquicultura; ET – Água residuária da aquicultura com fertilizante desincrustante; Dra - valores médios das variáveis taxa média da variação da vazão ; CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC); TG - tipo de gotejador T - tempo de operação; FA - fonte de água (FA); ST – gotejador não autocompensante; SL – gotejador não autocompensante; GA – gotejador autocompensante; * Médias seguidas de pelo menos uma letra minúscula nas colunas e uma letra maiúscula nas linhas, não diferem entre si a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Observando as médias de Dra seguidas de ao menos uma letra minúscula nas colunas (Tabela 4), tem-se que: no nível AB, as médias de Dra da subunidade gotejadora SL diferiram ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora GA nos tempos de 40 e 80 h, ao passo

que as médias de Dra das unidades gotejadoras ST, SL e GA não diferiram ($p \leq 0,05$) nos demais tempos de operação estudados. Por outro lado, no nível EB a média de Dra da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) das médias de Dra das subunidades gotejadoras SL e GA, no tempo de operação de 240 h. Na sequência, ainda no nível AA, a média de Dra da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora SL, nos tempos de 280, 320 e 360 h. Por fim, no nível ET as médias de Dra das subunidades gotejadoras ST e SL diferiram ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora GA no tempo de operação de 40 h. Adiante, no nível ET a média de Dra da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) das médias de Dra das subunidades gotejadoras SL e GA nos tempos de 200, 320 e 360 h. No nível ET, a média de Dra da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora GA no tempo de 240 h de operação, ao passo que as médias de Dra das subunidades gotejadoras ST e SL diferiram ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora GA.

Verificando as médias de Dra seguidas de ao menos uma letra maiúscula nas linhas, estabeleceu-se que: No tempo de operação de 40 h, a média de Dra da subunidade gotejadora ST no nível AA diferiu ($p \leq 0,05$) da média de Dra no nível ET; no tempo de operação de 80 h, a média de Dra da subunidade gotejadora SL no nível AB diferiu ($p \leq 0,05$) da média de Dra no nível EB; no tempo de 200 h, os valores médios de Dra das subunidades gotejadoras ST e GA diferiram ($p < 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora SL quando os níveis AB e EB são comparados ao nível ET; no tempo de operação de 240 h, as médias de Dra das subunidades gotejadoras ST, SL e GA nos níveis AB e EB diferiram ($p \leq 0,05$) das médias de Dra no nível ET; no tempo de operação de 280 h, as médias de Dra das subunidades gotejadoras ST, SL e GA no nível AA diferiram ($p \leq 0,05$) das médias de Dra nos níveis AB e ET; e nos tempos de operação de 320 e 360 h, a média de Dra da unidade gotejadora SL nos níveis AB, EB e ET diferiram ($p \leq 0,05$), ao passo que para os dois tempos as médias de Dra das unidades gotejadoras SL e GA no nível EB diferiram ($p \leq 0,05$) da média de Dra da subunidade gotejadora ST.

Analisando as médias de CUC seguidas de pelo menos uma letra minúscula nas colunas da Tabela 4, constatou-se: no nível AB, que o CUC da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC da subunidade gotejadora SL apenas no tempo de operação de 360 horas. Da mesma forma, no nível EB, o CUC da subunidade gotejadora SL diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC da subunidade gotejadora GA no tempo de operação de 240 h; além de que o CUC das subunidades gotejadoras SL e ST diferiram ($p \leq 0,05$) do CUC da subunidade gotejadora GA no tempo de operação de 280 h. Paralelamente, ainda no nível EB, o CUC das

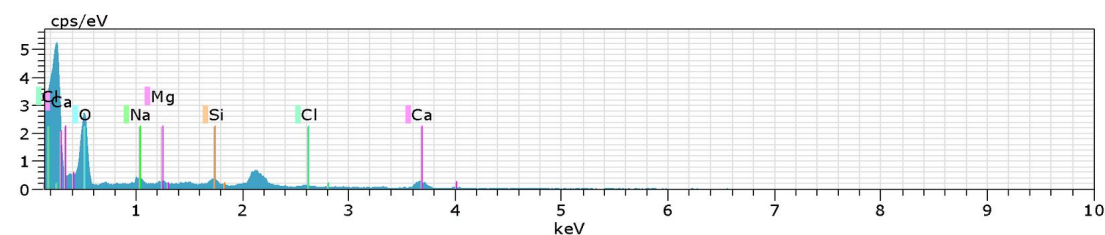
subunidades gotejadoras SL, ST e GA diferiram ($p \leq 0,05$) nos tempos de operação de 320 h e 360 h, respectivamente. Prosseguindo, no nível ET, o CUC da subunidade gotejadora ST diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC da subunidade gotejadora SL no tempo de operação de 240 h; por sua vez, o CUC das subunidades gotejadoras SL, ST e GA diferiu ($p \leq 0,05$) no tempo de operação de 320 h. Por fim, o CUC das subunidades gotejadoras ST e GA diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC da subunidade gotejadora SL no tempo de operação de 360 h.

Estabelecendo comparação entre as médias de CUC seguidas de ao menos uma letra maiúscula nas linhas, constatou-se que: No tempo de operação de 240 h, o CUC da subunidade gotejadora SL, no nível AB, diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC no nível EB; no tempo de operação de 280 h, no nível EB, a média do CUC das subunidades gotejadoras ST e SL diferiram ($p \leq 0,05$) entre os níveis AB e ET; nos tempos de operação de 320 e 360 h, o CUC da subunidade gotejadora ST, no nível EB, diferiu ($p \leq 0,05$) do CUC nos níveis AB e ET; seguindo os mesmos tempos de operação, na subunidade gotejadora SL, os valores médios de CUC diferiram ($p \leq 0,05$) em todos os níveis AB, EB e ET.

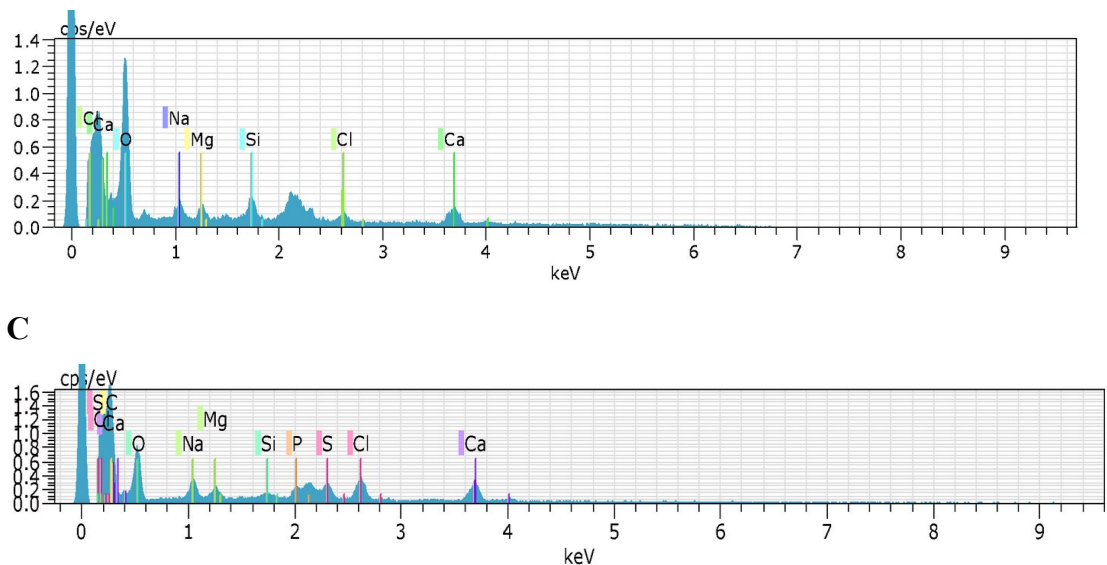
Caracterização do biofilme por MEV e DRX

Na Figura 6 e na Tabela 5, estão apresentados os resultados da Análise da composição elementar por Energia Dispersiva de Raios-x (EDS) de amostras do material de obstrução das unidades gotejadoras abastecidas com água de abastecimento (AB) (Figura 6A), água residuária de aquicultura (EB) (Figura 6B) e água residuária com aplicação contínua de fertilizante líquido desincrustante (ET) (Figura 6C).

A



B



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 6. Análise da composição elementar por Energia Dispersiva de Raios-x (EDS) de amostras do material de obstrução das unidades gotejadoras abastecidas com água de abastecimento-AB (A), água residuária de aquicultura-EB (B) e água residuária com aplicação contínua de fertilizante líquido desincrustante-ET (C).

Tabela 5. Análise da composição elementar por Energia Dispersiva de Raios-x de amostras do biofilme das unidades gotejadoras abastecidas com água de abastecimento-AB, água residuária de aquicultura-EB e água residuária com aplicação contínua de fertilizante líquido desincrustante-ET.

Constituinte	Composição elementar					
	AB		EB		ET	
	(% de massa)	(% atômica)	(% de massa)	(% atômica)	(% de massa)	(% atômica)
O	70,44	82,53	68,55	81,62	25,16	24,88
Ca	15,26	7,14	16,23	7,71	12,17	4,81
Si	5,44	3,63	5,84	3,96	0,74	0,42
Na	5,02	4,09	3,87	3,21	2,25	1,55
Mg	2,39	1,84	2,15	1,69	0,69	0,45
Cl	1,45	0,77	3,37	1,81	6,23	2,78
C					47,40	62,44
S					3,24	1,6
P					2,11	1,08

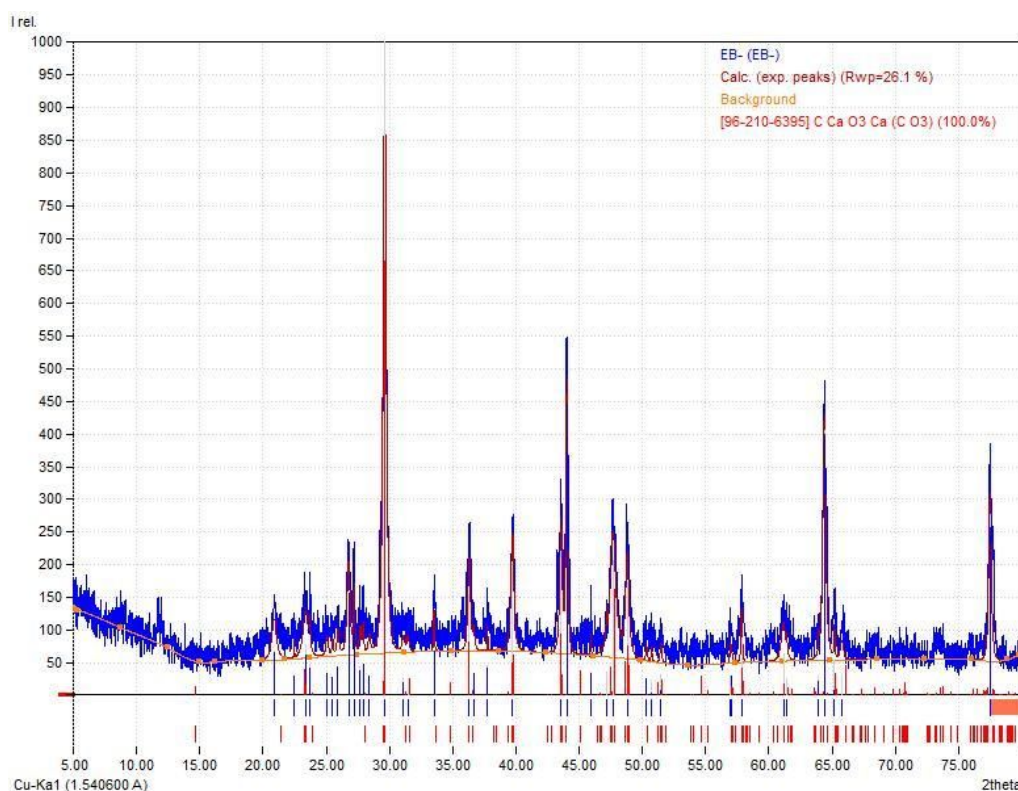
Fonte: Acervo da autora (2024).

Nota: AB – Água de abastecimento; EB – Água residuária de aquicultura; ET – Água residuária de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante; O – oxigênio; Ca – cálcio; Si – silício; Na – sódio; Mg – magnésio; Cl – cloro; C – carbono; S – enxofre; P – fósforo.

Ramachandrula e Kasa (2020) consideram que abaixo de 1% são elementos vestigiais. A composição da AB é bem semelhante à do EB, que, por sua vez, difere de ET. O surgimento de outros elementos supostamente se deve à adição do fertilizante desincrustante

na água, tendo em vista a composição química do produto. São esperadas elevadas concentrações de C e a presença de P, conforme mostrado na análise de EDS. Ressalta-se que P e S foram identificados na análise de EDS e não apareceram no DRX, provavelmente não tendo formado estruturas cristalinas, podendo encontrar-se com estrutura amorfa na amostra.

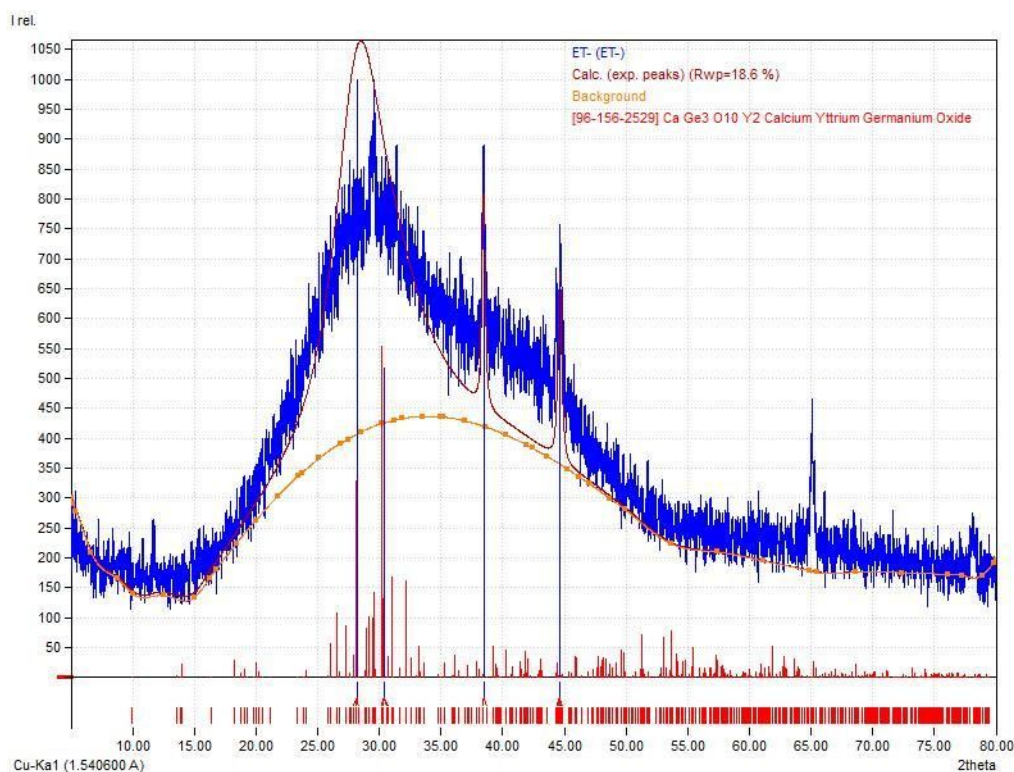
Nas Figuras 7 e 8, são apresentados os difratogramas do material de obstrução coletado no labirinto dos emissores nos tratamentos EB e ET, respectivamente. Na Figura 7, foi corrigido o pico de deslocamento, tornando o pico mais intenso como sendo de carbonato de cálcio, provavelmente carbonato de Ca-Mg, porém a quantidade de Mg é pequena pelo EDS, o que faz sentido tomando a semiquantificação pelo EDS. Os resultados de DRX também sugerem a possível existência de outra fase cristalina, entretanto não foi possível observar um bom match na base COD. Supõe-se, com base nos resultados de EDS, a existência de óxidos de silício na amostra, o que pode se dever à presença de areia na água. Desse modo, o CaCO_3 seria o principal elemento que causou a obstrução dos emissores nas subunidades gotejadoras abastecidas com EB.



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 7. Difração de Raios-x de amostra do biofilme coletado nas subunidades gotejadoras que aplicaram água residuária sem tratamento (EB).

No ET (Figura 8), há predominância de material amorfo, a julgar pela enorme banda observada. Alguns picos sobressaem, possivelmente algum óxido de cálcio. Os picos estão em ângulos grandes, o que significa que os espaçamentos são pequenos, que é típico de óxidos. Supõe-se que a presença de material amorfo se deve à ação do anti-incrustante utilizado.



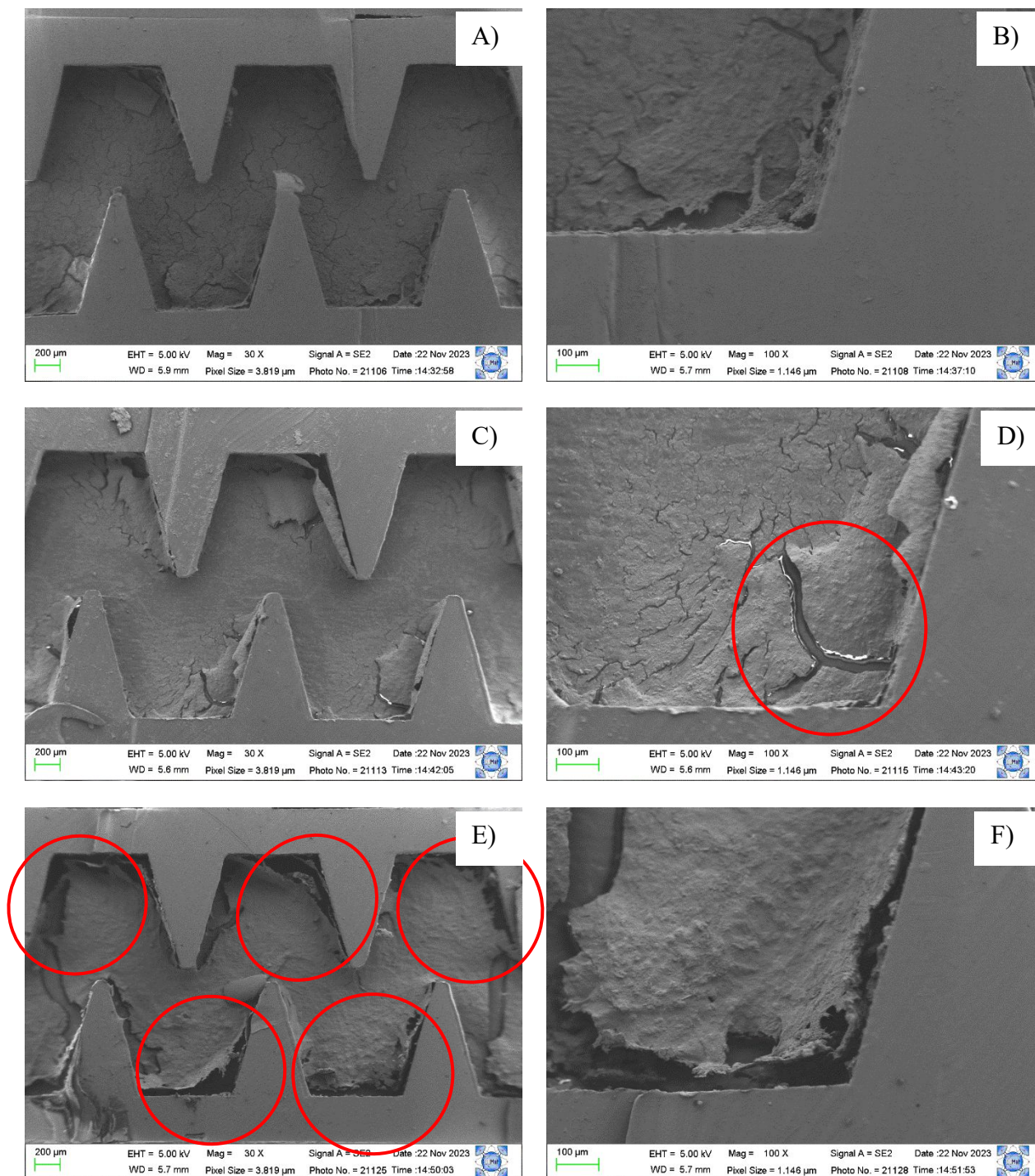
Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 8. Difração de Raios-X de amostra do biofilme coletado nas subunidades gotejadoras que aplicaram água residuária de aquicultura com fertilizante líquido com ação desincrustante (ET).

Os elementos P e S também foram identificados na análise de EDS da ET, mas em nenhum dos compostos cristalinos, na análise de DRX, foi identificada presença desses elementos. Pode-se inferir que os compostos de P e S estão presentes na forma amorfa (Ramachandrala; Kasa, 2020).

A partir da análise DRX de amostras retiradas de labirintos de gotejadores, os autores constataram que não foi possível decifrar facilmente os constituintes amorfos. Sabe-se que os carbonatos de cálcio existem tanto na forma de Carbonato de Cálcio Amorfo (ACC) quanto um dos três polimorfos, a saber, Calcita, Aragonita e Vaterita. Duas fases hidratadas de carbonato de cálcio monohidratado ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) e hexahidrato de carbonatos de cálcio ($\text{CaCO}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) também são formas possíveis de carbonatos de cálcio hidratados (Ramachandrala; Kasa, 2020).

Na Figura 9, está apresentada a morfologia do material depositado no labirinto dos emissores por meio da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) com ampliações de 30x e 100x.



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 9. Morfologia do material depositado no labirinto obtida por MEV. A: amostra AB com ampliação de 30x; B: amostra AB com ampliação de 100x; C: amostra EB com ampliação de 30x; D: amostra EB com ampliação de 100x; E: amostra ET com ampliação de 30x; F: amostra ET com ampliação de 100x.

Em todas as amostras, é possível notar a presença de biofilme, que tem aspecto de material viscoso massivo, liso e gelatinoso (Li *et al.*, 2023), que aparentemente está interligado aos cristais e possivelmente a partículas sólidas. Material biológico pode ter sido o principal agente responsável pela obstrução parcial ou total do emissor, apesar dos baixos níveis populacionais presentes nas águas (Tabela 2), pois não é possível ver arranjos cristalinos na amostra. O biofilme, por estar presente em maior quantidade, pode camuflar os cristais. Não foi possível observar aglomerados de cristais com diferentes formas e tamanho. Conforme Benlouali *et al.* (2021), a presença de cristais na amostra é revelada pelo surgimento de cristais com diferentes tamanhos, podendo a diferença ser notada na superfície ou mais profundamente, o que representa diferentes estágios de crescimento do cristal formado durante a nucleação.

Quanto à textura do material, notou-se que a amostra AB apresenta textura irregular e rugosa (Benlouali *et al.*, 2021), diferentemente das amostras EB e ET, que apresentam aspecto superficial mais liso, bem cimentado, característico de biofilme (Ribeiro *et al.*, 2018; Tarchitzky *et al.*, 2013). Além disso, é possível notar que o material das amostras EB e ET se apresenta mais coeso, o que se deve à composição bioquímica do biofilme. A matriz extracelular do biofilme é produzida por microrganismos, esta matriz polimérica é conhecida como substância polimérica extracelular (SPE), consistindo em polissacarídeos, proteínas, exoenzimas, ácidos nucleicos e lipídios, que irão imobilizar as células do biofilme, mantendo-o coeso, conforme visto nas amostras EB e ET (Figura 9). A base da composição do biofilme consiste nas relações com carbono e oxigênio, que apresentam altas taxas em águas residuais.

Para a obtenção de imagens de MEV, as amostras precisam estar secas; nesse procedimento, é comum a formação de fissuras na amostra contendo biofilme, conforme Figura 9D.

Quanto ao padrão de deposição, evidenciou-se que todo o canal foi ocupado por material obstrutivo, sendo evidente, porém, que na Amostra ET o biofilme se encontra mais desprendido da parede do labirinto, principalmente nas regiões de vórtices, que são regiões de recirculação no canal do emissor (Figura 9E). Pode-se supor que isso se deveu à ação do fertilizante líquido desincrustante utilizado nas unidades gotejadoras ET, mais eficaz nas regiões onde o escoamento é mais heterogêneo, com relação às características hidrodinâmicas do escoamento.

CONCLUSÕES

O gotejador SL foi mais suscetível ao entupimento quando aplicado efluente da aquicultura do que os emissores ST e GA devido especificamente às suas menores dimensões de profundidade e comprimento do labirinto. A ordem crescente da suscetibilidade ao entupimento com efluente de aquicultura foi: $SL > ST > GA$. Em todos os tipos de gotejadores, houve melhoria do desempenho anti-obstrução e redução do entupimento com o uso contínuo do fertilizante líquido desincrustante, mas no gotejador SL ocorreu elevação da vazão. A ordem crescente de ganho no desempenho anti-obstrução com o uso contínuo do fertilizante líquido foi: $ST > GA > SL$. A qualidade das águas revelou que o entupimento de origem química pode ter contribuído fortemente para a obstrução dos emissores que aplicam efluente da aquicultura.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, A. *et al.* Contaminants of emerging concern (CECs) in aquaculture effluent: Insight into breeding and rearing activities, alarming impacts, regulations, performance of wastewater treatment unit and future approaches. **Chemosphere**, v. 290, 133319, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133319>
- AHMAD, A. *et al.* Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. **Journal of Environmental Management**, v. 287, 112271, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112271>
- AL-MEFLEH, N. K.; TALOZI, S.; ABU NASER, K. Assessment of treated wastewater reuse in drip irrigation under different pressure conditions. **Water**, v. 13, n. 8, 1033, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13081033>
- AL-MUHAMMAD, J. *et al.* Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, 108500, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatfluidflow.2019.108500>
- ARORA, N. K.; MISHRA, I. Sustainable development goal 6: global water security. **Environmental Sustainability**, v. 5, n. 3, p. 271-275, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42398-022-00246-5>
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, 1999. 153p.
- BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.

BATISTA, R. O. *et al.* Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **Dyna**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018. <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n204.64322>

BENLOUALI, H. *et al.* Characterization of clogging deposits in an irrigation pipeline and effect of post-aeration on clogging potential of tertiary-treated wastewater. **Water Science and Technology**, v. 83, n. 2, p. 309-321, 2021. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.552>

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, v. 2, n. 2, p. 149-162, 1979. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(79\)90028-3](https://doi.org/10.1016/0378-3774(79)90028-3)

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 70, n. 4, p. 355-365, 1998. <https://doi.org/10.1006/jaer.1998.0287>

CHEN, X. *et al.* Effect of compensation chamber structure on the hydraulic performance of pressure compensating drip emitters. **Biosystems Engineering**, v. 214, p. 107-121, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2021.12.007>

CIJI, A.; AKHTAR, M. S. Nitrite implications and its management strategies in aquaculture: a review. **Reviews in Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 878-908, 2020. <https://doi.org/10.1111/raq.12354>

CHRISTIANSENS, J. E. **Irrigation by sprinkling**. California: California Agricultural Experiment Station, 1942. 123p. (Bulletin, n. 670).

FERREIRA, D. F. SISVAR: A computer analysis system to fixed effects split plot type designs: Sisvar. **Brazilian Journal of Biometrics**, 37, p. 529-535, 2019. <https://doi.org/10.28951/rbb.v37i4.450>

FITO, J.; VAN HULLE, S. W. H. Wastewater reclamation and reuse potentials in agriculture: towards environmental sustainability. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 2949-2972, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00732-y>

GARLOCK, T. *et al.* A global blue revolution: aquaculture growth across regions, species, and countries. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v. 28, n. 1, p. 107-116, 2020. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678111>

GARLOCK, T. *et al.* Aquaculture: The missing contributor in the food security agenda. **Global Food Security**, v. 32, 100620, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2022.100620>

HAMAN, D. Z. **Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems**. Gainesville: University of Florida, Florida Cooperative Extension Service, 2022. 11p. (Bulletin, 258).

HASANI, A. M. *et al.* Performance of disc, conventional and automatic screen filters under rainbow trout fish farm effluent for drip irrigation system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 80624–80636, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21465-7>

HASHEM, M. S.; QI, X. Treated wastewater irrigation-a review. **Water**, v. 13, n. 11, 1527, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13111527>

KELLER, J.; KARMELI, D. Trickle irrigation design parameters. **Transactions of the ASAE**, v.17, p.678-684, 1974. <https://doi.org/10.13031/2013.36936>

LEQUETTE, K.; AIT-MOUHEB, N.; WÉRY, N. Hydrodynamic effect on biofouling of milli-labyrinth channel and bacterial communities in drip irrigation systems fed with reclaimed wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 738, 139778, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139778>

LI, Hao *et al.* Influence of micro/nano aeration on the diversity of the microbial community in drip irrigation to reduce emitter clogging. **Biosystems Engineering**, v. 235, p. 116-130, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2023.09.016>

LILI, Z. *et al.* Chemical clogging of emitters and evaluation of their suitability for saline water drip irrigation. **Irrigation and Drainage**, v. 65, n. 4, 439-450. 2016. <https://doi.org/10.1002/ird.1972>

LIU, C., WANG, R., WANG, W., HU, X., WU, W., LIU, F., 2022. Different irrigation pressure and filter on emitter clogging in drip phosphate fertigation systems. **Water (Switzerland)** 14. <https://doi.org/10.3390/w14060853>

MANBARI, N. *et al.* Effect of a combined filtration system and drip irrigation laterals on quality of rainbow trout farm effluent. **Irrigation Science**, v. 38, p. 131-145, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00271-019-00654-2>

MIRZAEI, M. M.; ZAKERINIA, M.; FARASATI, M. The effects of phytoremediation of treated urban wastewater on the discharge of surface and subsurface drippers (Case study: Gorgan wastewater treatment plant in northern Iran). **Cleaner Engineering and Technology**, v. 4, 100210, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100210>

MOLAJOU, A. *et al.* A new paradigm of water, food, and energy nexus. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 107487–107497, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13034-1>

MORANTE-CARBALLO, F. *et al.* What do we know about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. **Water**, v. 14, n. 17, 2685, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14172685>

MAROUFPOOR, E. *et al.* Clogging rate of pressure compensating emitters in irrigation with rainbow trout fish farm effluent. **Irrigation Science**, v. 39, p. 223-233, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00271-020-00697-w>

NAKAYAMA, F. S; BUCKS, D. A. Water quality in drip/trickle irrigation: a review. **Irrigation Science**, v. 12, p. 187-192, 1991. <https://doi.org/10.1007/BF00190522>

NAYLOR, R.; FANG, S.; FANZO, J. A global view of aquaculture policy. **Food Policy**, v. 116, 102422, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2023.102422>

- PAIVA, L. A. L. de *et al.* Canonical correlation between clogging agents and performance of drippers operating with aquaculture effluents. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 28, n. 5, e274127, 2024.
<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v28n5e274127>
- PEI, Y. *et al.* Eight emitters clogging characteristics and its suitability under on-site reclaimed water drip irrigation. **Irrigation Science**, v. 32, p. 141-157, 2014.
<https://doi.org/10.1007/s00271-013-0420-2>
- PETIT, J. *et al.* Detection and monitoring of drip irrigation clogging using absorbance spectroscopy coupled with multivariate analysis. **Biosystems Engineering**, v. 235, p. 1-14, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2023.09.008>
- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: Fealq, 2022.
- RAMACHANDRULA, V. R.; KASA, R. R. Non-destructive characterization of physical and chemical clogging in cylindrical drip emitters. **Heliyon**, v. 6, n. 10, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05327>
- RAMACHANDRULA, V. R.; KASA, R. R. Prevention and treatment of drip emitter clogging: a review of various innovative methods. **Water Practice & Technology**, v. 17, n. 10, p. 2059-2070, 2022. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.115>
- RIBEIRO, M. D. *et al.* Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.
<https://doi.org/10.1590/1983-21252018V31N423RC>
- SCANLON, B. R. *et al.* Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 4, n. 2, p. 87-101, 2023.
<https://doi.org/10.1038/s43017-022-00378-6>
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- SOLIMAN, A. I. E. *et al.* Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, 106244, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106244>
- TARCHITZKY, J. *et al.* Biological and chemical fouling in drip irrigation systems utilizing treated wastewater. **Irrigation Science**, v. 31, p. 1277-1288, 2013.
<https://doi.org/10.1007/s00271-013-0406-0>
- TEIXEIRA, A. D. S. *et al.* Desempenho de fitas gotejadoras aplicando rejeito da osmose reversa da indústria de cera de carnaúba. **Revista Caatinga**, v. 37, p. e12327-e12327, 2024.
- UNGUREANU, N.; VLĂDUȚ, V.; VOICU, G. Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation. **Sustainability**, v. 12, n. 21, 9055, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12219055>

VALENTI, W. C. *et al.* Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, v. 19, p. 100611, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100611>

VIANA, C. M. *et al.* Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: a systematic review. **Science of the Total Environment**, v. 806, 150718, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150718>

WANG, H. *et al.* Physical clogging characteristics of labyrinth emitters under low-quality (sand-laden water) irrigation. **Agronomy**, v. 12, n. 7, p. 1615, 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12071615>

WANG, X. Managing land carrying capacity: Key to achieving sustainable production systems for food security. **Land**, v. 11, n. 4, p. 484, 2022. <https://doi.org/10.3390/land11040484>

WANG, Y. *et al.* Influence and selection of nitrogen and phosphorus compound fertilizers on emitter clogging using brackish water in drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 291, 108644, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108644>

XIAO, Y. *et al.* Increasing phosphorus availability by reducing clogging in drip fertigation systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, 121319, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121319>

YANG, B. *et al.* Anti-clogging performance optimization for dentiform labyrinth emitters. **Irrigation Science**, v. 38, p. 275-285, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00271-020-00671-6>

YOGEV, U. *et al.* Phosphorous recovery from a novel recirculating aquaculture system followed by its sustainable reuse as a fertilizer. **Science of The Total Environment**, v. 722, 137949, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137949>

ZHANGZHONG, L. *et al.* A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**, v. 223, p. 105696, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105696>

3 CONCLUSÕES GERAIS

A qualidade do efluente da aquicultura revelou risco de obstrução químico severo (pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, bicarbonato e dureza), mas esse risco foi baixo para os agentes físicos (sólidos suspensos totais) e biológicos (Bactérias heterotróficas totais).

Houve decréscimo dos valores dos indicadores Dra e CUC, ao longo do tempo de operação nas subunidades gotejadoras SL e GA, tendo SL apresentado maiores níveis de entupimento em virtude da menor profundidade e comprimento de labirinto em relação aos demais. A ordem crescente da suscetibilidade ao entupimento com efluente de aquicultura foi: SL > ST > GA.

Ao fim do experimento (360 h), os valores de Dra demonstraram entupimento parcial quando abastecidos com efluente da aquicultura, sendo os valores de CUC ruins nos emissores ST e SL e regulares no GA.

A aplicação do fertilizante líquido possibilitou a redução do entupimento e a melhoria da uniformidade de aplicação de água nos três tipos de emissores. Assim, o Dra variou de sem entupimento no ST a entupimento leve nos emissores SL e GA, ao passo que o CUC foi classificado como bom, regular e ruim nos emissores ST, GA e SL, respectivamente. A ordem crescente de ganho no desempenho hidráulico com o uso contínuo do fertilizante líquido foi: ST > GA > SL.

As análises de EDS, DRX e MEV mostraram a presença de diversos elementos químicos como os carbonatos de cálcio e magnésio, que contribuíram para a obstrução dos emissores, bem como a presença de biofilme, que, juntos, contribuíram para as variações de vazão observadas nos emissores.

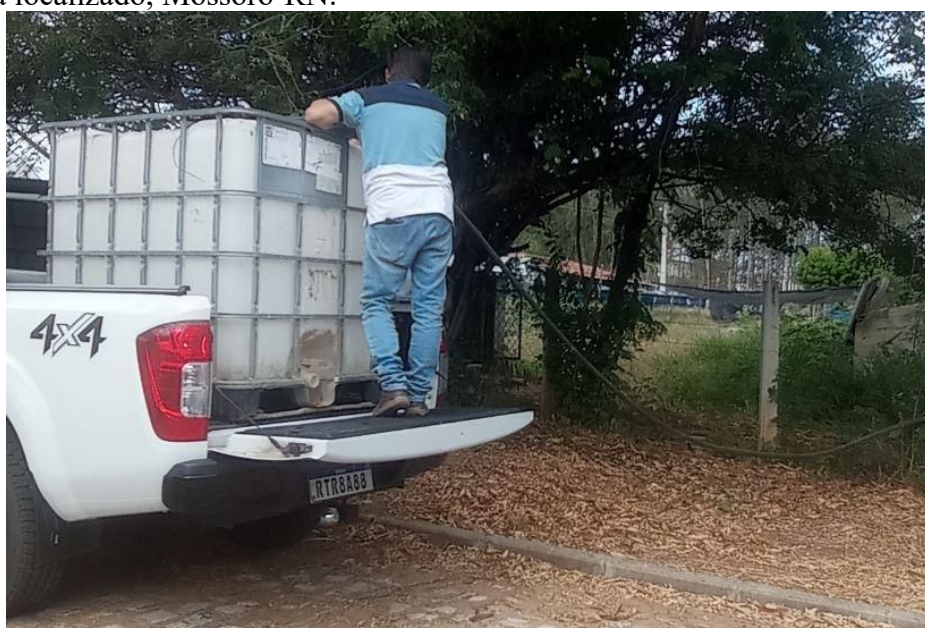
APÊNDICES

APÊNDICE A – Imagens da área, das bancadas experimentais e do interior dos labirintos.



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 1A. Imagem aérea da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência localizado, Mossoró-RN.



Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 2A. Coleta da água residuária no Setor de Aquicultura UFERSA, Mossoró-RN.



Fonte: Acervo da autora (2024).

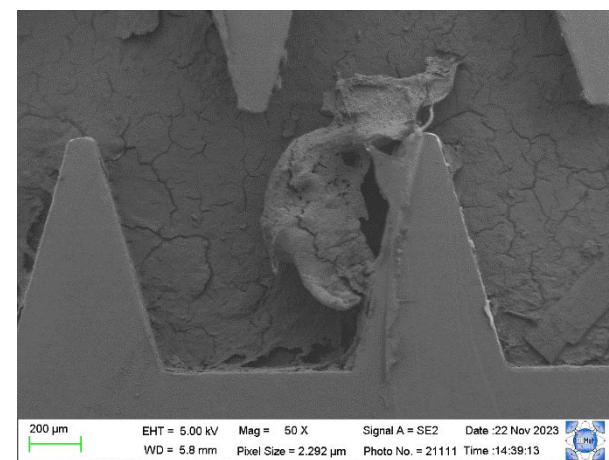
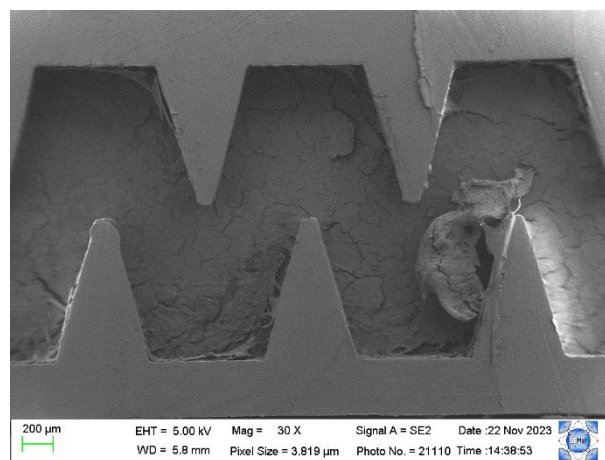
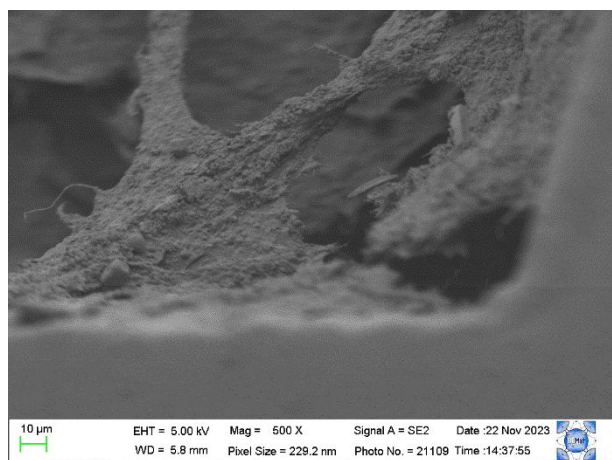
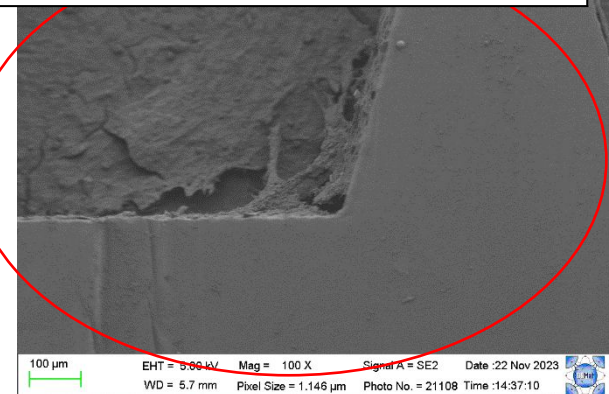
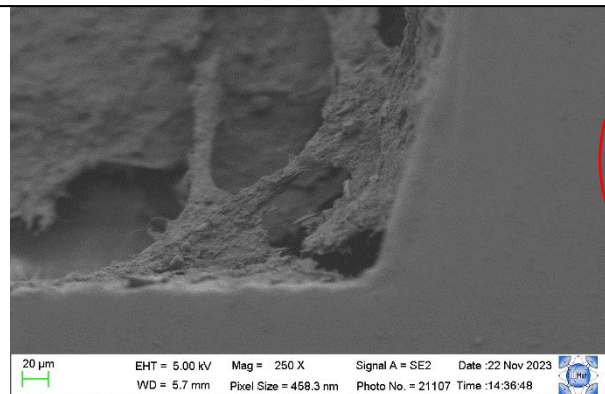
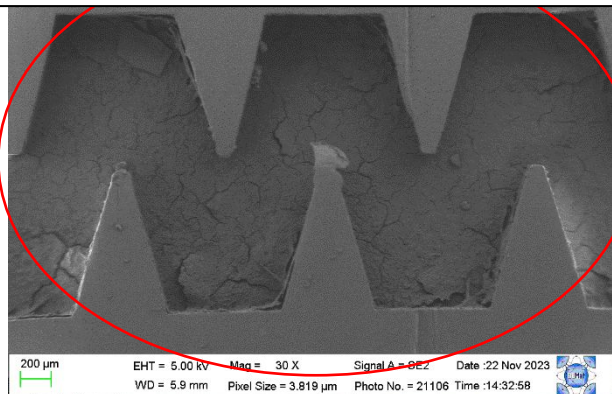
Figura 3A. Imagem da bancada experimental na área experimental da UFERSA, Mossoró-RN.

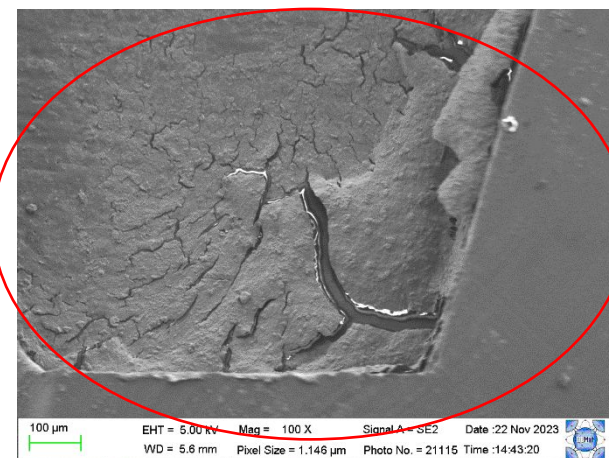
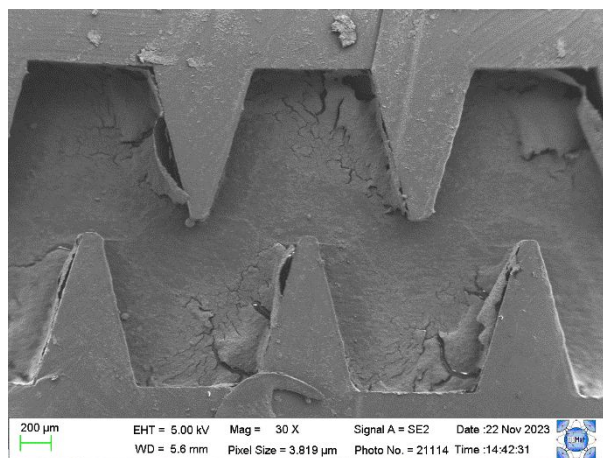
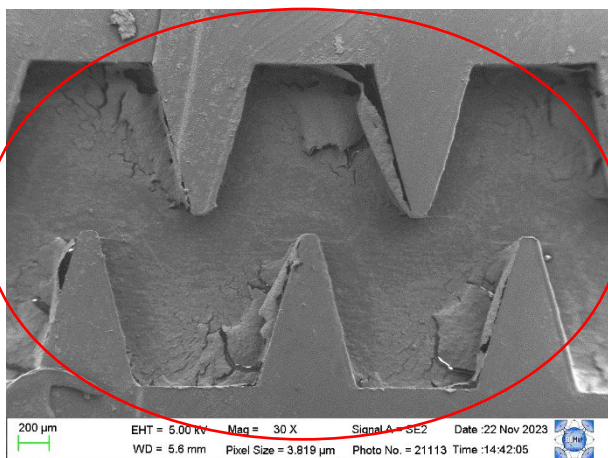
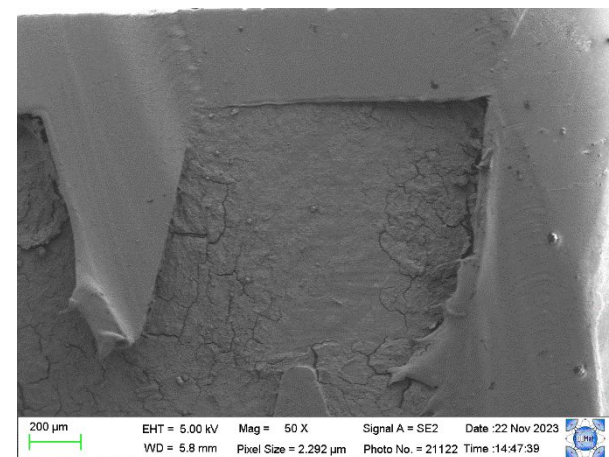
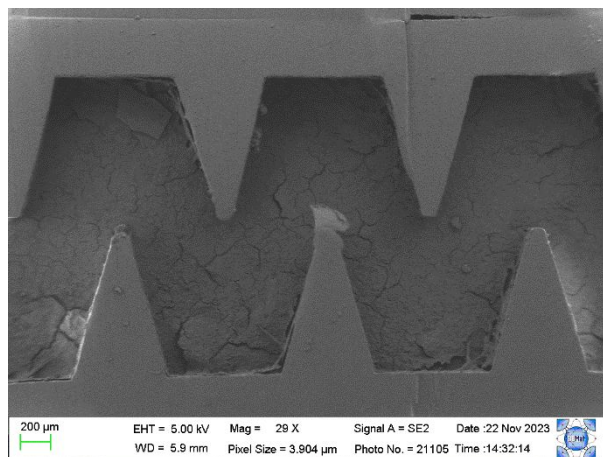
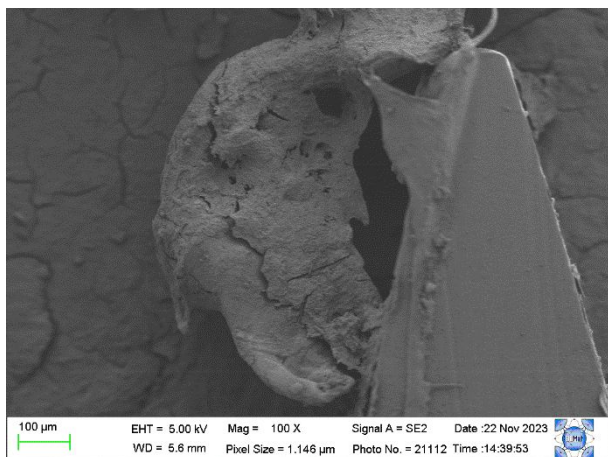


Fonte: Acervo da autora (2024).

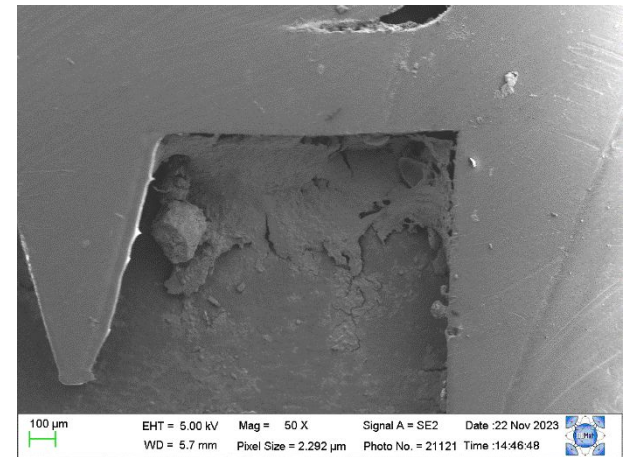
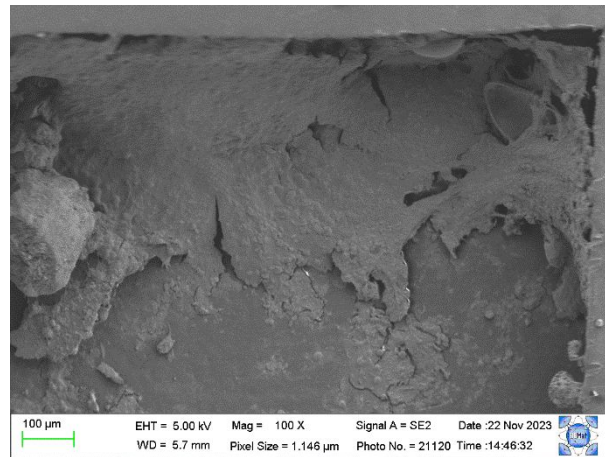
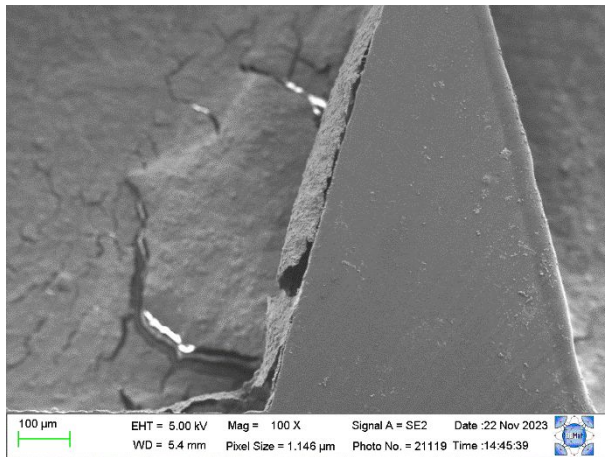
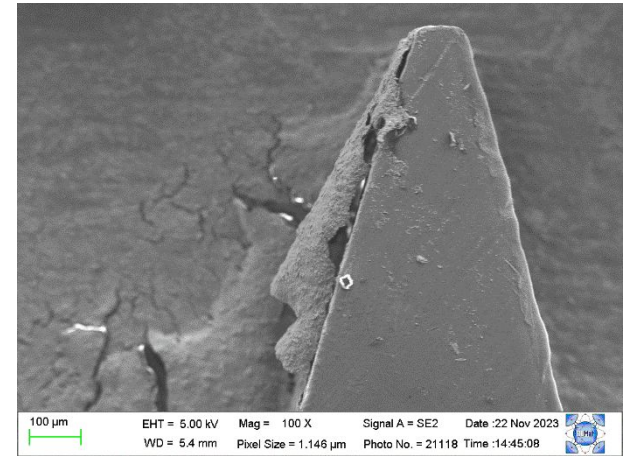
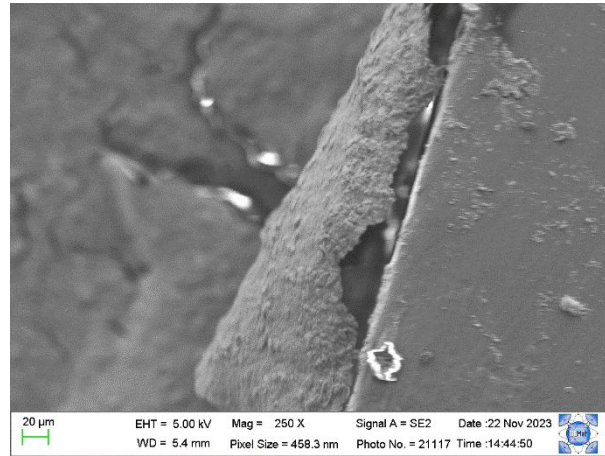
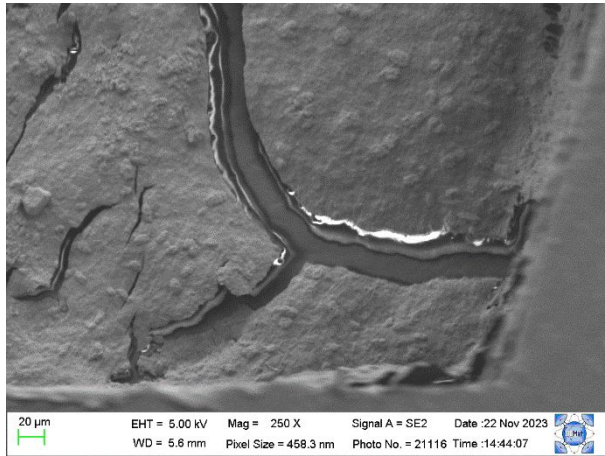
Figura 4A. Imagem de determinação da vazão dos sistemas de irrigação por gotejamento.

Amostr:
AB

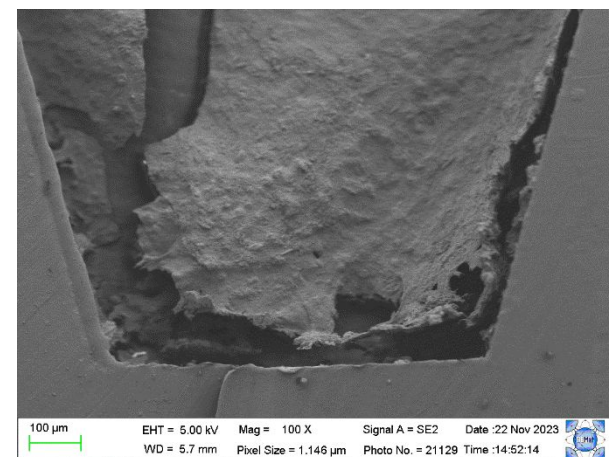
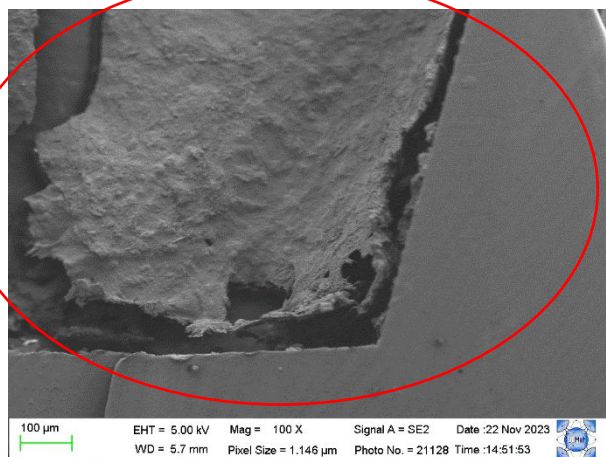
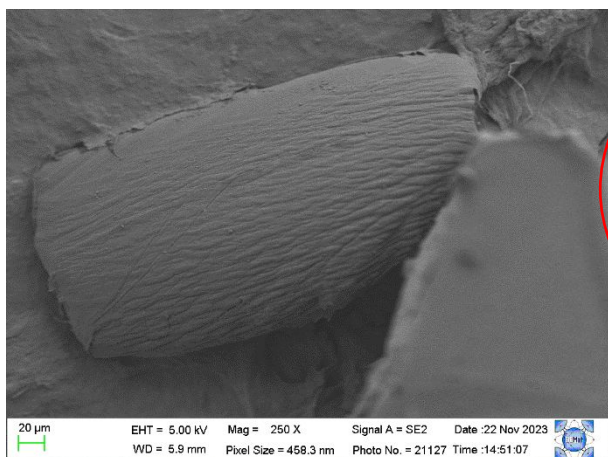
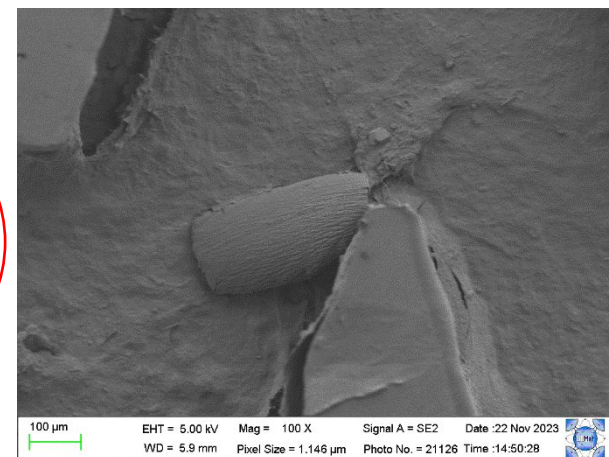
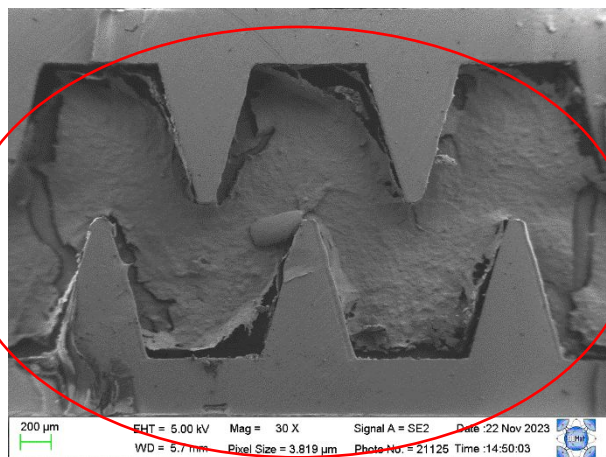
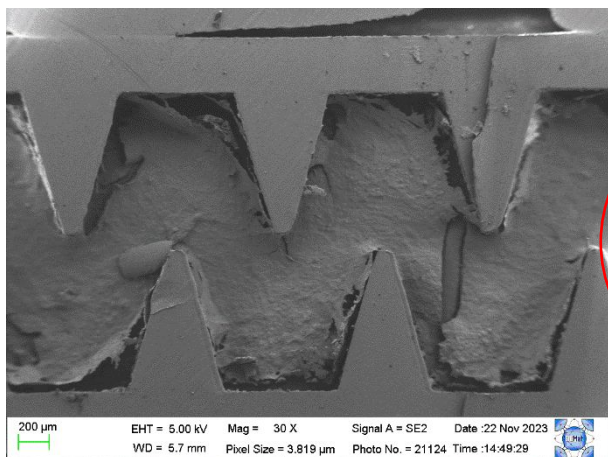


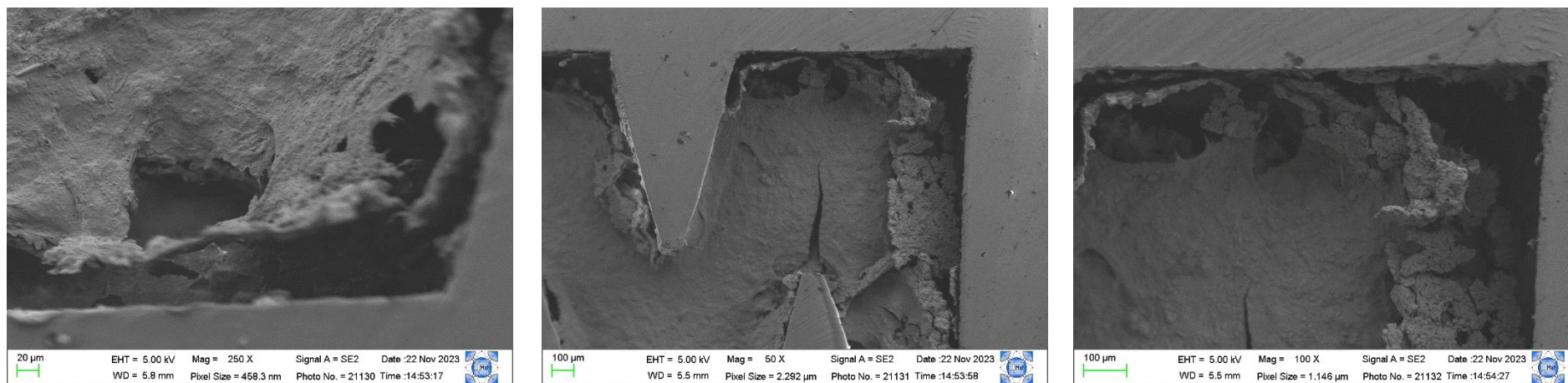


Amostra
EB



**Amostra
ET**





Fonte: Acervo da autora (2024).

Figura 5A. Imagens da bioincrustação formada nos emissores que aplicaram águas de abastecimento (AB), água residuária de aquicultura sem tratamento (EB) e água residuária de aquicultura com fertilizante líquido desincrustante (ET).