

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE DE FARMÁCIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO LEITE E
DERIVADOS

Clarice Coimbra Pinto

**Avaliação de um protótipo de Sistema Alagado Construído para o tratamento de
água residuária de queijaria com soro de leite vegetado com *Cymbopogon citratus***

Juiz de Fora

2025

Clarice Coimbra Pinto

Avaliação de um protótipo de Sistema Alagado Construído para o tratamento de água residuária de queijaria com soro de leite vegetado com *Cymbopogon citratus*

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia do Leite e derivados. Área de concentração: Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados.

Orientador: Prof. e Pesq. Dr. Junio Cesar Jacinto de Paula

Coorientadores: Prof.^a e Pesq.^a Dr.^a Claudéty Barbosa Saraiva

Prof. e Pesq. Dr. Marcelo Henrique Otênio

Juiz de Fora

2025

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pela autora.

Coimbra Pinto, Clarice.

Avaliação de um protótipo de Sistema Alagado Construído para o tratamento de água residuária de queijaria com soro de leite vegetado com *Cymbopogon citratus* / Clarice Coimbra Pinto. -- 2025. 109 p.

Orientador: Junio César Jacinto de Paula

Coorientadores: Claudéty Barbosa Saraiva , Marcelo Henrique Otênio

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Farmácia e Bioquímica. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados, 2025.

1. Água residuária. 2. Sistema Alagado Construído. 3. Soro de leite. 4. Sustentabilidade. I. Jacinto de Paula, Junio César, orient. II. Barbosa Saraiva , Claudéty , coorient. III. Otênio, Marcelo Henrique, coorient. IV. Título.

Clarice Coimbra Pinto

Avaliação de um protótipo de Sistema Alagado Construído para o tratamento de água residuária de queijaria com soro de leite vegetado com *Cymbopogon citratus*

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia do Leite e derivados. Área de concentração: Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados.

Juiz de Fora, 02/12/2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Junio César Jacinto de Paula - Orientador
EPAMIG/ILCT

Profa. Dra. Claudéty Barbosa Saraiva - Coorientadora
EPAMIG/ILCT

Profa. Dra. Gisela de Magalhães Machado Moreira
EPAMIG/ILCT

Profa. Dra. Tatiane Teixeira Tavares
EPAMIG/ILCT

Juiz de Fora, 02/12/2025.



Documento assinado eletronicamente por **GISELA DE MAGALHAES MACHADO MOREIRA, Usuário Externo**, em 18/12/2025, às 12:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Junio Cesar J. de Paula, Usuário Externo**, em 17/03/2026, às 16:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claudety Barbosa Saraiva, Usuário Externo**, em 19/03/2026, às 11:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Tatiane Teixeira Tavares, Usuário Externo**, em 24/03/2026, às 10:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Uffj (www2.uffj.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **2774120** e o código CRC **C351ADBC**.

Dedico este trabalho ao meu pai, meu maior exemplo, sempre me inspira e me auxilia na realização dos meus sonhos e conquistas.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me acompanhar em cada passo desta jornada, pela vida e pela sabedoria concedidas nos momentos de incerteza, e pela paz encontrada nos dias mais desafiadores.

À minha família, meu alicerce, deixo minha eterna gratidão. Ao meu pai, Carmino, pelo amor e apoio constantes. À minha mãe, Maria de Lourdes, cuja presença carinhosa permanece viva em meu coração, guiando e abençoando cada um dos meus passos; e ao meu primo João Paulo, pelo carinho sempre presente.

Ao meu melhor amigo, Cappuccino, pela companhia fiel e pelo amor puro demonstrado em todos os momentos.

Aos amigos que caminharam ao meu lado durante toda essa trajetória, especialmente Vanessa, pela leveza que trouxe aos dias difíceis. Às amigas do ILCT, Mariana, Cássia, Bruna, Luana, Tatiane, Lorena, Luísa, Juliene, Sarah, Letícia, Alessandra e Deborah, pelo companheirismo.

Ao meu orientador, Prof. DSc. Junio César Jacinto de Paula, pela confiança depositada ao longo deste percurso. À minha coorientadora, Prof. DSc. Claudéty Barbosa Saraiva, pela amizade e, sobretudo, por acreditar em mim. Ao meu coorientador, Prof. DSc. Marcelo Henrique Otênio, pela confiança no meu potencial. Aos membros da banca examinadora, pela disponibilidade e pelas contribuições ao trabalho.

Ao Prof. DSc. Felipe Alves Almeida, por ser uma fonte constante de motivação e inspiração. Ao Prof. DSc. Márcio Roberto Silva, pelo apoio ao longo da pesquisa.

À amiga Luiza Carvalhaes Albuquerque, pelo carinho e pela prontidão em ajudar sempre que necessário. À Sandra, pela amizade.

À Universidade Federal de Juiz de Fora e à Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais – Instituto de Laticínios Cândido Tostes, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais, pelo apoio institucional, bem como a todos os docentes que contribuíram significativamente para a minha formação acadêmica.

A Cristiano e Vitor, pelo apoio essencial na condução dos experimentos. Aos funcionários, Bruno, Flávio, Anderson, Sebastião, Aloísio, Mara e Terezinha, pela colaboração e dedicação.

Às empresas Macalé, Vivare e Avante, pela doação das bombonas que tornaram possível parte deste projeto.

Por fim, agradeço sinceramente a todos que, com apoio, contribuíram direta ou indiretamente para esta conquista e ajudaram a moldar quem sou hoje. Muito obrigada!

“Do Senhor é a terra e tudo o que nela existe, o mundo e os que nele vivem; pois foi ele quem a estabeleceu sobre os mares e a firmou sobre as águas”.

(Salmos 24:1-2).

RESUMO

A indústria de laticínios possui grande relevância socioeconômica, especialmente em Minas Gerais, mas enfrenta desafios ambientais significativos relacionados ao tratamento de águas residuárias de laticínios (ARL). Essas águas apresentam elevada carga orgânica e altos teores de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, o que demanda processos de tratamento de elevado custo, muitas vezes inviáveis financeiramente para produtores de diferentes portes. Além disso, os métodos convencionais de tratamento não removem completamente os poluentes, sobretudo os nutrientes, reforçando a necessidade de soluções sustentáveis capazes de promover também a remoção eficiente desses compostos. Diante desse cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um protótipo de Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) como alternativa para o tratamento de águas residuárias de laticínio (ARL), submetidas a diferentes taxas de carga orgânica geradas pela adição controlada de soro de leite. A pesquisa foi conduzida nas dependências da Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais/Instituto de Laticínios Cândido Tostes (EPAMIG ILCT). A infraestrutura experimental foi composta por três leitos construídos a partir da adaptação de bombonas plásticas de 200 L, com as seguintes dimensões: 0,91 m de comprimento, 0,35 m de altura útil e 0,50 m de largura. Cada unidade foi preenchida com brita n.º 0 e posteriormente vegetada com capim-cidreira (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf). Os SACs foram operados em ciclos de quatro dias, durante os quais eram alimentados com água residuária e mantidos em repouso. Foram avaliadas três condições experimentais correspondentes a diferentes cargas orgânicas. O monitoramento ocorreu entre 24/03/2025 e 04/07/2025, totalizando sete amostragens das águas residuárias tratadas nos leitos. O experimento foi conduzido em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC), com três tratamentos (SAC1, SAC2 e SAC3) e sete ciclos operacionais considerados como blocos. Foram avaliadas as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, turbidez, DBO_{5,20}, DQO, fósforo, nitrogênio, óleos e graxas, sólidos totais, sólidos totais suspensos, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis. Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando significativo, ao teste de comparação de médias Student-Newman-Keuls (SNK), ambos ao nível de 5% de significância. Para a variável condutividade elétrica, aplicou-se o teste t, também a 5% de significância. Os SACs apresentaram reduções significativas de DBO_{5,20}, DQO, fósforo, óleos e graxas, sólidos totais e suspensos. As remoções médias de DBO_{5,20} foram 80% (SAC1), 81% (SAC2) e 67% (SAC3). Para DQO, as eficiências variaram de 60% a 78%; para fósforo total, 63% (SAC1), 42% (SAC2) e 70% (SAC3). As remoções de nitrogênio total oscilaram entre 51% e 66% ($p > 0,05$), e as de óleos e graxas alcançaram 83%, 75% e 54%. As frações de sólidos variaram entre 50% e 65%, sem diferenças significativas entre os sistemas. Conclui-se que o SAC-EHSS vegetado com capim-cidreira apresentou desempenho satisfatório em escala de protótipo, especialmente sob cargas orgânicas moderadas, configurando-se como alternativa de baixo custo, eficiente e ambientalmente sustentável para o tratamento de águas residuárias de laticínios, com potencial aplicação em queijarias artesanais.

Palavras-chave: água residuária, sistema alagado construído, soro de leite, sustentabilidade.

ABSTRACT

The dairy industry has significant socioeconomic importance, particularly in Minas Gerais, but faces substantial environmental challenges related to the treatment of dairy wastewater (DWW). These effluents present high organic loads and elevated nutrient concentrations, such as phosphorus and nitrogen, requiring costly treatment processes that are often financially unfeasible for producers of different scales. Furthermore, conventional treatment methods do not completely remove pollutants, especially nutrients, reinforcing the need for sustainable solutions capable of efficiently removing these compounds. In this context, the present study aimed to evaluate the performance of a prototype Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland system (HSSF-CW) as an alternative for treating dairy wastewater subjected to different organic loading rates generated by the controlled addition of whey. The research was conducted at the facilities of the Agricultural Research Company of Minas Gerais / Cândido Tostes Dairy Institute (EPAMIG ILCT). The experimental infrastructure consisted of three beds constructed from adapted 200-L plastic drums, with the following dimensions: 0.91 m in length, 0.35 m of useful height, and 0.50 m in width. Each unit was filled with gravel (no. 0) and vegetated with lemongrass (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf). The CWs were operated in four-day cycles, during which they were fed with wastewater and subsequently maintained at rest. Three experimental conditions corresponding to different organic loading rates were evaluated. Monitoring occurred between March 24, 2025, and July 4, 2025, totaling seven sampling events of treated wastewater collected from the beds. The experiment was conducted in a Randomized Complete Block Design (RCBD), with three treatments (CW1, CW2, and CW3) and seven operational cycles considered as blocks. The following variables were analyzed: pH, electrical conductivity, turbidity, BOD_{5,20}, COD, phosphorus, nitrogen, oils and grease, total solids, total suspended solids, total fixed solids, total volatile solids, fixed suspended solids, and volatile suspended solids. The results were subjected to analysis of variance (ANOVA) and, when significant, means were compared using the Student-Newman-Keuls (SNK) test, both at a 5% significance level. For electrical conductivity, the t-test was applied at the 5% significance level. The CW systems showed significant reductions in BOD_{5,20}, COD, phosphorus, oils and grease, total solids, and suspended solids. Mean BOD_{5,20} removal efficiencies were 80% (CW1), 81% (CW2), and 67% (CW3). COD removal ranged from 60% to 78%, while total phosphorus removal was 63% (CW1), 42% (CW2), and 70% (CW3). Total nitrogen removal ranged from 51% to 66% ($p > 0.05$), and oils and grease removal reached 83%, 75%, and 54% for CW1, CW2, and CW3, respectively. Solid fractions varied between 50% and 65%, with no significant differences among systems. It is concluded that the HSSF-CW vegetated with lemongrass demonstrated satisfactory performance at the prototype scale, particularly under moderate organic loads, representing a low-cost, efficient, and environmentally sustainable alternative for dairy wastewater treatment, with potential application in artisanal cheese production units.

Keywords: wastewater, constructed wetland, whey, sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema de SACs	25
Figura 2 - Processos envolvidos nos SACs.....	26
Quadro 1 - Constituintes e mecanismos de remoção dos SACs	27
Figura 3 - Classificação dos SACs.....	28
Figura 4 - Representação esquemática dos SACs-EH e SACs-EV	31
Figura 5 - Esquema ilustrativo do funcionamento de um SAC.....	33
Figura 6 - Esquema ilustrativo dos processos físicos, químicos e biológicos na zona de raiz dos SACs.....	37
Figura 7 - Mudanças de capim-cidreira (<i>Cymbopogon citratus</i>) utilizadas nos SACs	38
Figura 8 - Sistema radicular de uma muda de capim-cidreira (<i>Cymbopogon citratus</i>)	38
Figura 9 - Blocos de contenção posicionados entre os SACs.....	47
Figura 10 - Caixa de gordura utilizada para a separação da fração lipídica do soro ácido antes de sua aplicação no SAC.....	48
Figura 11 - Soro ácido retido na caixa de gordura.....	48
Figura 12 - Visão geral dos SAC-EHSS durante a fase inicial de implantação, recém-estabelecidos com capim-cidreira.....	51
Figura 13 - Esquema em vista superior do arranjo experimental dos SAC-EHSS	52
Figura 14 - Esquema em vista lateral do arranjo experimental dos SAC-EHSS	53
Figura 15 - SAC-EHSS após o primeiro corte das mudas	53
Figura 16 - Procedimento de coleta das amostras de águas residuárias nos SACs.....	54
Figura 17 - Presença de coloração avermelhada nas folhas do capim-cidreira cultivado nos SACs.....	59
Figura 18 - SAC-EHSS estabilizados	60
Figura 19 - Sistema radicular das plantas retiradas dos SACs 1, 2 e 3 ao final do período experimental	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condições para lançamento de efluente em MG	45
Tabela 2 - Concentrações médias de DBO _{5,20} , a composição e as taxas resultantes.....	51
Tabela 3 - Relação de parâmetros, preservação e métodos da análise.....	55
Tabela 4 - Datas dos ciclos do experimento	56
Tabela 5 - Valores médios de pH na entrada e saída dos SACs-EHSS	62
Tabela 6 - Valores médios de condutividade elétrica (CE) no afluente e efluente dos SACs- EHSS e respectivas diferenças médias entre entrada e saída.....	64
Tabela 7 - Valores médios de turbidez no afluente e efluente e eficiências médias de remoção relativas aos sistemas avaliados nos SACs-EHSS	67
Tabela 8 - Valores médios de DBO _{5,20} no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS	68
Tabela 9 - Valores médios de DQO no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação.....	70
Tabela 10 - Valores médios de P-Total no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação	73
Tabela 11 - Valores médios de N-Total no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação	75
Tabela 12 - Valores médios de O&G no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação	77
Tabela 13 – Eficiências de remoção de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis nos SACs-EHSS	79
Tabela 14 - Resumo da eficiência média de remoção (%) dos parâmetros físico-químicos avaliados nos SACs durante o período experimental	81
Tabela 15 - Resumo integrado dos parâmetros nos SACs-EHSS, com comparação aos limites estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (CONAMA 430/2011; DN COPAM/CERH-MG nº 08/2022)	82
Tabela 16 - Resumo dos valores de pH dos SACs.....	101
Tabela 17 - Resumo dos valores de Condutividade Elétrica (CE) dos SACs.....	102
Tabela 18 - Resumo dos valores de turbidez dos SACs	103
Tabela 19 - Resumo dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}) e eficiência de remoção dos SACs	104
Tabela 20 - Resumo dos valores de Demanda Química de Oxigênio -Total (DQO –Total) e	

eficiência de remoção dos SACs.....	105
Tabela 21 - Resumo dos valores de Fósforo Total (P –Total) e eficiência de remoção dos SACs	106
Tabela 22- Resumo dos valores de Nitrogênio Total (N –Total) e eficiência de remoção dos SACs	107
Tabela 23 - Resumo analítico dos valores de entrada, saída e eficiência de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV)	108
Tabela 24 - Resumo analítico dos valores de entrada, saída e eficiência de Sólidos Suspensos (SS), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	109

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
AR	Água Residuária
ARL	Água Residuária de Laticínios
AWWA	American Water Works Association
cm	Centímetros
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EUA	Estados Unidos da América
FAO	Food and Agriculture Organization
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L	Litros
N-Total	Nitrogênio Total
N.T.U.	Unidade de Turbidez Nefelométrica
P-Total	Fósforo Total
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
SACs	Sistemas Alagados Construídos
SST	Sólidos Suspensos Totais
TC	Tempo de Ciclo
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFV	Universidade Federal de Viçosa
µS/cm	Microsiemens por centímetro
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

&	E
%	Porcentagem
/	Divisão
×	Multiplicação

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1 GERAL	19
2.2 ESPECÍFICOS	19
3 REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1 PRODUÇÃO DE LEITE E DERIVADOS NO BRASIL E EM MINAS GERAIS	30
3.2 ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS (ARL)	21
3.3 SORO DE LEITE EM LATICÍNIOS	23
3.4 SISTEMAS ALAGADOS NATURAIS E CONSTRUÍDOS	24
3.4.1 Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical	28
3.4.2 Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Superficial	29
3.4.3 Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Subsuperficial	30
3.4.4 Sistemas Alagados Construídos Híbridos	31
3.5 COMPONENTES DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	31
3.5.1 Meio filtrante	32
3.5.2 Microrganismos	32
3.5.3 Vegetação	34
3.6 A <i>CYMBOPOGON CITRATUS</i> (DC.) STAPF	36
3.7 DIMENSIONAMENTO DOS SACS	40
3.8 LEGISLAÇÃO VIGENTE NO BRASIL	43
4 MATERIAL E MÉTODOS	46
4.1 LOCALIZAÇÃO E CLIMA	46
4.2 INFRAESTRUTURA EXPERIMENTAL E MONTAGEM DOS SACS	46
4.3 PREPARO DA ÁGUA RESIDUÁRIA E DETERMINAÇÃO DAS CARGAS APLICADAS	49
4.4 ESPÉCIES VEGETAIS CULTIVADAS	51
4.5 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	53

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS	57
5.2 AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO RADICULAR E DA ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS SACS-EHSS	57
5.3 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH).....	61
5.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE).....	63
5.5 TURBIDEZ.....	65
5.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO _{5,20}).....	67
5.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	69
5.8 FÓSFORO TOTAL (P-TOTAL).....	71
5.9 NITROGÊNIO TOTAL (N-TOTAL).....	73
5.10 ÓLEOS E GRAXAS (O&G).....	76
5.11 SÓLIDOS.....	78
5.12 ANÁLISE DOS RESULTADOS FRENTE À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL VIGENTE	81
6 CONCLUSÃO.....	84
REFERÊNCIAS.....	85
ANEXOS.....	101

1 INTRODUÇÃO

A indústria de laticínios ocupa posição estratégica no sistema agroalimentar brasileiro, contribuindo para o abastecimento de alimentos, geração de renda e desenvolvimento regional. Minas Gerais se destaca nesse cenário por liderar a produção nacional de leite e reunir grande diversidade de unidades industriais, desde grandes laticínios até pequenas queijarias artesanais (EMBRAPA, 2023). Apesar dessa relevância, o setor enfrenta desafios ambientais, principalmente relacionados ao manejo e ao tratamento das águas residuárias de laticínios (ARL).

As etapas de processamento e higienização demandam grandes volumes de água, resultando em efluentes com elevada carga orgânica e significativa variação de composição. Essa carga decorre da própria natureza do leite, rico em nutrientes, e dos procedimentos de limpeza de pisos, tanques e tubulações, que podem representar entre 50 e 95% do volume total de ARL geradas (Andrade *et al.*, 2014). Para pequenas indústrias e queijarias artesanais, o tratamento adequado desses efluentes torna-se ainda mais desafiador devido às limitações financeiras e à dificuldade de acesso a tecnologias convencionais de maior complexidade.

A gestão eficiente das ARL e do soro de leite, coproduto de alto potencial de aproveitamento, mas ainda frequentemente descartado de forma inadequada, é essencial para mitigar impactos ambientais, especialmente no que se refere à poluição de corpos d'água e ao aumento da carga orgânica e de nutrientes (Srivastava; Srivastava; Singh, 2023). Embora existam tecnologias avançadas e altamente eficientes disponíveis no mercado, seu custo elevado restringe a adoção por empreendimentos de menor porte. Nesse contexto, os Sistemas Alagados Construídos (SACs) despontam como alternativa apropriada, pois combinam simplicidade operacional, baixo custo de implantação e boa eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e outros contaminantes, além de gerarem biomassa vegetal e promoverem integração paisagística (Matos, 2015).

Diante desses desafios e oportunidades, este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um protótipo de Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) no tratamento de ARL submetidas a diferentes taxas de aplicação de carga orgânica, definidas pela adição controlada de soro de leite. Considerando que parte do soro ainda é descartada junto aos efluentes industriais, compreender seus efeitos sobre o funcionamento e a eficiência de sistemas naturais de tratamento é fundamental para o desenvolvimento de soluções ambientalmente adequadas, economicamente viáveis e

tecnicamente compatíveis com a realidade das indústrias de laticínios, especialmente as de pequeno porte.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

O objetivo geral deste estudo foi avaliar o desempenho de um protótipo de Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), cultivado com capim-cidreira (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf) e utilizando brita n.º como meio de suporte, no tratamento de águas residuárias de laticínio submetidas a diferentes taxas de carga orgânica, geradas pela adição controlada de soro de leite proveniente da Fábrica-escola da EPAMIG ILCT.

2.2 Específicos

- ✓ Preparar a água residuária de laticínio, composta por água potável e diferentes proporções de soro de leite, e caracterizar o soro utilizado quanto ao pH, DBO_{5,20} e DQO, a fim de determinar suas principais características e padronizar a composição da mistura empregada nos sistemas.
- ✓ Caracterizar a água residuária antes e após o tratamento em cada SAC, por meio da análise dos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, DBO_{5,20}, DQO, sólidos totais, sólidos suspensos totais, fósforo total, nitrogênio total e óleos e graxas.
- ✓ Avaliar a eficiência dos sistemas na remoção de carga orgânica e nutrientes, comparando seu desempenho frente às diferentes taxas de carga orgânica aplicadas, definidas pelas concentrações de soro de leite adicionadas ao afluente, e identificando as variações no comportamento e na eficiência dos processos de remoção.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PRODUÇÃO DE LEITE E DERIVADOS NO BRASIL E EM MINAS GERAIS

O leite é um dos alimentos mais relevantes para a nutrição humana, sendo produzido em praticamente todos os países. No cenário global, a atividade leiteira tem passado por um acelerado processo de modernização tecnológica, especialmente nas etapas produtivas, em razão de sua expressiva importância econômica (FAO, 2022).

No contexto brasileiro, a cadeia produtiva do leite caracteriza-se por sua grande heterogeneidade, tanto na estrutura de mercado quanto na produtividade, refletindo a diversidade de agentes envolvidos, desde pequenos produtores familiares e cooperativas até grandes empreendimentos agroindustriais (Sorio, 2018). De acordo com a EMBRAPA (2023), o leite está entre os produtos mais importantes da agropecuária nacional, desempenhando papel essencial no abastecimento alimentar, na geração de emprego e na dinamização econômica de diversas regiões.

De acordo com a Associação Brasileira das Indústrias de Alimentos (ABIA, 2023), o setor de produtos lácteos ocupa posição de destaque na indústria alimentícia nacional, sendo superado apenas pelo segmento de carnes e à frente de setores tradicionais como os de café, chá, cereais, óleos, gorduras e açúcares. Essa relevância reflete o peso econômico e social da cadeia produtiva do leite, que envolve milhões de produtores e contribui significativamente para a segurança alimentar e o desenvolvimento do meio rural.

Em 2024, o Brasil registrou a maior produção de leite de toda a série histórica, com 35,7 bilhões de litros, um aumento de 1,4% em relação a 2023. A região Sudeste retomou a liderança nacional, respondendo por 12,03 bilhões de litros, o equivalente a 33,7% da produção total. A região Sul, que havia liderado nos três anos anteriores, passou à segunda posição, enquanto o Norte manteve a menor participação, com 4,7% da produção nacional e queda de 4,5% frente ao ano anterior. Minas Gerais consolidou-se mais uma vez como o principal estado produtor, com 9,8 bilhões de litros, crescimento de 3,8% em comparação a 2023. O Paraná manteve-se na segunda colocação, com 4,6 bilhões de litros (+1,7%), seguido pelo Rio Grande do Sul, com 4,02 bilhões de litros e retração de 2,2%, influenciada pelas enchentes que afetaram o estado em 2024 (IBGE, 2025).

O processamento do leite cru constitui a base da indústria de laticínios e possibilita a obtenção de uma ampla variedade de produtos, como queijos, manteiga, iogurtes, sorvetes e

sobremesas. Para viabilizar essa diversidade, são aplicados diferentes métodos tecnológicos, incluindo pasteurização, coagulação, centrifugação, filtração e refrigeração (Rivas *et al.*, 2010). No entanto, essas atividades demandam elevado consumo de água, utilizada tanto nos processos produtivos quanto nas etapas de higienização de equipamentos e instalações, o que resulta na geração de grandes volumes de AR (Nadal *et al.*, 2018).

3.2 ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS (ARL)

O processamento do leite e derivados geram ARL com composição complexa e elevada carga orgânica, cuja disposição inadequada representa um risco significativo ao meio ambiente. Esse potencial poluidor é ainda mais intenso em indústrias que produzem ampla variedade de produtos, uma vez que a diversidade de processos tecnológicos aumenta a presença de compostos orgânicos e nutrientes, intensificando os impactos ambientais e reforçando a necessidade de tratamento adequado (Matos *et al.*, 2010; Nunes, 2018). No Brasil, estima-se a geração de mais de 80 bilhões de litros de ARL por ano, podendo atingir até 3,5 litros de efluente por litro de leite processado, em razão do elevado consumo de água nas etapas de limpeza e higienização (Moreira *et al.*, 2020).

A composição das ARL é altamente heterogênea, incluindo leite diluído, carboidratos, proteínas, gorduras, sólidos flutuantes, detergentes, desinfetantes e lubrificantes (Henares, 2015). Essas águas apresentam altos valores de $DBO_{5,20}$ e DQO, além de concentrações significativas de sólidos suspensos, nutrientes e óleos e graxas (Matos *et al.*, 2012), podendo ainda conter microrganismos patogênicos e vírus (Ganta; Bashir, 2022).

Os poluentes presentes nas ARL têm múltiplas origens, incluindo perdas de leite e derivados durante a produção, coprodutos como soro e permeado, aditivos utilizados no processamento e reagentes químicos de limpeza. Além disso, sais provenientes da salga na fabricação de queijos podem aumentar a salinidade, enquanto sólidos sedimentáveis como fragmentos de queijo, resíduos de coalhada, películas de leite e aditivos têm potencial de obstruir tubulações e sistemas de drenagem (Slavov, 2017).

O descarte inadequado dessas águas residuárias representa um desafio especialmente para pequenos e médios produtores, que frequentemente não dispõem de infraestrutura ou recursos financeiros para o tratamento adequado. O lançamento de matéria orgânica em corpos d'água favorece o crescimento excessivo de algas e bactérias, que consomem o oxigênio dissolvido e podem provocar a mortalidade de organismos aquáticos. Além disso, as AR provenientes do processamento de laticínios podem conter patógenos potencialmente transmissores de doenças,

bem como elevadas concentrações de substâncias orgânicas solúveis e partículas em suspensão. Esses compostos favorecem a liberação de gases, a formação de odores desagradáveis e aumentam a turbidez e a coloração das águas (Ganta; Bashir, Das, 2022).

Entre os componentes líquidos gerados, destaca-se o soro de leite, principal responsável pela carga orgânica dos efluentes devido ao elevado teor de matéria orgânica e ao volume produzido (Slavov, 2017). Seu manejo inadequado contribui para impactos ambientais significativos, incluindo a contaminação de corpos hídricos e a intensificação da eutrofização, o que reforça a necessidade de sistemas de tratamento eficientes e de alternativas tecnológicas sustentáveis (Bertolo *et al.*, 2023; Teixeira, 2020).

De forma geral, as principais águas residuais (AR) geradas por essa indústria podem ser divididas em dois grandes grupos. As AR de alta concentração apresentam em sua composição lactose, gorduras e elevadas quantidades de matéria orgânica, o que resulta em uma demanda química de oxigênio (DQO) que pode atingir até $100.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. As principais AR pertencentes a esta categoria são o soro do leite e o permeado de leite. Por outro lado, as AR de concentração média distinguem-se por apresentarem uma DQO máxima de cerca de $5.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Neste grupo enquadram-se as águas residuais provenientes da produção de iogurte, manteiga, gelado e das etapas finais de fabrico do queijo (Zkeri *et al.*, 2021; Karadag *et al.*, 2015).

Assim, compreender a natureza e a composição das ARL é importante para o desenvolvimento de estratégias de tratamento adequadas, que permitam reduzir os impactos ambientais e promover o uso mais sustentável dos recursos hídricos no setor. As características das ARL variam conforme o tipo de produto fabricado, a tecnologia empregada e os métodos de processamento adotados. Em geral, essas águas apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio. Componentes como soro de leite, leite derramado e fragmentos de coalhada, ao se misturarem às águas residuárias, aumentam significativamente a carga orgânica e de nutrientes, configurando potenciais fontes de poluição ambiental em razão da alta concentração de compostos lácteos presentes (Ahmad *et al.*, 2019; Minakshi *et al.*, 2022).

Diante desse cenário, o tratamento adequado das ARL é indispensável para mitigar impactos ambientais e assegurar conformidade com as exigências legais. O setor é regulado por normas federais e estaduais que estabelecem padrões de qualidade e limites para o lançamento de efluentes, o que reforça a necessidade de adoção de tecnologias eficientes, economicamente viáveis e compatíveis com a realidade das indústrias de laticínios. Esses aspectos, incluindo a legislação pertinente e suas implicações para o manejo das ARL, serão aprofundados na

próxima seção, permitindo contextualizar os desafios e destacar a importância de soluções adequadas para o setor.

3.3 SORO DO LEITE EM LATICÍNIOS

O soro de leite corresponde à fração aquosa separada durante a fabricação de queijos, representando entre 85% e 95% do volume total do leite utilizado e concentrando até 55% de seus nutrientes. Apesar de seu alto valor nutricional e das múltiplas possibilidades de aproveitamento, esse coproduto ainda representa um dos maiores desafios da indústria de laticínios, especialmente devido à sua elevada carga orgânica, com valores típicos de DBO entre 30.000 e 50.000 mg/L e DQO entre 60.000 e 80.000 mg/L (Stefanelli Jr., 2013; Carminatti, 2020).

A composição do soro varia conforme o tipo de coagulação do leite. O soro ácido, resultante da coagulação por acidificação, apresenta pH próximo de 4,3, DBO inferior a 5.600 mg/L e DQO entre 35.000 e 51.000 mg/L. Já o soro doce, proveniente da coagulação enzimática, possui pH entre 5,6 e 7, DBO variando de 40.000 a 120.000 mg/L e DQO entre 27.000 e 60.000 mg/L (Guo; Wang, 2019; Stout; Drake, 2019; Tallapragada; Rayavarapu, 2019). Independentemente do tipo, o volume gerado é expressivo: para cada quilo de queijo produzido, são formados em média nove a dez litros de soro (Silva *et al.*, 2017).

Embora apresente elevado potencial de valorização como na produção de bebidas lácteas, ricota, concentrados proteicos e alimentação animal, o soro ainda é amplamente subutilizado no Brasil. Estima-se que apenas cerca de metade do volume mundial produzido receba algum tipo de remediação ou direcionamento tecnológico, enquanto o restante é descartado sem tratamento adequado, desperdiçando nutrientes e aumentando a carga poluidora das águas residuárias (Carvalho *et al.*, 2013; Kasmi, 2016; Silva *et al.*, 2017).

A inadequação desse manejo é particularmente evidente em pequenos laticínios, que frequentemente descartam o soro diretamente no solo, em cursos d'água ou na rede de esgoto, sem qualquer forma de tratamento prévio. Esses estabelecimentos geralmente não possuem escala ou recursos para adotar tecnologias de maior complexidade, que exigem volumes mínimos de soro e maiores investimentos estruturais (Carminatti, 2020). Consequentemente, efeitos como eutrofização de corpos hídricos, proliferação excessiva de algas e emissão de odores tornam-se comuns, especialmente quando o descarte ocorre de forma contínua e descontrolada (Khan *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2018). Além disso, a percepção do soro como resíduo, e não como matéria-prima valorizável, limita iniciativas de reaproveitamento e desestimula investimentos que preservariam sua qualidade (Marquardt, 2011).

Enquanto países desenvolvidos, como Estados Unidos e Irlanda, já atingem 100% de reaproveitamento do soro na indústria, transformando-o em insumos de alto valor agregado, o cenário brasileiro ainda é marcado por desperdício e descarte inadequado. A adoção de práticas eficientes de manejo e tratamento não é apenas necessária para reduzir impactos ambientais, mas representa uma oportunidade de geração de valor econômico para o setor (Bieger; Lima, 2008).

3.4 SISTEMAS ALAGADOS NATURAIS E CONSTRUÍDOS

Áreas úmidas naturais, conforme definido pela Convenção Ramsar (1971), incluem lagos, rios, águas subterrâneas, pântanos, campos úmidos, oásis, manguezais, estuários, deltas e zonas costeiras. Essas áreas possuem características próprias, que variam de acordo com a vegetação predominante e a composição de suas águas, sendo frequentemente dominadas por macrófitas, plantas capazes de extrair poluentes da água por meio de suas raízes, desempenhando papel fundamental na manutenção da qualidade ambiental (Brasil, 2004).

A observação do funcionamento desses ambientes naturais, capazes de realizar processos de autodepuração e retenção de nutrientes, serviu de inspiração para o desenvolvimento de sistemas artificiais conhecidos como SACs. Embora registros históricos indiquem que civilizações antigas, como os astecas, já utilizassem sistemas semelhantes, os primeiros estudos científicos sobre SACs remontam à década de 1950, conduzidos pela bióloga alemã Käthe Seidel no Instituto Max Planck, com o objetivo de remover carga orgânica e nutrientes de águas residuárias e esgotos domésticos (Campbell; Ogden, 1999; Kadlec; Knight, 1996).

A partir da década de 1980, a pesquisa sobre SACs se intensificou, possibilitando o desenvolvimento de diferentes configurações, com variações em forma, arranjo, tempo de detenção hidráulica (TDH), tipos de substrato e espécies vegetais, sempre inspiradas na dinâmica de ecossistemas naturais e voltadas à remoção de carga orgânica e nutrientes (Kadlec; Knight, 1996). Na década de 1990, observou-se a expansão da aplicação desses sistemas para diversos tipos de águas residuárias (Sauer; Kimber, 2001).

As *wetlands* naturais desempenham funções essenciais para a estabilidade dos ecossistemas e, por isso, são frequentemente comparadas aos “rins do planeta”, devido à sua notável capacidade de filtrar e reter diferentes contaminantes, impedindo que cheguem a corpos d’água subterrâneos, nascentes e ambientes marinhos. Contudo, grande parte dessas áreas foi

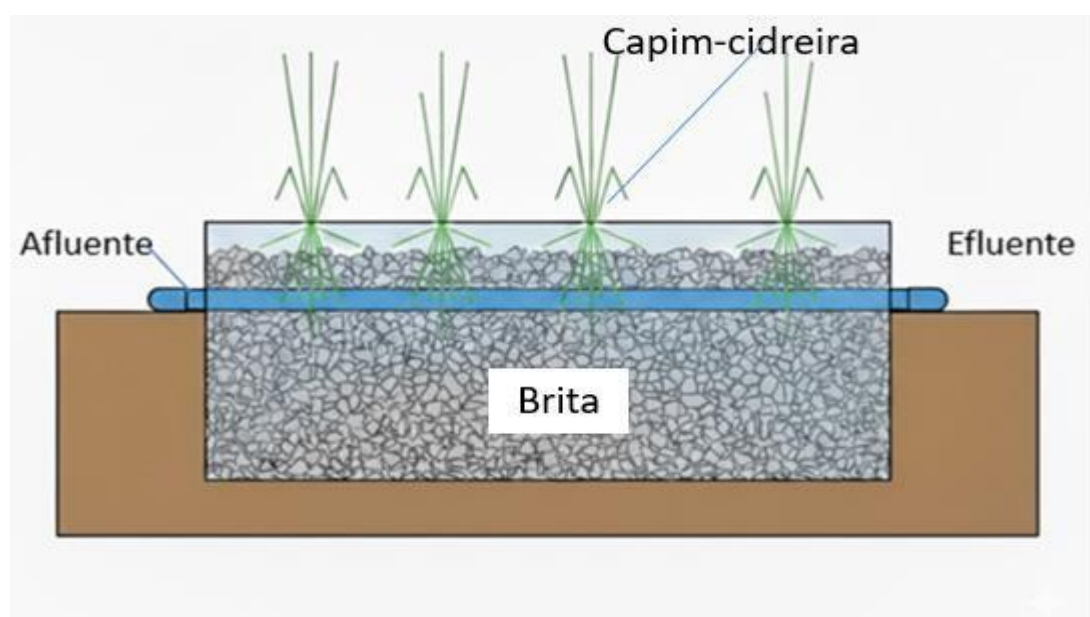
perdida ao longo do século XX, em razão do intenso processo de drenagem e dos períodos de seca associados às mudanças climáticas (Silva *et al.*, 2022).

No Brasil, o pioneirismo no uso de SACs é atribuído a Enéas Salati, com a construção de um lago artificial próximo ao córrego altamente poluído Rio Piracicamirim, em Piracicaba/SP (Salati; Rodrigues, 1982). No início do século XXI, o uso dos SACs se popularizou em todo o país, especialmente em estudos realizados na região amazônica, consolidando o conhecimento sobre sua eficácia (Salati *et al.*, 2009). Desde então, diferentes tipos de águas residuárias têm sido avaliados em variados arranjos de substratos e espécies de macrófitas (Sezerino *et al.*, 2015).

No Brasil, os estados de Santa Catarina, São Paulo e Minas Gerais apresentam maior avanço no uso de *wetlands* construídas, sobretudo no tratamento de efluentes domésticos. Apesar disso, a aplicação dessas tecnologias para o tratamento de efluentes industriais em grande escala ainda enfrenta desafios e demanda maior desenvolvimento (Silva *et al.*, 2022).

Segundo Toniato (2005), unidades que reproduzem características de áreas alagadas recebem diferentes denominações em português, como “Sistemas Alagados Construídos”, “leitos cultivados” e “zonas de raízes”. Internacionalmente, são conhecidas como *constructed wetlands*. Esses sistemas (Figura 1) funcionam como filtros, retendo sólidos e nutrientes e removendo matéria orgânica e excesso de nutrientes que poderiam ser prejudiciais aos corpos hídricos receptores (Palermo, 2015).

Figura 1 - Esquema de SAC



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Segundo Von Sperling (2014), os *wetlands* são sistemas de filtragem que utilizam macrófitas aquáticas estabelecidas em um meio poroso, por onde o efluente escoar. Esse meio, geralmente impermeabilizado com argila ou geomembrana, oferece suporte às plantas, que podem estar enraizadas diretamente no solo alagado ou fixadas em um leito composto por brita e areia, o que garante sua sustentação e o adequado desenvolvimento do sistema.

Os SACs utilizam de forma integrada os processos biológicos realizados por plantas e microrganismos, além de mecanismos físicos e químicos, para o tratamento de águas residuárias, retendo-as por um período determinado no substrato (Von Sperling, 2014). Dessa forma, esses sistemas oferecem condições propícias para a criação de um tratamento completo e integrado (Silvestre, 2002).

Os SACs representam uma solução eficiente e sustentável para o tratamento de ARL, caracterizados por elevadas cargas de matéria orgânica e nutrientes. A eficiência desses sistemas depende da integração de mecanismos físicos, químicos e biológicos, destacando-se processos de filtração, adsorção, degradação biológica e remoção de nutrientes (Figura 2) (Matos *et al.*, 2012).

Figura 2 - Processos envolvidos nos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A filtração constitui a etapa inicial e essencial do sistema. Ao ser introduzida no SAC, a AR percorre um leito de substrato formado por camadas de areia, cascalho e brita, que funcionam como barreiras físicas, retendo partículas sólidas como resíduos alimentares, óleos e gorduras, além de sólidos em suspensão. Esse processo contribui para a clarificação da água e protege a biota aquática, favorecendo o desempenho das etapas subsequentes (Cardoso *et al.*, 2015).

Em seguida, ocorre a adsorção, processo no qual os poluentes aderem às superfícies do substrato e às raízes das plantas aquáticas. A estrutura rugosa e porosa do substrato aumenta a área de contato, permitindo a fixação de contaminantes, incluindo compostos orgânicos e metais

pesados. As raízes das plantas ampliam ainda mais a superfície disponível, potencializando a eficiência deste mecanismo (Mendonça *et al.*, 2012).

A degradação biológica é promovida por microrganismos presentes no substrato e associados às raízes, incluindo bactérias e fungos. Esses organismos utilizam a matéria orgânica como fonte de energia, transformando compostos complexos em substâncias mais simples e menos impactantes. Essa etapa é importante para a redução da carga poluente e para a purificação efetiva da água (Marcelino e Morais, 2022).

Os SACs promovem a remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, frequentemente presentes em elevadas concentrações em determinados tipos de AR. A remoção de nitrogênio ocorre predominantemente pelos processos de nitrificação e desnitrificação, além da absorção pelas plantas. Durante a nitrificação, bactérias aeróbias convertem o amônio em nitrito e, posteriormente, em nitrato. Na etapa de desnitrificação, bactérias anaeróbias reduzem o nitrato a nitrogênio gasoso, liberado para a atmosfera. Esses processos são fundamentais para prevenir a eutrofização de corpos hídricos receptores, evitando o crescimento excessivo de algas e a degradação da qualidade da água (Almeida *et al.*, 2020).

Os SACs têm capacidade para remoção de vários poluentes. O Quadro 1 apresenta um resumo dos constituintes e mecanismos de remoção.

Quadro 1 - Constituintes e mecanismos de remoção dos SACs

Sólidos Totais e Sólidos Suspensos	Sedimentação e filtração
Metais	Complexação, precipitação, utilização pelas plantas, oxirredução bioquímica, sedimentação e filtração
Patógenos	Predação, morte natural, irradiação UV e excreção de substâncias antimicrobianas pelas raízes das plantas
Fósforo	Adsorção, utilização pelas plantas e troca de cátions
Nitrogênio	Utilização pelas plantas, volatilização de amônia, amonificação, nitrificação e desnitrificação
Material orgânico solúvel	Degradação aeróbia e anaeróbia

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Kadlec e Wallace (2009) propõem uma classificação dos SACs baseada no regime hidráulico, distinguindo sistemas de escoamento superficial e subsuperficial. Os sistemas subsuperficiais podem apresentar escoamento horizontal ou vertical, uma classificação amplamente utilizada, pois influencia diretamente a eficiência na remoção de poluentes e a dinâmica do transporte hidráulico (U.S.EPA, 2000). Dessa forma, os SACS podem ser agrupados em três categorias principais: escoamento horizontal (SAC-EH), escoamento vertical

(SAC-EV) e híbridos (SAC-H), que combinam ambas as modalidades (Figura 3). No presente estudo, a investigação foi conduzida utilizando exclusivamente Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).

Figura 3 - Classificação dos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Fatores como tempo de detenção hidráulico (TDH), carga orgânica (CO) e de nutrientes, características construtivas do sistema, direção do escoamento e manejo da vegetação influenciam a eficiência dos SACs (Matos, 2015). Embora a absorção de nutrientes pelas macrófitas seja limitada, é fundamental que a carga aplicada ao sistema se mantenha dentro dos limites que as plantas conseguem assimilar.

Dessa forma, obtêm-se maiores eficiências de remoção, evitando a sobrecarga do sistema e o acúmulo de nutrientes no meio. Para alcançar esse equilíbrio, os sistemas de escoamento horizontal e subsuperficial geralmente requerem maior área superficial, o que favorece a absorção de nitrogênio, fósforo e outros nutrientes. O emprego de SACs tem se expandido globalmente, principalmente em instalações de pequeno porte, devido à sua eficiência na redução de contaminantes e à necessidade crescente de soluções sustentáveis e de baixo custo (Matos *et al.*, 2012).

3.4.1 Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical

Nos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical (SAC-EV), a AR pode

atravessar o leito filtrante de forma descendente ou ascendente. No modelo descendente, a AR é introduzida pela superfície e desloca-se por gravidade até a base do sistema; no modelo ascendente, a água entra pela parte inferior e é coletada na superfície. A distribuição uniforme do afluente ao longo da área de entrada permite maior aproveitamento do volume disponível, reduzindo a área necessária para implantação do sistema (Platzer; Cardia, 2007).

Uma característica essencial dos SACs-EV é o regime de alimentação intermitente, que proporciona aeração suficiente para manter condições predominantemente aeróbias, favorecendo a degradação da matéria orgânica e a oxidação do amônio, processos fundamentais para a nitrificação (Vymazal, 2005).

Esses sistemas são compostos por dois estágios em sequência. O primeiro estágio recebe a AR bruta após o gradeamento, removendo principalmente sólidos em suspensão e matéria orgânica e promovendo parte da nitrificação do nitrogênio amoniacal. A AR segue para o segundo estágio, que realiza o refinamento do processo, aumentando a remoção de sólidos e matéria orgânica remanescentes e intensificando a nitrificação (Philippi; Sezerino, 2004).

A eficiência dos SACs-EV está fortemente associada ao tipo de material do leito filtrante e à área superficial disponível. O substrato deve ser permeável, favorecendo o contato entre a AR e a biomassa aderida, além de permitir aeração adequada para o desenvolvimento dos processos biológicos essenciais ao tratamento (Cooper, 2005).

3.4.2 Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Superficial

Os Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Superficial (SAC-FS), ou de lâmina livre, caracterizam-se pelo escoamento da água sobre a superfície do leito, com altura de lâmina geralmente inferior a 0,4 m, atravessando vegetação composta por macrófitas aquáticas emergentes, flutuantes ou submersas. Esse arranjo proporciona elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, graças ao maior TDH, que aumenta o contato entre a água residuária e os organismos presentes no sistema (U.S.EPA, 2000).

Apesar dessa eficácia, os SAC-FS apresentam limitações, como a proliferação de mosquitos e a geração de odores, fatores que tornam os sistemas de escoamento subsuperficial mais utilizados em diversas aplicações (Knight; Wallace, 2004). Conforme o manual da PROSAB (2009), os SAC-FS são especialmente indicados como unidades de polimento, promovendo a remoção adicional de nutrientes e contribuindo para a melhoria da qualidade da água antes de seu lançamento em corpos hídricos receptores.

3.4.3 Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Subsuperficial

Os SACs de horizontal de fluxo subsuperficial (SACs-EHSS) se destacam pela elevada capacidade de remoção de contaminantes por unidade de área quando comparados ao sistema superficial. Essa eficiência superior está relacionada ao substrato utilizado, que proporciona uma ampla área específica para o desenvolvimento de biofilmes bacterianos. Esses biofilmes intensificam os processos de filtração e degradação biológica, resultando em um tratamento mais eficiente e que requer menor ocupação de espaço (U.S.EPA, 2000).

Os SACs-EHSS são, estruturalmente, módulos escavados ou construídos sob o solo, com fundo e laterais impermeabilizados. O interior é preenchido por materiais filtrantes cujas propriedades físicas, como granulometria, uniformidade e porosidade, favorecem o escoamento do efluente. A tubulação de entrada e saída é disposta em extremidades opostas, permitindo o fluxo horizontal da água residuária ao longo do leito, o qual possui leve declividade para facilitar o movimento do líquido. Sobre esse meio filtrante são cultivadas macrófitas emergentes, que integram o processo de tratamento (Sezerino; Pelissari, 2021).

No interior desses módulos predomina um ambiente predominantemente anaeróbio, propício ao desenvolvimento de comunidades bacterianas heterotróficas, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e pela consequente redução da demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$). Como o sistema funciona essencialmente como um filtro, há significativa remoção de sólidos suspensos. Além disso, parte do nitrogênio amoniacal é absorvida pelas macrófitas, que devem ser manejadas de acordo com o ciclo de crescimento da espécie, o que inclui o corte periódico da parte aérea e o controle de plantas invasoras (Sezerino; Pelissari, 2021).

Diferentemente dos sistemas de escoamento superficial, que mantêm uma lâmina d'água exposta, os SACs de fluxo subsuperficial (SAC-FSS) promovem a passagem do efluente através de um meio filtrante poroso. Esse meio, geralmente plantado com macrófitas emergentes, atua simultaneamente como suporte físico e componente ativo no tratamento. As plantas contribuem com a oxigenação do sistema, favorecem a degradação microbiana e ajudam a manter a estabilidade estrutural do substrato, o que potencializa a purificação da água durante seu percurso pelo leito (Hoffmann *et al.*, 2011).

Entre as vantagens adicionais desse tipo de sistema, destaca-se o fato de impedir a proliferação de mosquitos e o contato direto de pessoas e animais com a água residuária. Em razão de sua eficiência, baixo custo e simplicidade operacional, os SAC-FSS vêm sendo amplamente empregados como etapa de tratamento secundário em pequenas comunidades de

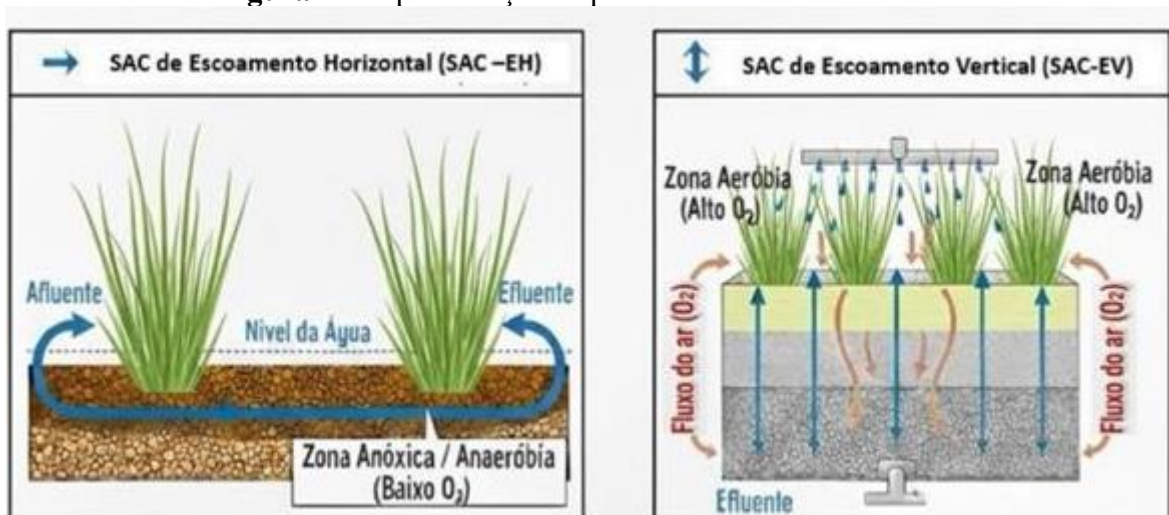
diversos países, como Estados Unidos, Austrália, África do Sul e nações europeias (Knight; Wallace, 2004).

3.4.4 Sistemas Alagados Construídos Híbridos

Além das configurações convencionais, é possível combinar diferentes tipos de SACs originando os Sistemas Alagados Construídos Híbridos (SAC-H). Essa integração tem como objetivo potencializar as vantagens de cada arranjo individual, compensando suas limitações operacionais. Um exemplo é a associação de SACs-EV, que favorecem a remoção de DBO e a nitrificação em razão das condições aeróbias predominantes, com SACs-EHSS, que promovem a desnitrificação em ambiente anóxico, resultando em maior remoção de nitrogênio total (Cooper *et al.*, 1999).

Outra estratégia consiste na inversão da sequência operacional, utilizando inicialmente o SAC-EH para reduzir a carga orgânica e, em seguida, o SAC-EV, assegurando a disponibilidade de oxigênio necessária para a nitrificação (Philippi; Sezerino, 2004). Diversos estudos indicam que a combinação de diferentes configurações aumenta a flexibilidade operacional do sistema e possibilita a obtenção de AR com qualidade superior (Gómez *et al.*, 2001) (Figura 4).

Figura 4 - Representação esquemática dos SACs-EH e SACs-EV



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

3.5 COMPONENTES DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

3.5.1 Meio filtrante

O substrato utilizado nos SACs desempenha papel essencial na filtração da água residuária, servindo de suporte para o desenvolvimento das raízes das macrófitas e contribuindo para a manutenção das condições hidráulicas adequadas do sistema. A escolha do substrato deve levar em conta as características da AR e o regime hidráulico adotado, pois diferentes materiais filtrantes influenciam diretamente tanto a dinâmica do fluxo quanto a eficiência do tratamento. Entre os materiais mais utilizados estão areias, solos naturais, pedras, cascalhos, cinzas, pneus picados e fibra de coco, frequentemente combinados para otimizar a granulometria e a porosidade do leito (Giz, 2023).

A porosidade drenável do substrato, determinada pelo tipo e pela granulometria do material, está diretamente relacionada à condutividade hidráulica em meio saturado (K_s), influenciando o comportamento da AR até o início do processo de colmatção. Dessa maneira, as características do material selecionado impactam não apenas a eficiência do tratamento, mas também a vida útil do sistema (Toniato, 2005).

Durante a operação, o acúmulo de sólidos no meio filtrante provoca redução gradual da porosidade drenável. Inicialmente, essa maturação do leito pode favorecer a remoção de poluentes, tornando o escoamento mais restritivo e aumentando o contato entre a água residuária e a biomassa. Entretanto, o avanço da obstrução leva à diminuição da condutividade hidráulica, criando caminhos preferenciais ou zonas estagnadas, comprometendo a uniformidade do tratamento. Em casos de colmatção avançada, o fluxo subsuperficial pode se converter em superficial, favorecendo a liberação de odores e a proliferação de insetos, como moscas. Nos SACs de escoamento horizontal subsuperficial, essa condição resulta em redução do TDH e da eficiência dos processos físicos, químicos e biológicos (Matos, 2015; Fu *et al.*, 2013; Rousseau, 2005).

Os principais mecanismos de colmatção incluem deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície do leito, formação de precipitados químicos, acúmulo de biofilme e desenvolvimento de raízes e rizomas das plantas dentro do substrato (Paoli; Von Sperling, 2013). Pesquisas também indicam que parte dos sólidos inorgânicos associados à colmatção apresenta composição semelhante à do substrato, sugerindo desgaste físico ou ataque químico por ácidos, como sulfúrico e sulfídrico, produzidos na degradação da matéria orgânica. Nessa perspectiva, o uso de materiais de baixa qualidade na constituição do leito pode acelerar o processo de colmatção (Pedescoll *et al.*, 2011).

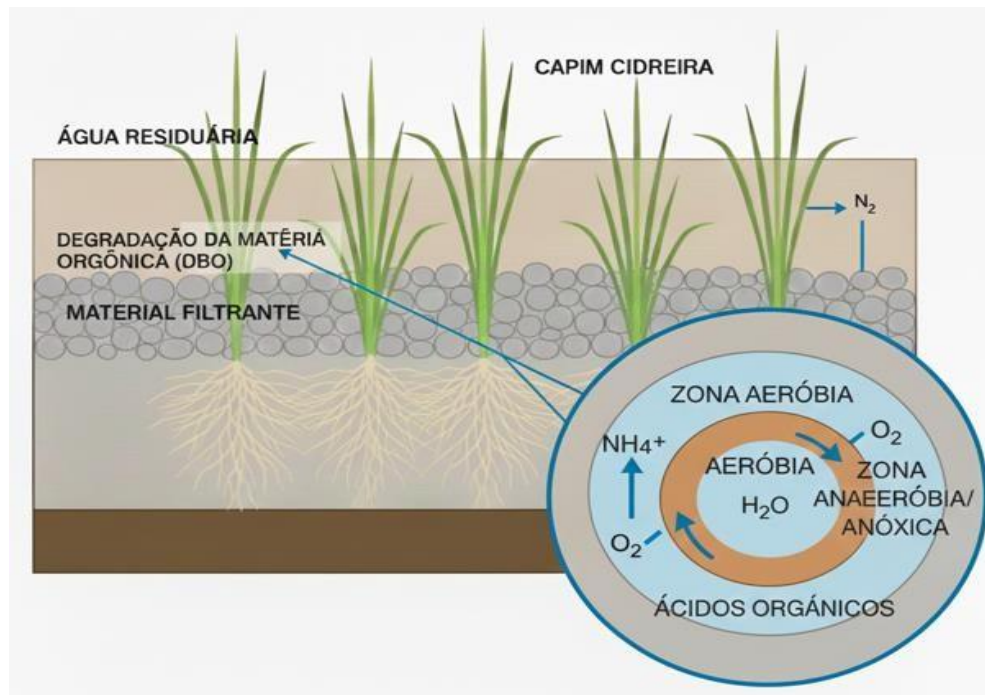
3.5.2 Microrganismos

No processo de remoção de poluentes em SACs, os microrganismos presentes nas águas residuárias aderem à rizosfera e ao meio filtrante, formando um biofilme. A rizosfera corresponde à região de interação entre o solo e as raízes das plantas, caracterizando-se por uma densidade microbiana significativamente superior à do solo livre. Além disso, a composição microbiana nessa região difere daquela encontrada em solos não influenciados pelas raízes (Pelissari, 2013).

O biofilme é constituído por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários, algas e fungos, desenvolvendo-se na rizosfera, nas raízes e no substrato do sistema. Esse conjunto microbiano atua na degradação da matéria orgânica e na sua conversão em sais inorgânicos, disponibilizando nutrientes essenciais ao crescimento das macrófitas (Marques, 1999). Dentre esses microrganismos, as bactérias se destacam por sua participação nos processos de nitrificação, desnitrificação e oxidação de compostos carbonáceos, contribuindo diretamente para a remoção de poluentes (Philippi; Sezerino, 2004).

Os SACs oferecem ampla diversidade de micro-habitats, favorecendo o desenvolvimento microbiano e tornando esses sistemas altamente heterogêneos quando comparados a outros processos biológicos de tratamento (Decamp *et al.*, 2001). O biofilme (Figura 5), formado pela adesão de microrganismos e produtos extracelulares sobre o meio suporte, apresenta estrutura volumosa e heterogênea, com composição média de $91 \pm 5\%$ de água, $2,5 \pm 0,5\%$ de matéria volátil e $6,7 \pm 4,8\%$ de matéria não volátil (Philippi *et al.*, 1999).

Figura 5 - Esquema ilustrativo do funcionamento de um SAC



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

À medida que o biofilme se espessa, o oxigênio é consumido nas camadas mais externas, criando zonas predominantemente anaeróbias próximas à superfície do substrato. Com o crescimento contínuo, a matéria orgânica é degradada antes de alcançar as camadas mais profundas, levando os microrganismos internos à fase endógena de crescimento e à perda de adesão. O fluxo da água promove, então, a remoção parcial da biomassa, permitindo a formação de novas camadas microbianas, processo diretamente influenciado pelo carregamento hidráulico e pela velocidade de percolação da água (Olijnyk, 2008).

3.5.3 Vegetação

As plantas utilizadas em SACs devem apresentar resistência a ambientes úmidos, principalmente os de escoamento horizontal, uma vez que os leitos permanecem continuamente saturados com AR. Adaptadas a essas condições, essas espécies são capazes de extrair macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento e de transferir oxigênio para o substrato, formando microambientes aeróbios ao redor das raízes. Além disso, favorecem a formação de biofilmes ativos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, pela purificação da água (Kadlec; Wallace, 2009).

A presença de vegetação nos SACs também contribui para a distribuição uniforme do

fluxo e para a redução da velocidade do escoamento, criando condições propícias à sedimentação de sólidos suspensos. Para manter elevada produtividade e garantir eficiência na remoção de nutrientes, é essencial realizar um manejo adequado das plantas, incluindo colheitas regulares de biomassa (Kadlec; Wallace, 2009).

Segundo Brix (1997), as plantas exercem diversas funções essenciais nos SACs, como estabilizar a superfície do filtro, favorecer os processos físicos e de filtração, aerar a rizosfera, criar espaços para a fixação de microrganismos nas raízes e incorporar nutrientes para o próprio crescimento, o que pode resultar em remoção adicional de poluentes, além de contribuir para a valorização estética da paisagem. Embora exista uma ampla variedade de espécies adaptadas ao desenvolvimento em SACs, as mais estudadas e utilizadas são as macrófitas emergentes. Contudo, nem todas apresentam características adequadas para o cultivo nesse tipo de sistema.

De acordo com Calheiros *et al.* (2012), a seleção das plantas deve considerar fatores como adaptabilidade ao clima local, resistência aos poluentes-alvo, capacidade de crescimento rápido e eficiência na remoção de poluentes, seja por assimilação direta ou por armazenamento. Além de suas funções ambientais, algumas espécies de interesse comercial podem ser exploradas economicamente, com aproveitamento da biomassa produzida em SACs para alimentação humana ou animal, geração de energia ou uso ornamental (Abrahão, 2006).

Nos SACs-EHSS, os baixos níveis de oxigênio dissolvido favorecem espécies vegetais tolerantes a condições anóxicas ou anaeróbias (Beccato, 2004). Plantas sem essas adaptações apresentam crescimento comprometido e podem ser eliminadas do sistema. Algumas espécies desenvolvem aerênquimas, espaços intercelulares que permitem o transporte de oxigênio até as raízes, como ocorre em *Typha spp.*, *Phragmites spp.*, *Juncus ingens* e *Salvinia molesta*. Entretanto, a biomassa dessas macrófitas possui baixo valor econômico, sendo utilizada principalmente na produção de artesanato (Matos *et al.*, 2010).

As macrófitas aquáticas constituem um grupo diversificado de plantas que ocupam desde brejos até ambientes totalmente submersos, englobando angiospermas, samambaias, musgos, briófitas e algumas macroalgas de água doce (Freedman; Lacoul, 2006). Apresentam diferentes mecanismos de adaptação que permitem seu desenvolvimento em margens, zonas rasas de rios, lagos, reservatórios, fitotelmos e áreas costeiras, tanto em ambientes de água doce quanto salobra ou salgada (Bento *et al.*, 2007). Essas plantas exercem papel fundamental como produtoras primárias, juntamente com as algas, compondo a base dos ecossistemas aquáticos.

A diversidade de ambientes alagados favorece uma grande variedade de espécies, com estimativas superiores a cinco mil plantas adaptadas a esses ecossistemas (Hammer, 1989). As

macrófitas de água doce apresentam ampla variação morfológica, indo desde espécies microscópicas, como *Wolffia* spp., até árvores, como o cipreste (*Taxodium* spp.), que podem atingir cerca de 50 metros de altura (APHA, 1992).

Do ponto de vista econômico e social, essas plantas podem ser aproveitadas na alimentação humana e animal, na fertilização de solos, na piscicultura, na produção artesanal, na construção civil e na decoração de ambientes aquáticos (Barko, 1991). Algumas espécies ainda hospedam organismos fixadores de nitrogênio, como certas algas e bactérias (Roelofs, 1991).

O transporte de oxigênio pelas plantas ocorre do ar para as raízes por meio de tecidos vasculares; entretanto, a maior parte desse oxigênio é consumida na respiração das raízes e rizomas, sendo pouco significativa para a oxigenação do sistema como um todo (Vymazal, 2005).

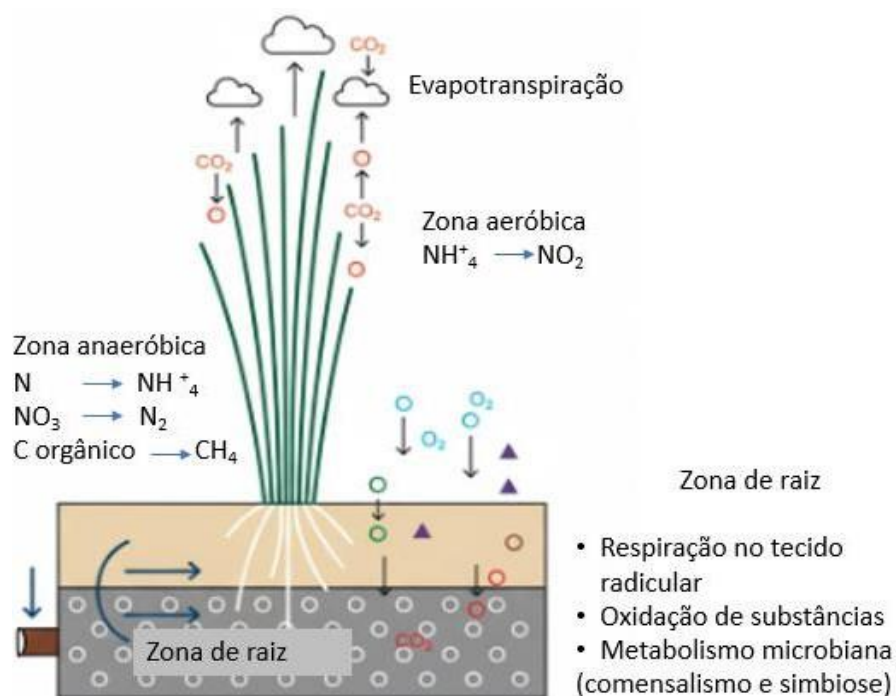
A literatura científica demonstra que os sistemas de *wetlands* construídas possuem grande potencial para remover poluentes, alcançando, em muitos casos, eficiências superiores a 90% em tratamentos de efluentes têxteis e de laticínios. No contexto brasileiro, destacam-se as famílias vegetais *Typhaceae* e *Poaceae*, especialmente as espécies *Typha* spp. e *Cynodon* spp., amplamente utilizadas nesses sistemas (Silva *et al.*, 2022).

A investigação de espécies não típicas de áreas alagadas, mas com capacidade de adaptação aos SACs e potencial de aproveitamento econômico, tem se mostrado relevante. Espécies da família *Poaceae*, como o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), o capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum), o azevém (*Lolium multiflorum* Lam), a aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb), o capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*), o capim-amarelo (*Phalaris arundinacea*), o capim-colchão (*Digitaria* spp.) e o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), foram testadas em SACs para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, incluindo as de laticínios (Matos *et al.*, 2010).

No caso de AR salinas, a seleção das plantas deve ser ainda mais criteriosa. Para desempenharem adequadamente seu papel no tratamento, as espécies escolhidas devem ser tolerantes ao sal, ou halófitas, capazes de sobreviver e desenvolver-se em ambientes com elevada salinidade (Calheiros *et al.*, 2012).

Em síntese, as plantas aquáticas mantêm a permeabilidade do substrato (Figura 6), absorvem nutrientes e são fundamentais para o funcionamento eficiente dos SACs (*Wetlands Construídos LTDA.*, 2020).

Figura 6 - Esquema ilustrativo dos processos físicos, químicos e biológicos na zona de raiz dos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

3.6 A *CYMBOPOGON CITRATUS* (DC.) STAPF

A espécie *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf, pertencente à família Poaceae, é originária da Índia e encontra-se aclimatada no Brasil. Popularmente conhecida como erva-cidreira, capim-limão ou capim-santo, é cultivada em diversos países de regiões tropicais. A planta desenvolve-se preferencialmente a pleno sol, adaptando-se a diferentes tipos de solo, desde que sejam férteis. Trata-se de uma espécie herbácea, caracterizada por folhas longas, estreitas, ásperas e aromáticas, com nervura central pronunciada. As flores, pouco visíveis, agrupam-se em panículas compostas por pequenas espigas de coloração escura (Brito *et al.*, 2011). Além disso, suas folhas são lanceoladas, estreitas e cortantes, liberando um aroma cítrico semelhante ao limão, característica associada à presença de óleos essenciais ricos em citral (Santos, 2021).

O capim-cidreira (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf) (Figura 7) apresenta boa adaptabilidade a condições variadas de clima e solo, preferindo ambientes quentes e úmidos, com precipitação bem distribuída e temperaturas médias elevadas. Entretanto, não tolera regiões frias ou sujeitas a geadas (Oliveira *et al.*, 2019).

Figura 7 - Mudas de capim-cidreira (*Cymbopogon citratus*) utilizadas nos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A planta forma touceiras densas que podem ultrapassar 1,5 metro de altura e possui rizomas curtos (Figura 8), o que favorece sua multiplicação vegetativa e o estabelecimento rápido em diferentes ambientes (Santos, 2021).

Figura 8 - Sistema radicular de uma muda de capim-cidreira (*Cymbopogon citratus*)



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

O cultivo do capim-cidreira é recomendado em áreas com alta incidência de luz solar direta e solos bem drenados, leves, férteis e ricos em matéria orgânica. A multiplicação ocorre por divisão de touceiras ou mudas com raízes, e o espaçamento entre plantas deve variar entre 40 e 100 cm. A planta apresenta coloração predominantemente verde e ramos finos nas

extremidades (Carr, 2006).

O óleo essencial de *C. citratus* contém uma ampla variedade de metabólitos secundários, incluindo fenóis, terpenos, álcoois, cetonas, ésteres e aldeídos, além de compostos como geraniol e citral, que conferem propriedades calmantes, espasmolíticas, antimicrobianas e inseticidas (Aluyor; Oboh, 2014; Shah *et al.*, 2011; Santos, 2021). O capim-cidreira é amplamente utilizado em infusões de folhas frescas ou secas, bem como na extração de seu óleo essencial, reconhecido por suas ações analgésicas, bactericidas, antifúngicas e antimutagênicas (Brito *et al.*, 2011).

Estudos fitoquímicos indicam que seus compostos antioxidantes são capazes de neutralizar ânions superóxido e radicais hidroxila, sugerindo potencial de proteção contra espécies reativas associadas a doenças inflamatórias e degenerativas (Roriz *et al.*, 2014). Os princípios ativos da planta, substâncias químicas naturalmente produzidas, exercem funções farmacológicas cuja síntese depende da luz e dos nutrientes absorvidos pelo solo (Garlet, 2019).

Estudos recentes vêm explorando o desempenho do capim-cidreira em SACs para o tratamento de efluentes domésticos e de alta carga orgânica. De Rozari *et al.* (2021) avaliaram sistemas de fluxo vertical plantados com *C. citratus*, utilizando mídia composta por areia e pedra-pomes para tratamento de efluente doméstico. Os autores observaram eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (93,7–97,3 %), demanda química de oxigênio (52–83 %), fosfato (81–88 %) e coliformes termotolerantes (92–97 %), demonstrando o potencial da espécie na melhoria da qualidade do efluente tratado.

Resultados semelhantes foram relatados por Greenway *et al.* (2022), que investigaram o crescimento e a capacidade de acúmulo de nutrientes de *C. citratus* em SACs submetidos a efluentes de alta carga orgânica. A planta acumulou 18 mg g⁻¹ de N e 2,2 mg g⁻¹ de P nas folhas e 9,5 mg g⁻¹ de N e 2,0 mg g⁻¹ de P nas raízes, confirmando sua contribuição para a remoção de nutrientes. Embora a absorção direta pelas plantas represente parcela limitada da remoção total (~8 % do N e ~5 % do P), os autores destacam que a rizosfera de *C. citratus* estimula a atividade microbiana e promove condições adequadas de oxigenação no substrato, favorecendo a eficiência global do sistema.

Em outro estudo, Da Cruz *et al.* (2023) investigaram o crescimento de *C. citratus* inoculada com bactérias promotoras de crescimento em solos contaminados por chumbo, observando alta tolerância ao metal e manutenção da produção de biomassa. Tal resultado evidencia a robustez da espécie frente a estresses químicos, característica desejável para uso em águas residuárias com variabilidade de carga ou presença de compostos tóxicos. Essas evidências indicam que o capim-cidreira apresenta desenvolvimento rápido, alta capacidade de adaptação, eficiência na remoção de sólidos e nutrientes e resiliência a condições ambientais adversas, o que

o torna uma alternativa viável para vegetação de SACs em regiões tropicais.

Entretanto, até o presente momento, não foram encontrados estudos publicados que utilizem *Cymbopogon citratus* especificamente no tratamento de ARL. A literatura disponível concentra-se em efluentes domésticos e sanitários, o que evidencia uma lacuna científica e reforça a originalidade e a relevância do presente estudo, voltado à avaliação da espécie em efluentes caracterizados por alta carga orgânica, gordura e nutrientes, típicos das atividades de beneficiamento do leite.

Assim, a escolha do capim-cidreira neste trabalho justifica-se não apenas pela sua adaptação a condições tropicais e elevada produtividade de biomassa, mas também por seu potencial de remoção de poluentes e resistência a cargas elevadas, aliando simplicidade de manejo e possibilidade de aproveitamento da biomassa residual.

3.7 DIMENSIONAMENTO DOS SACs

O dimensionamento de Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) exige uma abordagem integrada, considerando simultaneamente os aspectos hidráulicos, geométricos, cinéticos e ecológicos que influenciam o desempenho do sistema. Esses *wetlands* dependem da interação entre o meio filtrante, a vegetação, a microbiota e o regime de fluxo, de modo que cada etapa do dimensionamento deve assegurar condições adequadas para a remoção de poluentes (Mendonça, 2011; Matos e Matos, 2017).

A etapa inicial envolve a definição da área da seção transversal do leito, calculada a partir da Lei de Darcy. Essa área precisa ser suficiente para manter o fluxo subsuperficial e evitar escoamento superficial. A relação utilizada é dada pela Equação 1 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 1} \quad At = \frac{Q}{(Ks \times S)}$$

Em que:

- At : área da seção transversal (m^2),
- Ks : condutividade hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$),
- S : declividade ($m \cdot m^{-1}$) e
- Q : vazão aplicada ($m^3 \cdot d^{-1}$).

A partir dessa área, a profundidade é definida conforme o desenvolvimento radicular da vegetação utilizada. Para *Cymbopogon citratus*, essa profundidade deve permitir estabilidade estrutural e bom crescimento radicular. Em seguida, determina-se a largura do leito, por meio da Equação 2 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 2} \quad L = \frac{At}{\text{profundidade}}$$

Em que:

- *L*: largura (m),
- *At*: área da seção transversal (m²) e
- *Profundidade*: profundidade do leito (m).

Essa largura é fundamental para garantir distribuição uniforme da vazão, evitar fluxos preferenciais e minimizar o risco de transbordamento, especialmente quando acompanhada de bordas livres entre 5 e 10 cm (Mendonça, 2011).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) corresponde ao período em que o efluente permanece no sistema e é estimado a partir do volume de vazios do leito, conforme a Equação 3 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 3} \quad TDH = \frac{Vv}{Q}$$

Em que:

- *TDH*: tempo de detenção hidráulica (dias)
- *Vv*: volume de vazios (m³)
- *Q*: vazão média (m³ dia⁻¹)

Embora Metcalf e Eddy (1991) recomendem TDH entre 4 e 15 dias em sistemas de fluxo horizontal, esses parâmetros são característicos de clima temperado. Em regiões tropicais, diversos estudos apontam TDH entre 1,7 e 3 dias como suficientes para garantir alta eficiência, devido à maior atividade microbológica em temperaturas elevadas (Abrahão, 2006).

Além do dimensionamento hidráulico, a previsão da eficiência de remoção pode ser descrita por modelos cinéticos. A cinética de primeira ordem, amplamente utilizada em sistemas biológicos, estabelece que a concentração final do poluente diminui exponencialmente com o tempo de detenção, conforme a Equação 4 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 4} \quad S = S_0 \times e^{-kt}$$

Em que:

- S : concentração final (mg L^{-1}),
- S_0 : concentração inicial (mg L^{-1}),
- K : constante de remoção de primeira ordem (d^{-1}) e
- t : tempo de detenção hidráulica (dias)

Para corrigir essa limitação, Kadlec e Knight (1996) propuseram o modelo $k-C^*$, que incorpora uma concentração residual assintótica C^* . A relação é apresentada na Equação 5 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 5} \quad S = C^* + (S_0 - C^*) \times e^{-kt}$$

Em que:

- S : concentração do parâmetro no tempo t ,
- S_0 : concentração inicial,
- C^* : concentração residual ou assintótica (mg L^{-1}), correspondente à fração recalcitrante,
- k : constante de taxa de remoção (d^{-1}) e
- t : tempo de detenção hidráulica (dias)

Apesar da utilidade dos modelos hidráulicos e cinéticos, o método mais robusto e amplamente recomendado para SAC-EHSS, especialmente em sistemas horizontais, é o dimensionamento por taxa de aplicação de carga orgânica. Nesse método, a área superficial necessária é definida a partir da carga orgânica aplicada ao sistema, segundo a relação expressa na Equação 6 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 6} \quad A_s = \frac{Q \cdot \text{DBO afluente}}{\text{Carga admissível}}$$

Em que:

- A_s : área superficial (m^2),
- Q : vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$),
- Carga admissível: taxa recomendada ($\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

As faixas de carga admissível variam conforme o clima e o tipo de substrato. Cooper *et al.* (1999) recomendam valores entre 20 e 60 g DBO·m⁻²·dia⁻¹ na Europa; Vymazal (2005) apresenta valores típicos entre 10 e 50 g DBO·m⁻²·dia⁻¹; a USEPA (1999) indica faixas entre 30 e 100 g DBO·m⁻²·dia⁻¹; enquanto Matos e Matos (2017) sugerem, para clima tropical, valores entre 70 e 133 kg DBO·ha⁻¹·dia⁻¹, podendo alcançar 400 a 500 kg DBO·ha⁻¹·dia⁻¹ em condições específicas de alta biodegradabilidade (Matos *et al.*, 2010). Cargas excessivas, porém, favorecem a colmatação, como observado por Sezerino *et al.* (2012), que relataram obstrução após três anos quando o sistema operou com 11 g SST·m⁻²·dia⁻¹. O comprimento hidráulico do leito pode ser estimado pela combinação entre condutividade, gradiente e tempo de detenção, conforme a Equação 7 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 7} \quad L = K_o \times i \times TDH$$

Em que:

- L : comprimento hidráulico ou percurso do fluxo no leito (m),
- K_o : condutividade hidráulica (m s⁻¹ ou m dia⁻¹),
- i : gradiente hidráulico (–) e
- TDH : tempo de detenção hidráulica (dias ou segundos, conforme unidade de K_o).

Essa relação assegura que o comprimento do leito seja compatível com o fluxo, evitando velocidades excessivas que possam romper o biofilme. Para prevenir esse problema, Marques (1999) recomenda limitar a velocidade de Darcy a cerca de 8,6 m·dia⁻¹.

Assim, o dimensionamento de SAC-EHSS exige equilíbrio entre condicionantes hidráulicos, capacidade biológica, prevenção de colmatação e estabilidade estrutural, sendo o método baseado em taxa de aplicação de carga orgânica um dos mais consistentes e confiáveis para sistemas horizontais, especialmente quando submetidos à elevada variabilidade de carga, como ocorre com efluentes da indústria de laticínios acrescidos de soro.

3.8 LEGISLAÇÃO VIGENTE NO BRASIL

O lançamento de AR em corpos hídricos no Brasil é regulamentado por normas que visam proteger a qualidade da água e prevenir impactos ambientais. Em nível federal, a Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa e altera a Resolução nº 357/2005, estabelecendo as condições, padrões e diretrizes para o lançamento de AR. Essa resolução define que o lançamento

direto em corpos receptores só é permitido quando a água residuária atende aos limites de concentração e às condições operacionais previstas, evitando a degradação do ambiente aquático (Brasil, 2011).

No estado de Minas Gerais, a legislação aplicável é a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 08/2022, que estabelece as condições, padrões e parâmetros para o lançamento de AR em corpos d'água e em sistemas públicos de esgotamento sanitário (Minas Gerais, 2022).

Os principais parâmetros de controle e seus respectivos valores máximos permitidos estão apresentados na Tabela 1, que sintetiza os padrões gerais de lançamento definidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022).

Tabela 1 - Condições para lançamento de efluente em MG conforme a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022

Condições de Lançamento	Limites
pH	5,0 a 9,0
Temperatura	Inferior a 40°C
Materiais Sedimentáveis	Até 1 ml/L ⁻¹ (teste de 1 h em cone <i>Imhoff</i>)
Óleos e graxas	Óleos minerais: até 20 mg/L
Materiais Flutuantes	Ausente
DBO	Até 60 mg/L ⁻¹ ou remoção mínima de 85% (média anual ≥ 90%) para outros sistemas
DQO	Até 180 mg/L ⁻¹ ou remoção mínima de 80% (média anual ≥ 85%) para outros sistemas
Substâncias Tensioativas	Até 2,0 mg/L ⁻¹ de LAS* (exceto para sistemas públicos de tratamento de esgotos)

Nota: *LAS – “Linear Alquilbenzeno Sulfonato” (*Linear Alkylbenzene Sulfonate*).

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Esses limites têm por objetivo assegurar que o lançamento de efluentes ocorra de forma ambientalmente compatível com a capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor (Minas Gerais, 2022).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO E CLIMA

O experimento foi implantado e conduzido nas dependências da Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais/Instituto de Laticínios Cândido Tostes (EPAMIG/ILCT), localizado no município de Juiz de Fora – MG, na Zona da Mata Mineira, a aproximadamente 21° 45' 00" de latitude sul e 43° 20' 00" de longitude oeste. O clima da região é tropical de altitude, com chuvas significativas no verão e período seco no inverno. A temperatura média anual varia entre 18 °C e 24 °C, com mínimas médias de 13 °C (INMET, 2025).

4.2 INFRAESTRUTURA EXPERIMENTAL E MONTAGEM DOS SACs

A infraestrutura experimental foi composta por três sistemas alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), a partir de bombonas de polietileno de alta densidade (PEAD) com volume de 200 L. Além das três unidades experimentais, foi construído um quarto leito auxiliar, com as mesmas dimensões e características estruturais dos demais sistemas, sendo mantido apenas com água limpa. Sua finalidade foi preservar mudas de *Cymbopogon citratus* de modo a garantir disponibilidade imediata de plantas para reposição ou replantio em caso de mortalidade ou necessidade de uniformização da vegetação nos SACs. Essa estratégia permitiu manter a densidade vegetal constante e assegurar que todas as unidades apresentassem condições de cobertura vegetal equivalentes ao longo do período experimental.

Os SAC-EHSS foram instalados em paralelo sobre uma base cimentada e nivelada, assegurando estabilidade e alinhamento entre as unidades. Cada sistema apresentou 0,91 m de comprimento, 0,50 m de largura e altura útil de 0,35 m, correspondente ao nível da lâmina d'água. Sobre este nível, manteve-se uma borda livre de aproximadamente 5 cm preenchida com brita, de modo a evitar o transbordamento e favorecer a distribuição uniforme do fluxo. O nível da água foi controlado por uma torneira instalada na saída, que permitia o ajuste fino e a drenagem do efluente tratado.

Essas dimensões resultaram em volume útil de 64,5 L e área superficial de 0,455 m² por unidade experimental. Blocos de concreto foram posicionados entre as bombonas para evitar deformações laterais (“barrigas”) (Figura 9).

Figura 9 - Blocos de contenção posicionados entre os SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Os SACs foram vegetados com capim-cidreira (*Cymbopogon citratus*) e operados em regime de fluxo horizontal subsuperficial, com tempo de ciclo de quatro dias. Em cada unidade foi instalada uma torneira de jardim com esfera metálica e bicos de $\frac{3}{4}'' \times \frac{1}{2}''$ na entrada, conectada à parte inferior da respectiva bombona de armazenamento, responsável pela alimentação, e outra na saída, para drenagem do efluente tratado. As torneiras foram ligadas a tubos de PVC de 25 mm de diâmetro, que permitiam o controle da vazão e o isolamento individual de cada sistema.

O meio suporte foi constituído por brita gnáissica n.º 0 ($D_{60} = 9,1$ mm; coeficiente de uniformidade, $C_u = D_{60}/D_{10} = 3,1$; volume inicial de vazios = $0,398 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), previamente peneirada e lavada. O material foi utilizado para o preenchimento dos leitos até 0,40 m de altura, mantendo uma borda livre de 0,10 m. A água residuária permaneceu armazenada em duas bombonas de 50 L associadas a cada unidade experimental.

O soro ácido utilizado na preparação da mistura foi previamente conduzido a uma caixa de gordura comercial de 20 L, marca Metasul, com o objetivo de remover a fração lipídica e, assim, reduzir o risco de colmatação do meio suporte dos SACs (Figura 10).

Figura 10 - Caixa de gordura utilizada para a separação da fração lipídica do soro ácido antes de sua aplicação no SAC



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

O efluente permaneceu nessa unidade por aproximadamente 2 h, tempo superior ao mínimo de retenção (30 a 60 min) recomendado para unidades de separação por gravidade destinadas à remoção de gorduras (Figura 11), conforme estabelecido pela ABNT NBR 8160:1999 e descrito em Metcalf e Eddy (2014). Após esse período, o soro foi utilizado na preparação da água residuária empregada nos ensaios.

Figura 11 - Soro ácido retido na caixa de gordura



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A alimentação dos leitos foi realizada por gravidade, até o preenchimento completo do volume útil, permanecendo o sistema em regime estático por 96 horas. Ao final de cada TC, a água residuária tratada foi coletada nas saídas dos SACs-EHSS, e o volume excedente foi direcionado à rede de drenagem do empreendimento.

4.3 PREPARO DA ÁGUA RESÍDUÁRIA E DETERMINAÇÃO DAS CARGAS APLICADAS

As águas residuárias utilizadas nos SAC-EHSS foram preparadas em laboratório a partir da mistura de soro ácido de queijo e água potável, visando reproduzir as características típicas da ARL. Essa etapa foi necessária devido à interrupção temporária das atividades produtivas no Núcleo Industrial da EPAMIG/ILCT durante o período experimental. O uso de águas residuárias simulada é amplamente relatado na literatura (Slavov, 2017; Von Sperling, 2014) por possibilitar controle das variáveis operacionais, reprodutibilidade dos ensaios e representatividade hidrodinâmica quando não há geração contínua de efluente real.

O preparo da mistura foi realizado diretamente nas bombonas de equalização de 50 L, mediante adição de volumes de soro e água previamente calculados por balanço de massa (equação de mistura), seguido de homogeneização manual. Os SACs (leitos) foram alimentados com 64,5 L de água residuária por ciclo, permanecendo o volume nos leitos durante quatro dias, sem nova alimentação. Ao final de cada ciclo, o efluente tratado era coletado e novo volume era preparado para o ciclo subsequente.

A carga orgânica aplicada foi calculada a partir da concentração média de $DBO_{5,20}$ do afluente e do volume alimentado, conforme a Equação 8 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 8} \quad \text{Carga orgânica} = \frac{C \times Q}{10^6 \times t}$$

Em que:

- C : concentração média de $DBO_{5,20}$ do afluente (mg L^{-1});
- Q : volume de água residuária aplicado por ciclo (L);
- t : duração do ciclo de operação (dias);
- 10^6 : fator de conversão de miligramas para quilogramas.

A taxa de carga orgânica superficial (TCO) foi obtida dividindo-se a carga orgânica diária pela área superficial de cada leito ($0,455 \text{ m}^2 = 0,0000455 \text{ ha}$), conforme a Equação 9 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 9} \quad TCOs = \frac{C \times Q}{10^6 \times A \times t}$$

Em que:

- *TCO*: taxa de carga orgânica superficial ($\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$);
- *A*: área superficial do leito (ha);
- *t*: duração do ciclo de operação (dias);
- 10^6 : fator de conversão de miligramas para quilogramas.

A taxa volumétrica de aplicação (TAV) foi calculada para representar a carga hidráulica aplicada sobre o leito, segundo a Equação 10 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 10} \quad TAV = \frac{Q}{A \times t}$$

Em que:

- *TAV*: taxa volumétrica de aplicação ($\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$);
- *Q*: volume aplicado (L);
- *A*: área superficial do leito (m^2);
- *t*: duração do ciclo (dias).

As concentrações médias de $\text{DBO}_{5,20}$, a composição e as taxas resultantes estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Concentrações médias de DBO_{5,20}, composição e taxas resultantes

Tratamento	DBO _{5,20} médias (mg L ⁻¹)	Carga	Carga aplicada (kg d ⁻¹)	TCO (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	TAV (g m ⁻³ d ⁻¹)
SAC 1	1 685	Média	0,0272	597	35400
SAC 2	2 154	Alta	0,0347	763	35 400
SAC 3	3 364	Alta	0,0542	1 192	35 400

Nota: As faixas de classificação foram estabelecidas conforme valores relatados por Abrahão (2006) e Matos (2010), que consideram taxas até aproximadamente 400–600 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ como moderadas para SACs sob condições tropicais, e acima deste intervalo como elevadas ou de sobrecarga controlada. Fonte: Elaborada pela autora (2024)

4.4 ESPÉCIES VEGETAIS CULTIVADAS

A espécie vegetal selecionada para o experimento foi *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf. Para plantio do capim-cidreira foram utilizados segmentos de caule de 4 a 5 nós. As mudas foram introduzidas no leito, em pequenas covas de aproximadamente 100 mm de diâmetro e 100 mm de profundidade, depois cobertas com a brita e o espaçamento entre as covas foi triangular (Figura 12).

Figura 12 - Visão geral dos SAC-EHSS durante a fase inicial de implantação, recém-estabelecidos com capim-cidreira.

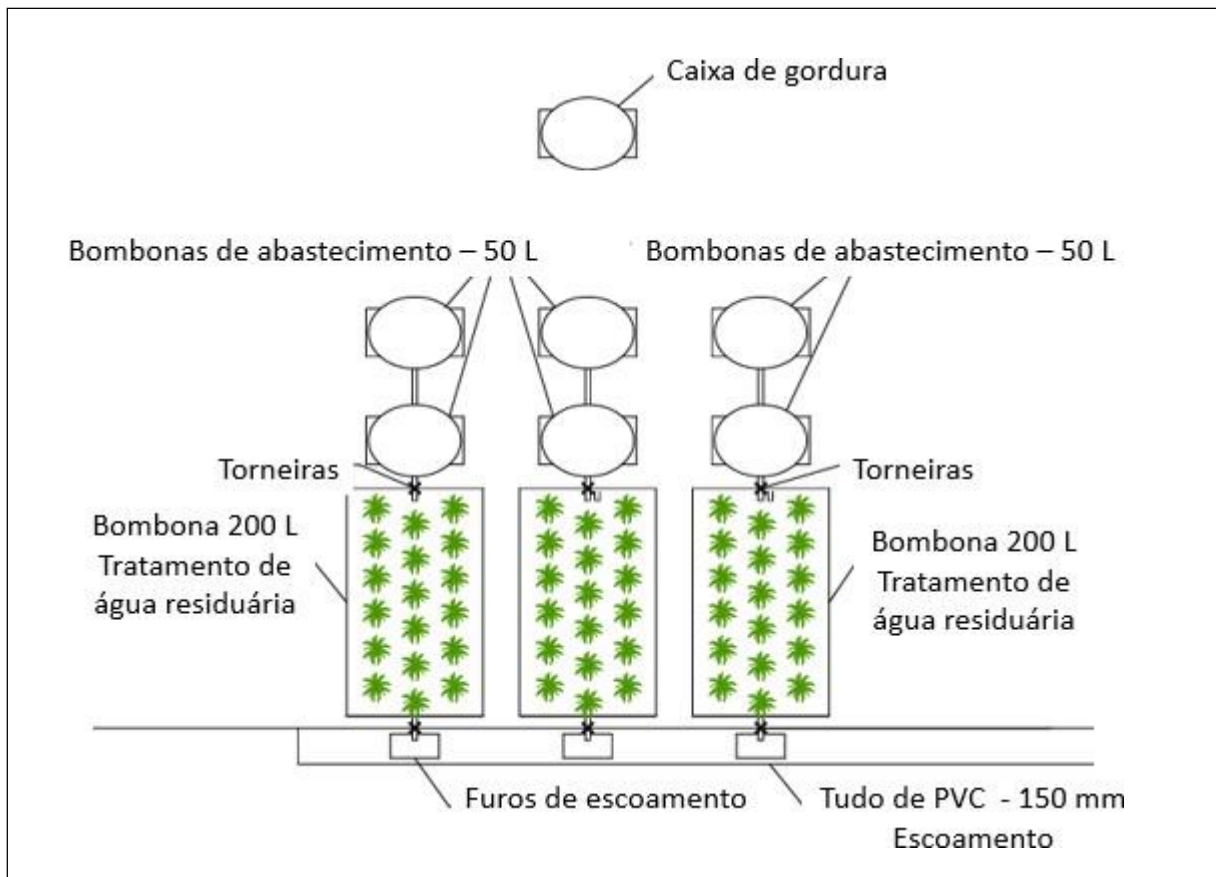


Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Para o enraizamento e adaptação das mudas de capim-cidreira, todos os SACs-EHSS foram inicialmente alimentados apenas com água limpa por 15 dias, garantindo o pegamento das plantas e a estabilização do substrato. Após esse período, os sistemas passaram a ser alimentados com ARL, com $DBO_{5,20}$ (média de 1.200 mg L^{-1}), durante mais 30 dias, permitindo a aclimação gradual das plantas às condições do efluente. Esse período total de 45 dias de adaptação foi necessário para que as plantas se desenvolvessem de forma uniforme e estivessem estabelecidas antes do início dos ensaios com as diferentes cargas orgânicas aplicadas em cada sistema.

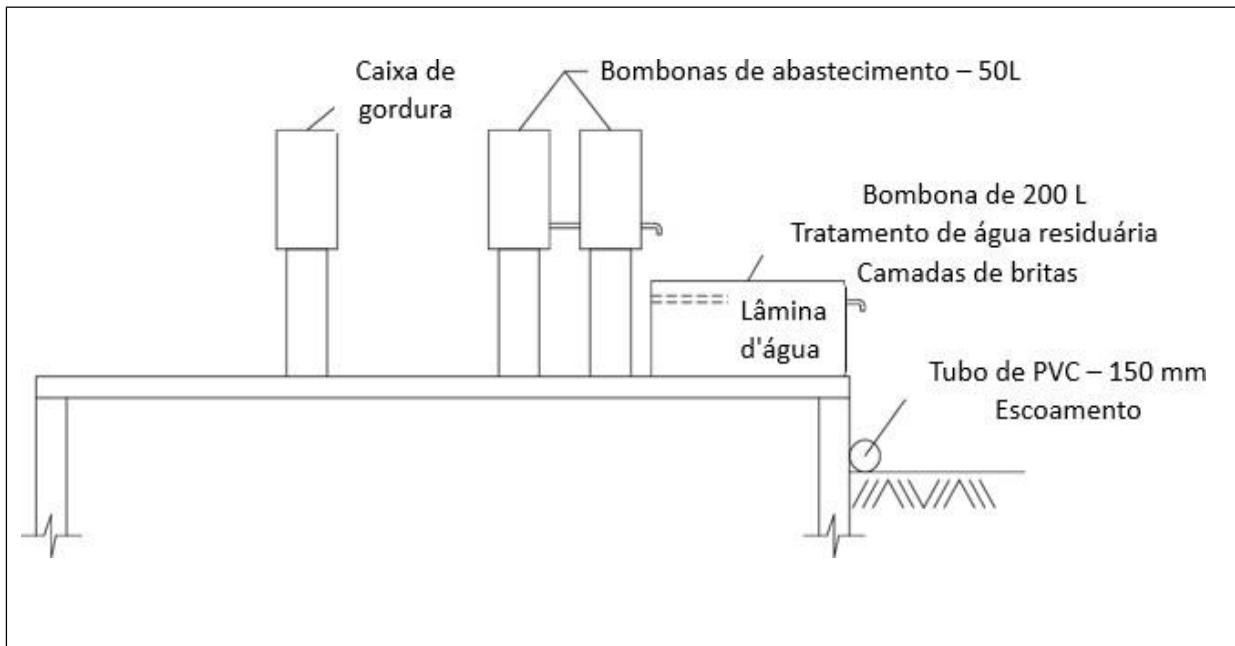
Na Figura 13 está apresentado um croqui com a vista superior do experimento e na Figura 13, vista lateral dos SACs-EHSS.

Figura 13 - Esquema em vista superior do arranjo experimental dos SAC-EHSS



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Figura 14 - Esquema em vista lateral do arranjo experimental dos SAC-EHSS



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

4.5 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

Após um período de 45 dias destinado à estabilização e adaptação da espécie vegetal ao sistema (Figura 15), foi realizada a primeira poda. Em seguida, iniciou-se o monitoramento experimental dos SACs-EHSS, no período de 24/03/2025 a 04/07/2025, totalizando 3 meses e 10 dias de duração.

Figura 15 - SAC-EHSS após o primeiro corte das mudas, realizado 45 dias após o plantio.



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

As coletas foram realizadas no período da tarde, por volta das 14 h, sendo obtidos 2 L de amostras de AR na entrada e na saída de cada unidade do SAC-EHSS (Figura 16). As bombonas utilizadas para o armazenamento e alimentação dos leitões, distintas daquelas que compõem os próprios SACs, foram higienizadas com escova plástica e solução detergente-sanitizante, seguidas de enxágue com jato de água. Esse procedimento foi realizado sempre que o sistema recebia novas cargas de AR e soro de leite (água residuária simulada), a fim de evitar a interferência de resíduos orgânicos entre os ciclos experimentais e garantir condições padronizadas de alimentação dos sistemas.

Figura 16 - Procedimento de coleta das amostras de águas residuárias nos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os procedimentos de coleta, preservação das amostras e análises seguiram as recomendações e metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e em Matos (2015).

As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas de polietileno tereftalato (PETs) com capacidade de 2 L, transportadas imediatamente ao Laboratório de Efluente da EPAMIG ILCT, mantidas sob refrigeração e, posteriormente, submetidas às análises laboratoriais.

As variáveis avaliadas e seus respectivos métodos analíticos estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Relação de parâmetros, preservação e métodos da análise

PARÂMETRO	PRESERVAÇÃO	MÉTODOS DE ANÁLISE
DBO _{5,20}	Refrigeração	Medição Respirométrica de DBO - Oxitop-6
DQO	Refrigeração e H ₂ SO ₄	Digestão e quantificação em espectrofotômetro marca Hanna
Sólidos Totais (ST)	Refrigeração	Desidratação em banho-maria seguido de secagem em estufa a 103 – 105 °C.
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Refrigeração	Método gravimétrico com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro).
Potencial Hidrogeniônico (pH)	-	Multiparâmetro marca Hach
Temperatura	-	Multiparâmetro marca Hach
Condutividade (CE)	-	Multiparâmetro marca Hach
Turbidez	-	Turbidímetro marca Lamotte 0-1100 NTU
Óleos e Graxas (O&G)	Refrigeração e H ₂ SO ₄	Extração e gravimetria
Nitrogênio Total (N-total)	Refrigeração e H ₂ SO ₄	Semi-micro Kjeldahl
Fósforo Total (P-total)	Refrigeração e H ₂ SO ₄	Digestão nítrico-perclórico da amostra, seguido de quantificação em espectrofotômetro marca Hanna

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Os SACs foram operados e monitorados entre março e julho de 2025 (Tabela 4). As amostras foram coletadas semanalmente, totalizando sete amostragens durante o período experimental. Cada amostragem correspondeu a um ciclo de operação, utilizado para avaliar o desempenho dos SACs na remoção de nutrientes e poluentes da ARL.

Tabela 4 - Datas dos ciclos do experimento

Datas das coletas	Início de ciclo	Final de ciclo	Tempo de Ciclo (dia)
24/03 a 28/03/2025	24/03	28/03	4
22/04 a 26/04/2025	22/04	26/04	4
28/04 a 02/05/2025	28/04	01/05	4
05/05 a 09/05/2025	05/05	09/05	4
02/06 a 06/06/2025	02/06	06/06	4
23/06 a 27/06/2025	23/06	27/06	4
30/06 a 04/07/2025	30/06	04/07	4

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes pelos SACs foi calculada conforme a Equação 11 (Von Sperling, 2014).

$$\text{Equação 11} \quad EP = \frac{Ce - Cs}{Ce}$$

Em que:

- *EF*: Eficiência na remoção do poluente (%);
- *C_e*: Concentração da água residuária (entrada) (mg L⁻¹)
- *C_s*: Concentração da água residuária (saída) (tratada) (mg L⁻¹).

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

O experimento foi conduzido em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC), com três tratamentos (SAC 1, SAC 2 e SAC 3) e sete ciclos operacionais considerados como blocos. Foram avaliadas as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, turbidez, DBO_{5,20}, DQO, fósforo, nitrogênio, óleos e graxas, sólidos totais, sólidos totais suspensos, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis.

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), adotando-se nível de significância de 5 % ($p < 0,05$) para verificar diferenças entre os sistemas. Quando identificadas diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste T (somente para a variável de condutividade elétrica) e *Student–Newman–Keuls* (SNK, $p = 0,05$) para as demais variáveis. Todas as análises foram realizadas no software SISVAR® (versão 5.8) e todas as variáveis atenderam pressupostos de normalidade. A interpretação dos resultados considerou o comportamento dos sistemas frente às diferentes cargas orgânicas aplicadas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste experimento serão apresentados de forma sequencial. Inicialmente, serão descritas as condições ambientais observadas durante o período experimental, fundamentais para contextualizar a operação dos SACs. Em seguida, foi avaliado o desenvolvimento das plantas cultivadas nos sistemas, considerando seu comportamento vegetativo e a influência da biomassa radicular e aérea sobre o tratamento. Na etapa seguinte, foram analisados os parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente, pH, condutividade elétrica e turbidez, além da eficiência dos SACs na remoção de poluentes, incluindo DBO_{5,20}, DQO, nutrientes (fósforo total e nitrogênio total), óleos e graxas, sólidos totais, sólidos totais suspensos, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis.

5.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

O processo de tratamento de AR em SACs está sujeito a interferências climáticas, tornando essencial a descrição das condições meteorológicas do local durante o período experimental.

Em Juiz de Fora, ao longo do ano de 2025, a temperatura média do ar variou entre 12 °C e 30 °C, com valores raramente inferiores a 8 °C ou superiores a 34 °C. Nos meses de março a junho, a temperatura situou-se em intervalos intermediários entre as estações quente e fria, proporcionando condições climáticas moderadas (INMET, 2025).

Durante o monitoramento dos SACs-EHSS, realizado de 24 de março a 4 de julho de 2025, os registros da estação A518, mostraram variações significativas: a temperatura máxima do ar foi de 27,1 °C em 25/03/2025, enquanto a mínima foi de 8,8 °C em 13/06/2025. Os dados de radiação e precipitação indicaram que a maior radiação média diária ocorreu em 27/06/2025, com 1670,1 KJ/m² (INMET, 2025). Para evitar diluição das amostras, os ciclos iniciados em dias chuvosos foram descartados e reiniciados.

5.2 AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO RADICULAR E DA ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS SACs-EHSS

Ao longo do experimento, os SACs-EHSS apresentaram estabilidade operacional adequada, sem ocorrência de eventos que comprometessem o funcionamento hidráulico ou

biológico dos sistemas. Em algumas ocasiões, especialmente no início da operação do SAC2, observou-se a presença pontual de larvas no meio filtrante. Esse fenômeno, comum durante o período inicial de estabilização dos leitos, desapareceu após alguns dias e não impactou o desempenho do sistema, indicando que as condições ambientais internas rapidamente atingiram equilíbrio.

Após o plantio das mudas de *Cymbopogon citratus*, verificou-se mortalidade inicial em número limitado de plantas, característica do processo de adaptação às condições físico-químicas do substrato. Essa mortalidade foi mais evidente nos SAC2 e SAC3, que receberam maiores cargas orgânicas devido à adição de soro de leite, indicando maior pressão ambiental sobre o estabelecimento das plantas. Em contraste, no SAC1, operando com menor carga, praticamente todas as mudas apresentaram desenvolvimento pleno desde o início. Esse padrão está de acordo com observações de Schierano *et al.* (2020) e Mahmoudi *et al.* (2024), que relataram atraso no estabelecimento vegetativo em *wetlands* horizontais submetidos a cargas orgânicas mais elevadas.

Durante a fase de estabilização não foram registradas plantas invasoras (ervas daninhas ou espécies competidoras), o que favoreceu o crescimento uniforme do capim-cidreira e evitou interferências na estrutura radicular. Com o avanço do ciclo vegetativo, a produção de biomassa aumentou de forma consistente nos três sistemas. Ressalta-se que o acúmulo excessivo de material senescente pode favorecer a liberação de nutrientes ao meio líquido, principalmente fósforo e nitrogênio, sendo amplamente reconhecida a relação entre o manejo da biomassa e a eficiência de remoção (Cunha *et al.*, 2006; Valentim, 2003; Kletecke, 2011). Esse comportamento reforça a importância da poda periódica da parte aérea e das análises de tecidos para estimar a exportação efetiva de nutrientes pela vegetação (Kletecke, 2011).

Nas últimas coletas, observou-se ocorrência pontual de ferrugem foliar em algumas touceiras, especialmente no SAC1 (Figura 17). Conforme descrito por Melo *et al.* (2010), espécies do gênero *Cymbopogon* podem ser afetadas por fungos do gênero *Puccinia*, que formam pústulas alaranjadas e conferem aspecto enferrujado às folhas. No entanto, a infecção não comprometeu a vitalidade das plantas nem a estabilidade operacional dos sistemas, que mantiveram bom desempenho vegetativo durante todo o experimento.

Figura 17 - Presença de coloração avermelhada nas folhas do capim-cidreira cultivado nos SACs



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Ao longo dos ciclos de operação, o *Cymbopogon citratus* apresentou desenvolvimento satisfatório e adaptação progressiva aos SACs-EHSS, demonstrando elevada tolerância tanto às condições de alagamento permanente quanto às variações de carga orgânica aplicadas. O crescimento contínuo observado indica que o acúmulo controlado de matéria orgânica e nutrientes no substrato criou um ambiente favorável ao estabelecimento da espécie, promovendo expansão radicular e aumento gradual da biomassa aérea.

Nas fases finais do experimento, o capim-cidreira manteve desempenho vegetativo consistente, com formação de um sistema radicular denso, vigoroso e bem distribuído ao longo do meio suporte, especialmente no SAC1 (Figura 18).

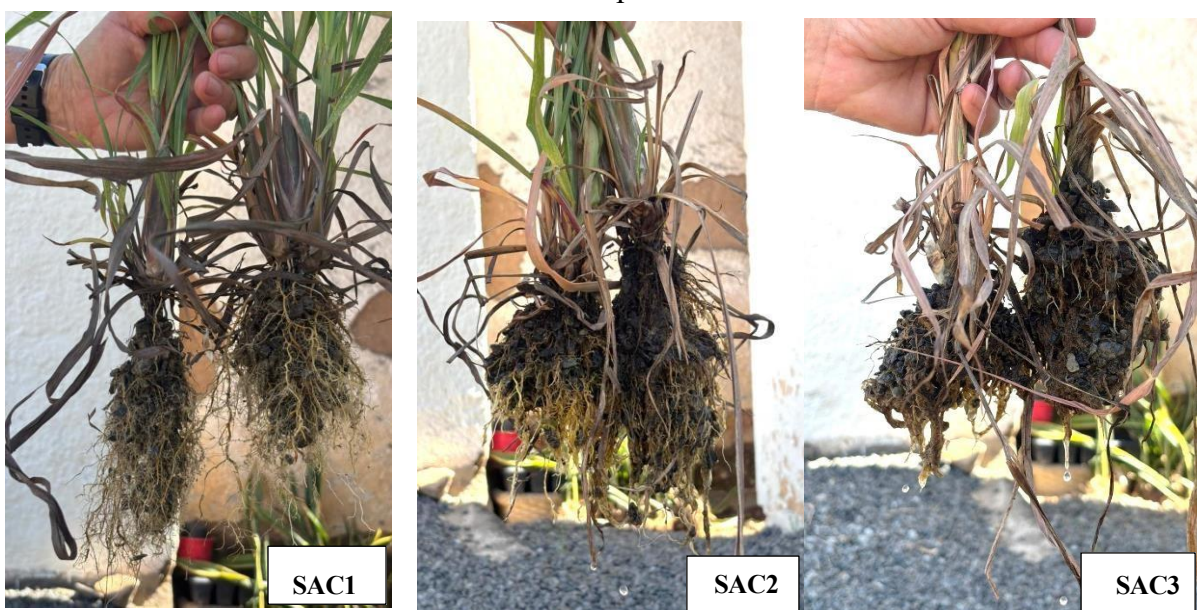
Figura 18 - SAC-EHSS estabilizados



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

O acúmulo gradual de matéria orgânica e nutrientes no substrato favoreceu tanto a colonização radicular quanto a intensificação da atividade microbiana associada. A Figura 19 apresenta as raízes das plantas coletadas na região central de cada sistema ao final do experimento, evidenciando o desenvolvimento radicular e a boa adaptação das macrófitas às condições operacionais dos SACs-EHSS.

Figura 19 - Sistema radicular das plantas retiradas dos SACs 1, 2 e 3 ao final do período experimental



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Segundo Yalamanchili *et al.* (2024) e Mehra *et al.* (2025), o desenvolvimento radicular em SACs-EHSS está diretamente associado à disponibilidade de nutrientes e oxigênio no substrato, fatores que regulam tanto o crescimento das plantas macrófitas quanto a atividade microbiana na rizosfera. Sistemas que apresentam raízes densas e bem distribuídas favorecem processos-chave, como nitrificação, degradação da matéria orgânica e retenção de sólidos, contribuindo para o aumento da eficiência global do tratamento.

No presente experimento, todos os sistemas mantiveram operação estável, sem ocorrência de entupimentos, falhas de drenagem ou sinais de colmatação. As plantas demonstraram boa adaptação e resiliência frente às diferentes cargas orgânicas aplicadas, e o manejo realizado ao longo dos ciclos contribuiu para preservar a continuidade operacional e o desempenho dos SACs-EHSS.

A temperatura destacou-se como um dos parâmetros ambientais mais determinantes para o funcionamento dos sistemas, influenciando diretamente a cinética microbiana, a fotossíntese das macrófitas e a eficiência dos processos de remoção. Temperaturas mais baixas tendem a reduzir a atividade degradativa e aumentar o TDH necessário, enquanto temperaturas mais elevadas favorecem o metabolismo microbiano e elevam a taxa de evapotranspiração, resultando em maior eficiência do tratamento. Adicionalmente, a temperatura influencia a solubilidade do oxigênio no meio líquido, impactando a oxigenação da rizosfera e, conseqüentemente, a qualidade da água tratada (Meirelles, 2016; Abrahão, 2006).

Considerando a faixa ideal de operação para SACs horizontais em clima tropical (25–35°C), os sistemas mantiveram condições térmicas adequadas durante todo o período experimental, garantindo ambiente favorável tanto ao desenvolvimento vegetal quanto à atividade microbiológica.

5.3 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Os valores máximos e mínimos de pH no afluente foram de 6,30 (SAC1) e 3,99 (SAC3), enquanto no efluente tratado variaram de 6,53 (SAC2) a 5,49 (SAC3). Observou-se elevação do pH após o tratamento em todos os sistemas, comportamento relatado em SACs (Fia *et al.*, 2010; Costa, 2013). Esse aumento está associado à mineralização dos compostos orgânicos e à liberação de íons do meio suporte, que contribuem para o tamponamento do efluente e para a neutralização parcial da acidez (Fia *et al.*, 2010; Matos *et al.*, 2010).

O SAC1 apresentou pH médio de entrada de 5,19, variando entre 4,52 e 6,30, enquanto os valores de saída situaram-se entre 5,72 e 6,52, com média de 6,18. O SAC2 registrou pH de

entrada entre 4,12 e 5,09, elevando-se para 5,85 a 6,53 no efluente, com média de 6,21). O SAC3, que recebeu o afluente mais ácido (pH mínimo de 3,99), apresentou pH de saída entre 5,49 e 6,19, com média de 5,86, indicando tendência de correção da acidez, mesmo sob condições de maior carga orgânica aplicada.

A acidez inicial da AR acrescida de soro ácido é atribuída à presença de bactérias ácido-láticas, que metabolizam carboidratos e liberam ácido lático, além da ação de enzimas proteolíticas e lipolíticas responsáveis pela degradação de proteínas e gorduras (Lima *et al.*, 2021). Apesar dessa acidez inicial, os SACs-EHSS favoreceram a elevação e estabilização do pH, mantendo-o dentro da faixa adequada para os processos biológicos (4,0–9,5), conforme descrito por Metcalf e Eddy (2003).

De acordo com a Tabela 5, observou-se a neutralização parcial da acidez e estabilidade dos valores de pH ao longo dos ciclos. O SAC1 apresentou maior variação, enquanto o SAC2 manteve o comportamento mais estável, mesmo sob variações de carga orgânica. O SAC3, que operou sob maior carga orgânica aplicada, apresentou valores médios ligeiramente inferiores, sugerindo que taxas elevadas podem reduzir o tamponamento nos leitos filtrantes.

Tabela 5 - Valores médios de pH na entrada e saída dos SACs-EHSS

Tratamentos	Entrada	Saída	Aumento de pH (%)
SAC1	5,19	6,18	22 b
SAC2	4,48	6,21	40 a
SAC3	4,25	5,86	38 a

Nota: *Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste SNK, ao nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Os valores médios de pH na entrada variaram entre 4,25 e 5,19, caracterizando um afluente de natureza ácida. Após o tratamento, os valores de saída situaram-se entre 5,86 e 6,21, evidenciando tendência de aproximação à faixa de neutralidade. O aumento percentual de pH foi de: 22% para o SAC1 (b), 40% para o SAC2 (a) e 38% para o SAC3 (a). As letras indicam que SAC2 e SAC3 não diferiram estatisticamente entre si, mas apresentaram aumento significativamente superior ao observado no SAC1 ($p \leq 0,05$).

Resultados semelhantes foram relatados por Marcelino e Morais (2022), que observaram aumento do pH de $4,25 \pm 0,05$ para $6,39 \pm 0,08$ em um SAC de dois estágios

(vertical e horizontal) aplicado ao tratamento de ARL. Lopes *et al.* (2016) também verificaram comportamento semelhante em SACs cultivados com *Polygonum sp.* e *Eichhornia paniculata*, com pH médio de 5,2 e estabilização após o tratamento.

A manutenção do pH dentro da faixa de 6,0 a 7,0 é considerada adequada tanto para a atividade microbiana quanto para a disponibilidade de nutrientes (Furtini Neto *et al.*, 2001). Os valores médios obtidos no presente estudo situaram-se próximos a essa faixa, indicando condições favoráveis ao funcionamento dos sistemas.

Todos os SACs atenderam aos limites estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022, que define pH entre 5,0 e 9,0 para lançamento de efluentes em corpos hídricos. As tendências observadas ao longo dos ciclos indicam que os sistemas foram eficientes na estabilização do pH, demonstrando a capacidade dos SACs de amortecer variações químicas e manter condições favoráveis à atividade microbiana e aos processos biológicos de tratamento, conforme também observado por Jin *et al.* (2017) em SACs-EHSS, nos quais o efeito tamponante do substrato contribuiu para a estabilidade operacional do sistema.

5.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)

Os valores máximos e mínimos de CE no afluente foram de $1.165 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (SAC3) e $365 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (SAC1), enquanto no efluente variaram entre $1.819 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (SAC3) e $707 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (SAC1). O aumento da condutividade elétrica nos efluentes sugere intensificação da mineralização da matéria orgânica e possível liberação de íons provenientes da degradação dos compostos orgânicos ao longo dos ciclos experimentais.

Esse comportamento é explicado pela degradação da matéria orgânica presente na água residuária, que libera íons minerais como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} para a solução, resultando em maior condutividade elétrica. Além disso, as perdas de água por evaporação e evapotranspiração contribuem para o aumento da concentração iônica, especialmente nos sistemas vegetados (Fia *et al.*, 2017).

O aumento da condutividade elétrica foi maior nos sistemas submetidos às maiores taxas de carga orgânica, especialmente no SAC3, que recebeu a maior taxa de aplicação devido ao maior percentual de soro de leite na alimentação. O soro apresenta composição rica em sais minerais, principalmente Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e P, o que eleva a concentração iônica do afluente e, consequentemente, os valores de CE medidos após o tratamento (Abass *et al.*, 2025; Salem *et*

al., 2023).

Os valores médios de CE no afluente e efluente, bem como as diferenças médias observadas entre as entradas e saídas dos SACs-EHSS, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores médios de CE no afluente e efluente dos SACs- EHSS e respectivas diferenças médias entre entrada e saída

Tratamentos	Afluente ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Efluente ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Aumento de CE (%)
SAC1	501,1	977,3	107 a
SAC2	755,7	1105,9	51 a
SAC3	1002,9	1395	55 a

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste t, ao nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Embora o SAC1 tenha apresentado, numericamente, maior incremento percentual de condutividade elétrica, essa diferença não foi estatisticamente significativa, indicando que o comportamento do aumento da CE foi semelhante entre os três sistemas avaliados. Apenas o SAC1 apresentou condutividade média de entrada inferior a $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, valor de referência considerado adequado para irrigação agrícola. Segundo Ayres e Westcot (1999), águas com condutividade elétrica inferior a $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ são classificadas como de baixo risco de salinização e, portanto, seguras para a maioria das culturas e solos. Valores superiores a esse limite indicam necessidade de manejo e monitoramento da salinidade, especialmente em casos de reuso agrícola Handam *et al.* (2022).

Thorslund *et al.* (2021) e Handam *et al.* (2022) relatam que águas com CE inferior a $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ são consideradas de leve restrição ao uso, enquanto aquelas entre 700 e $3000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ devem ser usadas com cautela. Nesse contexto, os sistemas SAC2 e SAC3, que apresentaram valores acima de $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em função da maior proporção de soro de leite adicionada, requerem atenção quanto ao potencial de acúmulo de sais no substrato, tendo risco à absorção de nutrientes pelas plantas.

Cabe ressaltar que a legislação ambiental brasileira não estabelece limites para condutividade elétrica em efluentes, tanto na Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento, quanto na Deliberação Normativa Conjunta

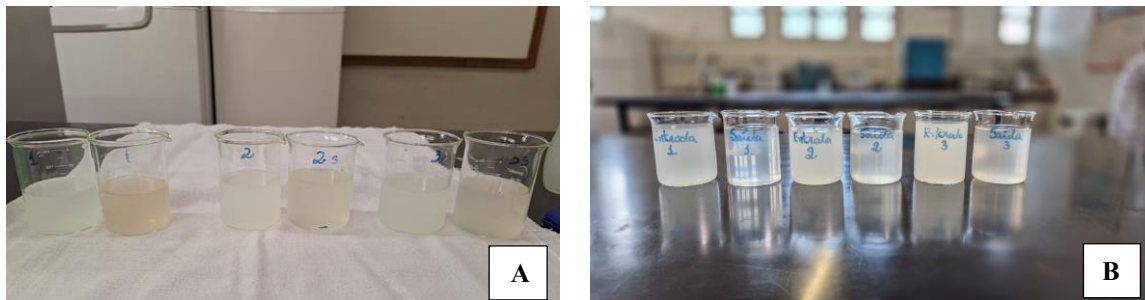
COPAM-CERH/MG nº 8/2022, que define parâmetros para o estado de Minas Gerais. Assim, a CE é utilizada como parâmetro indicativo de qualidade e salinidade, fundamental para a avaliação do potencial de reuso agrícola e para o monitoramento do equilíbrio iônico em sistemas alagados construídos.

5.5 TURBIDEZ

A turbidez é um dos indicadores da presença de sólidos suspensos e da eficiência global do tratamento. Conforme Von Sperling (2014), a redução da turbidez está diretamente relacionada à remoção de sólidos suspensos, sendo um parâmetro representativo do grau de clarificação alcançado em sistemas de tratamento de efluentes.

A Figura 22 apresenta o aspecto visual das amostras do 1º ciclo (A) e do 7º ciclo (B) operacional dos SACs-EHSS, evidenciando a redução da turbidez e a melhoria na coloração e na transparência do efluente tratado. Essas alterações resultam do processo combinado de filtração, sedimentação e degradação biológica ao longo dos ciclos.

Figura 22 - Aspecto visual das amostras do 1º ciclo (A) e do 7º ciclo (B) operacional dos SACs-EHSS



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Verificou-se redução da turbidez após o tratamento em todos os sistemas avaliados, evidenciando a eficiência na remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais. Visualmente, o efluente do SAC1 apresentou aspecto mais claro em comparação aos demais sistemas. Os SAC2 e SAC3 também demonstraram diminuição da turbidez, embora com menor evidência visual quando comparados ao SAC1.

Constatou-se ainda um aumento da eficiência de remoção entre a primeira e a segunda coleta, indicando que os sistemas se encontravam em fase inicial de adaptação. Esse comportamento decorre da estabilização do biofilme microbiano e do ajuste dos mecanismos de sedimentação e filtração, os quais promovem maior remoção de partículas após a fase inicial

de operação (Saraiva, 2016). Estudos recentes demonstraram que SACs vegetados são capazes de reduzir a turbidez em até 99 % com tempos de retenção próximos a 4 dias (Gomes *et al.*, 2025).

A partir da segunda coleta, as eficiências de remoção mantiveram-se elevadas e estáveis, variando entre 90% e 96%, o que demonstra a estabilidade operacional dos sistemas e sua capacidade de operar sob diferentes taxas de aplicação superficial de carga orgânica sem redução significativa de eficiência. Santos *et al.* (2024) relatam que os SACs apresentam desempenho consistente na remoção de sólidos suspensos e turbidez, mesmo sob variações de carga orgânica e condições de fluxo, confirmando a robustez desse tipo de tratamento.

O SAC1 apresentou eficiência intermediária nas primeiras repetições (cerca de 78%), estabilizando-se entre 92% e 94% ao longo do ciclo, com média geral de 90%. O SAC2 apresentou a menor eficiência inicial (aproximadamente 72%), porém evoluiu gradualmente, atingindo 94% a 95% nas últimas repetições e resultando numa média de 90%. O SAC3 iniciou o processo com eficiência de cerca de 83%, alcançando rapidamente valores entre 95% e 96%, sendo o sistema com a maior média geral de remoção (93%). Esses resultados demonstram que os três sistemas atingiram condições estáveis de operação, apresentando desempenho consistente e eficiente na remoção de sólidos suspensos. Marcelino e Morais (2022) observaram eficiência de 96,43 % em sistema de duas etapas (fluxo vertical seguido de horizontal) aplicado ao tratamento de ARL. Saraiva (2018) relatou eficiências variando entre 51 % e 64,61 %, enquanto Vieira *et al.* (2019) obtiveram reduções médias próximas a 91 % em SACs-EHSS, corroborando a eficiência observada neste trabalho. As médias de turbidez no afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção obtidas para os sistemas SAC1, SAC2 e SAC3, estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores médios de turbidez no afluente e efluente e eficiências médias de remoção relativas aos sistemas avaliados nos SACs-EHSS

Tratamentos	Afluente (NTU)	Efluente (NTU)	Remoção de turbidez (%)
SAC1	254,6	21,4	90 a
SAC2	597,6	47,5	90 a
SAC3	857,6	50,5	93 a

Nota: *Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste SNK, ao nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

As eficiências médias na remoção de turbidez não apresentaram diferenças significativas entre os sistemas avaliados, indicando que as maiores taxas de carga orgânica aplicadas não influenciaram a eficiência de clarificação do efluente. Andrade *et al.* (2021) teve redução de turbidez de 94,6% em avaliação de um SAC com efluentes de agroindústrias de laticínios. A redução da turbidez nos SACs pode ocorrer pela captura das partículas em suspensão pelas raízes das espécies vegetais e pelos substratos utilizados (Ramos, 2011).

Todas as amostras de efluente tratado apresentaram valores de turbidez inferiores a 100 N.T.U., atendendo ao limite máximo estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022), o que indica conformidade com os padrões legais de lançamento em corpos hídricos.

5.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO_{5,20})

O valor máximo de DBO afluente foi de 4 790 mg·L⁻¹ (SAC3), enquanto o mínimo foi de 1 156,5 mg·L⁻¹ (SAC1). No efluente, as concentrações variaram de 215 mg·L⁻¹ (SAC2) e 453 mg·L⁻¹ (SAC3).

Durante os ciclos iniciais, observou-se redução da DBO nos efluentes, seguida por estabilização a partir do terceiro ciclo nos SAC1 e SAC2, o que pode indicar o amadurecimento do biofilme e adaptação das macrófitas às condições hidráulicas e de carga orgânica. Esse comportamento está de acordo com o relatado por Matos *et al.* (2010) e Fia *et al.* (2017), que observaram estabilização gradual da remoção de matéria orgânica após o período de maturação em SACs aplicados ao tratamento de efluentes de laticínios.

O SAC3 apresentou instabilidade nas concentrações de DBO, especialmente no 4º ciclo, quando ocorreu sobrecarga orgânica decorrente do aumento da taxa de aplicação. Essa instabilidade está relacionada à maior proporção de soro de leite utilizada na mistura de alimentação, que contém altos teores de compostos solúveis, como lactose, proteínas e ácidos orgânicos. A limitação do oxigênio dissolvido, por conta de maiores cargas orgânicas, tende a resultar em oxidação parcial e acúmulo de intermediários orgânicos, reduzindo a eficiência global do tratamento. Resultados semelhantes foram relatados por Brito *et al.* (2011) e Andrade (2021) em SACs operando sob elevadas taxas de carga orgânica.

A Tabela 8 reúne os valores médios de DBO_{5,20} no afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos.

Tabela 8 - Valores médios de DBO_{5,20} no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS

Tratamentos	Afluente (mg·L ⁻¹)	Efluente (mg·L ⁻¹)	Remoção de DBO (%)
SAC1	1.685	306	80 a
SAC2	2.154	409	80 a
SAC3	3.364	1.044	67 b

Nota: *Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

As concentrações médias de DBO_{5,20} no afluente e efluente foram de 1.685,1 e 305,6 mg·L⁻¹ (SAC1), 2.154,2 e 408,6 mg·L⁻¹ (SAC2) e 3.363,9 e 1.043,6 mg·L⁻¹ (SAC3), resultando em eficiências médias de remoção de 79,8 %, 80,4 % e 58,0 %, respectivamente.

As eficiências médias na remoção de DBO_{5,20} apresentaram diferenças significativas (5% de significância) entre os sistemas avaliados. Os SAC1 e SAC2 não diferiram entre si, enquanto o SAC3 apresentou desempenho inferior, indicando que o aumento da carga orgânica aplicada (952 kg ha⁻¹ d⁻¹ no SAC3) influenciou negativamente a eficiência de remoção, reduzindo o potencial oxidativo do sistema e comprometendo a estabilidade operacional.

Os SAC1 e SAC2 apresentaram estabilização da eficiência ao longo dos ciclos. Já o SAC3, menor eficiência e maior instabilidade, indicando sobrecarga e limitação de oxigênio

dissolvido. Esse comportamento reforça a importância de se respeitar a capacidade de assimilação orgânica dos SACs, conforme discutido por Matos *et al.* (2012), que relataram eficiências de 79 % a 96 % em sistemas adequadamente dimensionados para águas residuárias de laticínios.

Resultados semelhantes foram obtidos por Saraiva *et al.* (2018) que observaram remoções médias entre 82 % e 87 % utilizando meio suporte alternativo de garrafas PET, enquanto Marcelino e Moraes (2022) observaram 96,4 % de remoção em um sistema híbrido vertical-horizontal tratando ARL. Embora o SAC3 tenha apresentado eficiência inferior (67%), o valor ainda se encontra dentro da faixa de 60 % a 85 % reportada para SACs horizontais em condições tropicais (Vymazal, 2018).

Segundo Liu *et al.* (2020), a remoção de DBO nesses sistemas decorre da ação combinada de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo filtração, sedimentação, degradação microbiana e assimilação pelas plantas, os quais são sensíveis à variação da carga e à disponibilidade de oxigênio.

De acordo com a DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022, o lançamento de efluentes em corpos receptores deve atender $DBO_{5,20} \leq 60 \text{ mg L}^{-1}$ ou, alternativamente, apresentar eficiência mínima de remoção de $DBO_{5,20}$ de 85%, com média anual $\geq 90\%$. Considerando as médias observadas neste estudo (DBO efluente de 305,6; 408,6; 1 043,6 mg L^{-1} e eficiências de 80%; 81%; 67% para SAC1, SAC2 e SAC3, respectivamente), os sistemas não atendem ao limite de 60 mg L^{-1} nem ao critério de eficiência.

O comportamento dos tratamentos quanto à eficiência de remoção de DQO foi semelhante ao observado para a $DBO_{5,20}$, com maiores eficiências nos sistemas SAC1 e SAC2 e desempenho inferior no SAC3.

5.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Nos SAC1 e SAC2 as concentrações de DQO afluentes variaram de 1.129 a 2.340 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no SAC1, de 1.036 a 4.010 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no SAC2 e de 4.790 a 6.280 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no SAC3. Nos efluentes, as concentrações oscilaram entre 369 e 701 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (SAC1), 256 e 1.196 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (SAC2) e 1.983 e 2.439 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (SAC3).

O SAC3 apresentou as maiores concentrações afluentes e efluentes de DQO ao longo dos ciclos, em função da maior taxa de aplicação de carga orgânica nessa unidade. Essa condição esteve associada à menor eficiência de remoção observada, possivelmente devido à

redução da disponibilidade de oxigênio e ao acúmulo de intermediários da degradação da matéria orgânica no meio suporte. Comportamento semelhante foi reportado por Matos *et al.* (2012) e Vieira *et al.* (2019), que observaram redução da eficiência de remoção em SACs horizontais operando sob elevadas taxas de carga orgânica. Os valores médios de DQO no afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção, estão apresentados na Tabela 9, que também inclui os resultados da análise estatística das médias.

Tabela 9 - Valores médios de DQO no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação.

Tratamentos	Afluente (mg·L ⁻¹)	Efluente (mg·L ⁻¹)	Remoção de DQO (%)
SAC1	2.139	572	72 a
SAC2	3.405	754	78 a
SAC3	5.511	1.859	60 b

Nota: *Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Ao longo dos ciclos operacionais, observou-se melhoria progressiva no desempenho dos sistemas SAC1 e SAC2, com tendência de estabilização a partir do 4º ciclo. Esse comportamento indica adaptação dos sistemas às condições operacionais, possivelmente associada à maturação do biofilme e ao estabelecimento de condições redox mais estáveis no interior dos leitos. Já o SAC3 apresentou menor desempenho ao longo do experimento.

As eficiências médias de remoção de DQO foram de 72% (SAC1), 78% (SAC2) e 60% (SAC3). A análise estatística indicou que SAC1 e SAC2 não diferiram entre si ($p > 0,05$), enquanto o SAC3 apresentou eficiência significativamente inferior ($p \leq 0,05$). Esse resultado indica influência da carga orgânica aplicada sobre o desempenho dos sistemas.

Os valores obtidos estão dentro da faixa reportada na literatura para SACs utilizados no tratamento de efluentes de laticínios. Marcelino e Moraes (2022) observaram eficiência média de remoção de DQO de 62,1 %, alcançando 78,7 % ao final do ciclo operacional em SACs vegetados com *Cynodon dactylon* e *Pennisetum purpureum*. Vieira *et al.* (2019) reportaram remoção média de 89 % em sistemas vegetados com *Eichhornia crassipes*, operando com tempo de detenção hidráulica de 3,5 dias. Matos *et al.* (2012) relataram eficiências entre 84,7

% e 97,1 % em SACs vegetados com capim-tifton 85 e capim-elefante sob condições tropicais, destacando a influência da taxa de aplicação orgânica e do tempo de retenção hidráulica no desempenho do tratamento.

A remoção de DQO em SAC ocorre por mecanismos combinados, incluindo degradação microbiana da matéria orgânica, retenção e filtração no meio suporte, adsorção, processos de oxidação e interações associadas à rizosfera das macrófitas (Liu *et al.*, 2020). Nesse contexto, o melhor desempenho observado no SAC2 sugere que a aplicação de carga orgânica intermediária favoreceu a atividade microbiana e a degradação da matéria orgânica. Por outro lado, a menor eficiência observada no SAC3 pode estar associada à maior carga aplicada, que pode resultar em saturação do meio suporte e acúmulo de compostos intermediários da degradação orgânica.

De modo geral, o comportamento da DQO apresentou tendência semelhante à observada para a $DBO_{5,20}$, com maiores eficiências de remoção nos sistemas SAC1 e SAC2 e menor eficiência no SAC3. Embora a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 estabeleça limite de lançamento apenas para $DBO_{5,20}$ ($60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e não para DQO, as eficiências observadas indicam que os SACs-EHSS foram eficazes na redução da carga orgânica do efluente. Esses resultados são consistentes com aqueles reportados por Vymazal (2011), Matos *et al.* (2012) e Marcelino e Morais (2022) para sistemas alagados construídos aplicados ao tratamento de efluentes com elevada concentração de matéria orgânica.

5.8 FÓSFORO TOTAL (P-TOTAL)

Em todos os tratamentos, as concentrações de fósforo no efluente permaneceram inferiores às do afluente, evidenciando remoção efetiva do nutriente. Os sistemas SAC1 e SAC3 apresentaram comportamento mais estável na redução das concentrações ao longo dos ciclos, enquanto o SAC2 apresentou maior variação nos valores observados. De acordo com Matos *et al.* (2010) e Vymazal (2018), oscilações dessa natureza são comuns em sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal (SACs-EHSS), especialmente nas fases iniciais de operação, quando os processos de adsorção, assimilação biológica e dessorção do fósforo ainda não atingiram equilíbrio dinâmico.

As eficiências de remoção de P-total variaram entre 37,5% e 85,8%, com estabilização nos ciclos finais, sugerindo amadurecimento operacional dos sistemas ao longo do período experimental. O SAC1 apresentou aumento da eficiência a partir do terceiro ciclo, alcançando valores superiores a 70% nos ciclos finais. O SAC3, mesmo submetido à maior taxa de carga

orgânica, manteve desempenho relativamente estável em torno de 70%. Já, o SAC2 apresentou as menores eficiências e maior variação entre os ciclos, com valores entre 40% e 60%.

As eficiências médias indicaram diferença estatística entre o SAC2 e os demais tratamentos ($p \leq 0,05$), enquanto SAC1 e SAC3 não diferiram entre si. As variações observadas podem estar relacionadas à taxa de carga orgânica superficial aplicada e às condições físico-químicas internas de cada unidade, incluindo disponibilidade de sítios de adsorção e condições redox do meio. Embora cargas mais elevadas possam favorecer condições redutoras que dificultam a fixação do íon fosfato (PO_4^{3-}) nos óxidos de ferro e alumínio do substrato (Kadlec; Wallace, 2009; Matos *et al.*, 2010; Vymazal, 2018), os resultados indicam que outros fatores operacionais também influenciaram o desempenho observado.

O desempenho do SAC1 pode estar associado à operação com carga mais baixa, favorecendo mecanismos de adsorção e assimilação biológica do fósforo. Por sua vez, o SAC3, mesmo sob a maior carga aplicada, apresentou eficiência semelhante à do SAC1, indicando que o sistema manteve condições físico-químicas favoráveis à imobilização do nutriente. Esse comportamento pode estar relacionado ao pH levemente ácido (5,8) e à maior condutividade elétrica observados nesse sistema, fatores que favorecem a formação de compostos insolúveis de fosfato de ferro e alumínio, reduzindo a fração solúvel de fósforo no efluente (Mota, 2009).

O SAC2, embora tenha apresentado pH semelhante, demonstrou menor eficiência, sugerindo que o pH isoladamente não explica as diferenças verificadas e que a interação entre carga aplicada, tempo de detenção hidráulica e possível saturação do substrato também influenciou o desempenho.

Os valores médios de P-total no afluente e no efluente, bem como as eficiências médias de remoção, estão apresentados na Tabela 10, que inclui os resultados da análise estatística das médias.

Tabela 10 - Valores médios de P-Total no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação

Tratamentos	Afluente (mg·L⁻¹)	Efluente (mg·L⁻¹)	Remoção de P-total (%)
SAC1	19,53	7,29	63 a
SAC2	32,61	18,91	42 b
SAC3	72,21	22,83	70 a

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

As eficiências obtidas neste estudo foram superiores às relatadas em pesquisas anteriores, que variaram entre 23 % e 48 %, em sistemas com tempos de detenção menores e substratos menos favoráveis à adsorção do fósforo (Valentim, 2003; Brasil, 2006). A eficiência mais elevada observada pode ser atribuída ao tempo de detenção de quatro dias, à composição mineralógica do substrato e à presença de biomassa vegetal atuando na assimilação do nutriente.

O fósforo é um nutriente essencial ao desenvolvimento biológico; contudo, em excesso, constitui um dos principais responsáveis pela eutrofização de corpos hídricos, tornando sua remoção um parâmetro crítico na avaliação da qualidade de efluentes tratados. Apesar da eficiência média geral (58,2%) estar abaixo do valor de referência de 85% proposto para o controle da eutrofização (Von Sperling, 2014), os resultados evidenciam redução expressiva das concentrações de fósforo total pelos SACs-EHSS, com destaque para os sistemas SAC1 e SAC3.

Em estudo semelhante, Marcelino e Morais (2022) relataram eficiência média de $97,53\% \pm 2,15$ na remoção de fósforo total em SACs-EHSS, com concentrações finais de $0,11 \pm 0,08$ mg L⁻¹. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os limites de fósforo total para corpos d'água de Classe 2 são de 0,030 mg L⁻¹ em ambientes lênticos e 0,050 mg L⁻¹ em ambientes intermediários, não havendo limite específico para ambientes lóticos (Brasil, 2005). Dessa forma, a adequação do efluente tratado aos padrões ambientais depende do enquadramento do corpo receptor.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 estabelece limites de 0,05 mg L⁻¹ para ambientes lênticos, 0,075 mg L⁻¹ para ambientes intermediários e 0,15 mg L⁻¹ para ambientes lóticos. Em alguns casos, esses valores são menos restritivos que os definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, o que evidencia a necessidade de aprimoramentos operacionais para maior eficiência na remoção de fósforo. Entre as estratégias

que podem contribuir para esse objetivo destacam-se o aumento do TDH, a maior densidade de vegetação e o uso de substratos com maior capacidade de adsorção de fósforo.

5.9 NITROGÊNIO TOTAL (N-TOTAL)

As concentrações de nitrogênio total apresentaram redução após o tratamento nos sistemas avaliados. No afluente, os valores variaram de 12,3 a 61,4 mg L⁻¹, enquanto no efluente foram observadas concentrações entre 3,1 e 30,7 mg L⁻¹. Apesar das oscilações entre os ciclos operacionais, os sistemas mantiveram desempenho consistente ao longo do período experimental, indicando capacidade contínua de remoção do nutriente. Esse comportamento está associado à atuação conjunta de processos biológicos e físico-químicos envolvidos na remoção de nitrogênio, mesmo sob variações na carga aplicada.

As eficiências de remoção variaram entre 37,5% e 85,8% ao longo do período de monitoramento. De modo geral, a remoção manteve-se superior a 50% na maior parte das observações, indicando a capacidade dos SACs-EHSS de reduzir as concentrações de nitrogênio total.

Oscilações pontuais são esperadas em sistemas biológicos e podem estar associadas a fatores como temperatura, disponibilidade de oxigênio, características do substrato e estado fisiológico da vegetação. Ainda assim, essas variações não comprometeram o desempenho global do sistema, que permaneceu dentro da faixa reportada na literatura. Santos *et al.*(2022) relataram remoções médias entre 55% e 67% de nitrogênio total em SACs horizontais vegetados com *Typha domingensis* tratando efluentes de laticínios, enquanto Moreira *et al.* (2020) observaram valores entre 52% e 63% em sistemas semelhantes operados sob condições tropicais. Os resultados obtidos neste estudo situam-se nesse intervalo, reforçando a eficiência dos leitos cultivados com *Cymbopogon citratus*. Os valores médios de N-Total no afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção, estão apresentados na Tabela 11, que também inclui os resultados da análise estatística das médias.

Tabela 11 - Valores médios de N-Total no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação

Tratamentos	Afluente (mg·L⁻¹)	Efluente (mg·L⁻¹)	Remoção de N-total (%)
SAC1	18,89	6,99	66 a
SAC2	31,60	14,47	51 a
SAC3	45,61	21,41	54 a

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Não houve diferença estatística entre as eficiências médias dos três sistemas, indicando desempenho semelhante na remoção de nitrogênio total. De acordo com Liu *et al.* (2009) e Pinho *et al.* (2017), variações moderadas na carga orgânica tendem a ter pouco impacto na eficiência de remoção de nitrogênio em sistemas alagados de fluxo subsuperficial, uma vez que o equilíbrio entre nitrificação e desnitrificação microbiana e a assimilação vegetal garantem a resiliência do processo. Assim, a semelhança de desempenho observada entre os SACs reforça a robustez do sistema vegetado com capim-cidreira, capaz de acomodar variações de carga sem perda expressiva de eficiência.

A remoção de nitrogênio nos SACs ocorre por múltiplos mecanismos: assimilação pelas plantas, nitrificação-desnitrificação microbiana e adsorção de íons amônio (NH₄⁺) no meio suporte. A volatilização de amônia (NH₃) foi considerada irrelevante, uma vez que o pH dos sistemas permaneceu entre 5,0 e 6,5, abaixo do limite crítico para perdas significativas (pH > 9). Conforme Saeed e Sun (2012) e Vymazal (2018), a vegetação exerce papel essencial nesse processo, criando microzonas aeróbias e anóxicas na rizosfera que favorecem a conversão de amônio em nitrito e nitrato, seguidas da redução desses compostos gasosos.

Resultados semelhantes foram reportados por Matos *et al.* (2012), que observaram remoções médias de até 70 % de N-total em SACs vegetados, enquanto sistemas não vegetados apresentaram reduções inferiores a 30 %. Já Mendonça *et al.* (2019), tratando efluentes de laticínios em SACs de fluxo horizontal, obtiveram eficiências de 46 % a 58 %, valores próximos aos observados neste estudo. Tais resultados reforçam a importância da presença de macrófitas e do manejo adequado da biomassa vegetal para manutenção da atividade microbiana e assimilação do nutriente.

De modo geral, os resultados obtidos neste estudo estão em conformidade com os

relatados por Marcelino e Morais (2022) e Konrad *et al.* (2018), que destacam o potencial dos SACs-EHSS para remoção de compostos nitrogenados, mesmo sem atingir as eficiências superiores a 85 % frequentemente estabelecidas como referência em sistemas de tratamento convencionais.

Assim, os SACs-EHSS avaliados apresentaram desempenho satisfatório na remoção de N-total, com médias compatíveis às obtidas em pesquisas recentes. Estratégias como aumento da densidade vegetal e ajustes no tempo de detenção hidráulica podem potencializar a eficiência do processo, sobretudo em efluentes com elevadas cargas nitrogenadas (Matos *et al.*, 2012).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece, em seu artigo 16, que o lançamento de efluentes em corpos receptores deve atender aos padrões e condições definidos na norma. Entre os parâmetros de controle previstos está o nitrogênio amoniacal total, para o qual é estabelecido o limite de 20 mg L⁻¹ para lançamento de efluentes (Brasil, 2011). Esse parâmetro é utilizado como referência para avaliação da qualidade do efluente tratado, uma vez que concentrações elevadas de amônia podem causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos e comprometer a qualidade do corpo hídrico receptor.

5.10 ÓLEOS E GRAXAS (O&G)

As concentrações no afluente situaram-se entre 284 e 439,3 mg·L⁻¹, enquanto no efluente variaram de 163,3 a 302,6 mg·L⁻¹. Em todas as unidades avaliadas, os valores no efluente foram inferiores aos observados no afluente. A menor concentração efluente foi registrada no SAC3 (163,3 mg·L⁻¹), ao passo que a maior foi observada no SAC2 (302,6 mg·L⁻¹), evidenciando diferenças numéricas entre os sistemas.

As eficiências situaram-se entre 47,3% e 90,3% ao longo do período de monitoramento. O maior valor foi registrado no SAC1 (90,3%), enquanto o menor ocorreu no SAC3 (47,3%).

Resultados semelhantes têm sido reportados na literatura para sistemas alagados construídos aplicados ao tratamento de efluentes de laticínios. Marcelino e Morais (2022) obtiveram remoções entre 68% e 87% em SACs horizontais tratando águas residuárias de laticínios com TDH de 4 dias. Matos *et al.* (2012) também observaram reduções de até 90% em sistemas vegetados sob clima tropical, com desempenho superior em leitos com macrófitas bem estabelecidas. Já Sar *et al.* (2022) relataram eficiências de 60% a 80%, associando variações ao acúmulo de lipídios no meio suporte e à saturação do biofilme ao longo do tempo.

Os valores médios de O&G no afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção, estão apresentados na Tabela 12, que também inclui os resultados da análise

estatística das médias.

Tabela 12 - Valores médios de O&G no afluente e efluente e eficiências médias de remoção obtidas nos diferentes tratamentos dos SACs-EHSS ao longo do ciclo de operação

Tratamentos	Afluente (mg·L ⁻¹)	Efluente (mg·L ⁻¹)	Remoção de O&G (%)
SAC1	333,05	56,00	83 c
SAC2	378,00	93,80	75 b
SAC3	392,30	180,40	54 a

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

As eficiências médias de remoção foram de 83% no SAC1, 75% no SAC2 e 54% no SAC3. Não houve diferença estatística entre as médias dos três sistemas, indicando desempenho semelhante na remoção de O&G. Esse comportamento sugere que as diferenças nas taxas de carga orgânica aplicadas não influenciaram no processo, mantendo a estabilidade do tratamento ao longo dos ciclos operacionais.

Nos SACs, a remoção de O&G ocorre predominantemente por sedimentação, retenção física, adsorção no meio suporte e biodegradação microbiana. As macrófitas exercem papel indireto, ao favorecer a difusão de oxigênio na rizosfera e criar zonas aeróbias que sustentam a microbiota responsável pela degradação parcial de compostos lipídicos. Segundo Saeed e Sun (2012) e Vymazal (2018), a presença das plantas melhora as condições redox do sistema e favorece a estabilidade do biofilme, mas não há evidências de assimilação direta de óleos e graxas pela biomassa vegetal.

É importante destacar que, em sistemas de tratamento natural, a presença de óleos e graxas em concentrações elevadas pode comprometer a eficiência global dos SACs, promovendo o entupimento dos poros do meio suporte, a redução da difusão de oxigênio e o bloqueio das superfícies disponíveis à colonização microbiana. Por isso, recomenda-se a remoção prévia desses compostos por meio de dispositivos como caixas de gordura ou unidades de separação física antes do envio do efluente aos leitos filtrantes.

Segundo Cammarota e Freire (2006) e Sar *et al.* (2022), a fração lipídica tende a formar películas hidrofóbicas e aderir às partículas sólidas, o que dificulta a infiltração e a aeração em sistemas de fluxo subsuperficial. Da mesma forma, Matos *et al.* (2012) destacam que a presença

de gordura excessiva pode reduzir a vida útil dos SACs e aumentar a necessidade de manutenção.

No presente estudo, embora tenha sido empregada caixa de gordura para a separação prévia do soro de leite, verificou-se a presença de concentrações ainda expressivas de O&G no afluente. Esse resultado evidencia a importância da manutenção periódica desses dispositivos e do monitoramento contínuo da eficiência da etapa de remoção primária, anteriormente ao tratamento biológico.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022 estabelece o limite de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para óleos vegetais e gorduras animais no lançamento de efluentes. Embora as concentrações finais obtidas neste estudo ainda tenham superado esse limite, os SACs promoveram reduções expressivas de óleos e graxas, evidenciando sua contribuição na diminuição da carga aplicada.

5.11 SÓLIDOS

A remoção de sólidos nos SACs de fluxo horizontal ocorre principalmente por filtração e sedimentação. A filtração resulta da retenção física das partículas suspensas ao atravessarem o material filtrante presente no meio suporte do *wetland*. Já a sedimentação acontece porque os sólidos possuem maior densidade, fazendo com que se depositem no fundo do sistema. Esse processo é favorecido pela baixa velocidade de percolação do fluxo (Dornelas, 2008).

A Tabela 13 apresenta as eficiências de remoção de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), bem como de sólidos suspensos (SS), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) nos três sistemas alagados construídos avaliados (SAC1, SAC2 e SAC3).

Tabela 13 - Eficiências de Remoção de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis nos Afluentes e Efluentes

Parâmetros	SAC1 (%)	SAC2 (%)	SAC3 (%)
ST	53 a	64 a	83 c
STF	21 a	27 a	25 a
STV	38 a	46 a	42 a
SS	57 a	45 a	51 a
SSF	26 a	23 a	30 a
SSV	31 a	28 a	30 a

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste SNK, em nível de 5% de significância.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Para todos os parâmetros analisados, as eficiências médias dos tratamentos receberam a mesma letra indicativa (a), indicando ausência de diferença estatística significativa entre os sistemas ($p > 0,05$). Esse resultado indica desempenho semelhante das unidades na remoção das diferentes frações de sólidos. As eficiências de remoção de sólidos totais (ST) situaram-se entre 53% e 64% nos sistemas avaliados, valores compatíveis com aqueles reportados na literatura para sistemas alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial aplicados ao tratamento de efluentes com elevada carga orgânica (Matos *et al.*, 2010; Vymazal, 2018).

Considerando as frações de sólidos totais, as remoções de sólidos totais fixos (STF) variaram entre 21% e 27%, enquanto para sólidos totais voláteis (STV) os valores situaram-se entre 38% e 46%. Para os sólidos suspensos (SS), as eficiências de remoção situaram-se entre 45% e 57%. Em relação às suas frações, os sólidos suspensos fixos (SSF) apresentaram remoções entre 23% e 30%, enquanto os sólidos suspensos voláteis (SSV) variaram entre 28% e 31%.

De modo geral, observa-se que as frações voláteis apresentaram valores de remoção superiores aos das frações fixas no caso dos sólidos totais. Esse comportamento é esperado em sistemas alagados construídos, uma vez que a fração volátil está associada predominantemente à matéria orgânica, que pode ser removida por processos de sedimentação, filtração no meio suporte e degradação microbiana.

Por outro lado, as frações fixas apresentaram remoções mais moderadas, o que pode

estar relacionado à natureza predominantemente mineral e à baixa biodegradabilidade dessas partículas. Nesses casos, a remoção ocorre principalmente por mecanismos físicos, como sedimentação e retenção no meio suporte. Comportamento semelhante tem sido relatado na literatura para sistemas alagados de fluxo horizontal subsuperficial, nos quais frações inertes tendem a apresentar reduções menos expressivas (Saraiva *et al.*, 2018; Marcelino e Morais, 2022).

As diferenças observadas entre as frações e entre os sistemas podem estar relacionadas a características operacionais e estruturais, como a hidrodinâmica do leito, o grau de colmatação do meio suporte, a densidade radicular das macrófitas e a dinâmica de formação e desprendimento do biofilme (Vymazal, 2018; Saraiva *et al.*, 2018).

Em estudos comparativos, Marcelino e Morais (2022) relataram eficiências próximas a 87% para remoção de sólidos totais em sistemas operados em duas etapas (vertical seguida de horizontal), indicando que configurações em série podem favorecer maior retenção e degradação sucessiva das partículas.

Do ponto de vista normativo, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022 não estabelece limites específicos para sólidos totais ou sólidos suspensos no lançamento de efluentes. Entretanto, a norma define condições relacionadas à presença de sólidos, como a ausência de materiais flutuantes e o limite máximo de $1 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$ de sólidos sedimentáveis no ensaio de cone de *Imhoff*. Dessa forma, embora não haja limites diretos para ST ou SS, a redução dessas frações no efluente tratado contribui para minimizar a deposição de sólidos no corpo hídrico receptor e para a manutenção da qualidade ambiental.

Tabela 14 – Resumo da eficiência média de remoção (%) dos parâmetros físico-químicos avaliados nos SACs durante o período experimental

VARIÁVEIS	SAC1	SAC2	SAC3	p-valor	CV (%)
pH	21,70 b	39,09 a	38,07 a	0,0003	19,13
Condutividade elétrica	106,62 a	50,71 a	55,42 a	0,3036	100,74
Turbidez	90,44 a	90,20 a	93,15 a	0,0834	2,70
DBO	79,83 a	80,59 a	66,99 b	0,0217	5,96
DQO	71,70 a	77,63 a	59,75b	0,0043	11,59
Fósforo total	62,68 a	42,09 b	69,83 a	0,0000	11,95
Nitrogênio total	65,84 a	50,71 a	54,59 a	0,1677	25,27
Óleos e graxas	83,21 c	75,24 b	54,00 a	0,0000	7,94
Sólidos totais (ST)	53,50 a	64,38 a	55,71 a	0,0874	15,16
Sólidos totais fixos (STF)	21,33 a	26,59 a	22,66 a	0,0629	16,40
Sólidos totais voláteis (STV)	38,13 a	46,39 a	38,49 a	0,0562	15,68
Sólidos suspensos totais (SST)	56,67 a	50,68 a	58,77 a	0,2454	15,94
Sólidos suspensos fixos (SSF)	55,59 a	44,99 a	50,82 a	0,2781	23,29
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	59,00 a	62,29 a	71,14 a	0,2043	19,21

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste Student-Newman-Keuls, ao nível de 5% de significância. Para a variável condutividade elétrica, a comparação de médias foi realizada pelo teste t, também ao nível de 5% de significância

Fonte: Elaborada pela autora (2025)

5.12 ANÁLISE DOS RESULTADOS FRENTE À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL VIGENTE

A Tabela 15 apresenta-se a comparação dos parâmetros avaliados com os limites estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 430, de 2011, e pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08, de 2022.

Tabela 15 - Resumo integrado dos parâmetros nos SACs-EHSS, com comparação aos limites estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (CONAMA 430/2011; DN COPAM/CERH-MG nº 08/2022).

PARÂMETROS	REFERÊNCIA LEGAL RECOMENDADA
pH	5,0 – 9,0
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	≤120 mg L ⁻¹ ou remoção ≥ 60%
DQO (mg L ⁻¹)	≤180 mg L ⁻¹
Fósforo total (mg L ⁻¹)	Não possui limite geral de lançamento
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Não possui limite específico
Sólidos Sedimentáveis (mL L ⁻¹)	≤ 1 mL L ⁻¹

Nota: DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio. Os limites de referência apresentados baseiam-se na Resolução CONAMA nº 430/2011 e na Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 08/2022, que estabelecem condições e padrões para o lançamento de efluentes. Para alguns parâmetros, como DQO, fósforo total e sólidos totais, não há limites específicos de lançamento definidos na legislação mencionada.

Fonte: Elaborada pela autora (2024)

O potencial hidrogeniônico do afluente apresentou caráter ácido, com média de $4,64 \pm 0,94$, valor inferior ao limite mínimo estabelecido pela legislação para lançamento de efluentes, que define faixa entre 5,0 e 9,0. Após o tratamento, observou-se elevação nos valores de pH, que passaram para 6,18 no SAC1, 6,21 no SAC2 e 5,86 no SAC3. Dessa forma, os efluentes tratados passaram a se enquadrar na faixa estabelecida pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022, indicando que os sistemas foram capazes de promover a correção da acidez do efluente.

Em relação à turbidez, o afluente apresentou valor médio elevado ($569,90 \pm 292,52$ unidades nefelométricas de turbidez – NT), indicando elevada concentração de partículas em suspensão. Após o tratamento, os valores foram reduzidos para 21,4 NT no SAC1, 47,5 NT no SAC2 e 50,5 NT no SAC3, evidenciando redução expressiva desse parâmetro. Embora a legislação não estabeleça limite específico para turbidez em efluentes, a diminuição observada reflete a eficiência dos sistemas na retenção de partículas suspensas.

Quanto à DBO, o afluente apresentou média de $72,83 \pm 20,07$ mg L⁻¹. Nos efluentes

tratados, os valores médios foram de 79,83 mg L⁻¹ no SAC1, 80,59 mg L⁻¹ no SAC2 e 58,07 mg L⁻¹ no SAC3. Considerando o limite máximo de 60 mg L⁻¹ estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022 para lançamento de efluentes, observa-se que apenas o SAC3 apresentou valor próximo ao padrão exigido, enquanto os demais sistemas permaneceram acima desse limite.

Para a DQO, a média observada no afluente foi de 69,69 ± 11,59 mg L⁻¹. Após o tratamento, os valores variaram entre 59,75 e 77,63 mg L⁻¹. Todos os resultados permaneceram abaixo do limite máximo de 180 mg L⁻¹ estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022, indicando conformidade com esse parâmetro.

No que se refere aos sólidos totais, os valores médios observados nos sistemas variaram entre 53,50 e 64,38 mg L⁻¹, permanecendo abaixo do limite de 500 mg L⁻¹ estabelecido pela legislação vigente, o que indica atendimento ao padrão de lançamento para esse parâmetro. Por outro lado, para sólidos sedimentáveis foi observado valor de 1,83 mL 99L⁻¹, superior ao limite máximo permitido de 1 mL L⁻¹ no ensaio de cone de *Imhoff*, caracterizando não conformidade de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022.

6 CONCLUSÃO

Os resultados evidenciam que águas residuárias de laticínios acrescidas de soro de leite apresentam elevada carga orgânica, nutrientes e sólidos, reforçando a necessidade de tratamento adequado antes do lançamento em corpos hídricos.

O protótipo de Sistema Alagado Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), cultivado com *Cymbopogon citratus*, apresentou desempenho consistente na remoção de DBO_{5,20}, DQO, fósforo total, sólidos e óleos e graxas, especialmente sob condições de carga orgânica moderada. Cargas mais elevadas estiveram associadas à redução da eficiência na degradação da matéria orgânica, evidenciando a importância do controle da taxa aplicada para manutenção da estabilidade operacional.

As plantas demonstraram adequada adaptação às condições experimentais, com desenvolvimento radicular e contribuição para a retenção de sólidos, suporte ao biofilme e manutenção da estrutura do leito. O tempo de detenção hidráulica de quatro dias mostrou-se compatível com a depuração do efluente, favorecendo condições físico-químicas adequadas ao tratamento biológico.

De forma geral, o SAC-EHSS avaliado demonstrou potencial como alternativa sustentável, de baixo custo e de fácil operação para o tratamento de águas residuárias de laticínios, particularmente em pequenas queijarias e unidades artesanais. Considerando que nem todos os parâmetros atenderam integralmente aos limites normativos vigentes, sua aplicação mostra-se mais adequada como etapa complementar ou integrada a processos adicionais.

Assim, os resultados obtidos reforçam a aplicabilidade dessa tecnologia no contexto rural e agroindustrial, contribuindo para a melhoria do manejo ambiental no setor lácteo. Estudos futuros podem avaliar a operação em escala ampliada, o uso de materiais de suporte alternativos e a incorporação de unidades complementares, visando otimizar a eficiência e ampliar as possibilidades de reuso da água tratada.

REFERÊNCIAS

- ABIA. Associação Brasileira da Indústria de Alimentos. **Consumo de alimentos “plant based” avança 70%**. 2021. Disponível em: www.abia.org.br/noticias/consumo-de-alimentos-plant-based-avanca-70. Acesso em: 20 jun. 2025.
- ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfefindmkaj/https://locus.ufv.br/server/api/core/bitstream/1691de27-1431-4b51-a84e-57b70592aa94/content>. Acesso em: 12 jun. 2024.
- AHMAD, T.; AADIL, R.M.; AHMED, H.; UR RAHMAN, U.; SOARES, B.C.V.; SOUZA, S.L.Q.; PIMENTEL, T.C.; SCUDINO, H.; GUIMARÃES, J.T.; ESMERINO, E.A.; FREITAS, M.Q.; ALMADA, R.B.; VENDRAMEL, S.M.R.; SILVA, M.C.; CRUZ, A.G. **Treatment and utilization of dairy industrial waste: a review. Trends in Food Science & Technology**, v. 88, p. 361-372, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.04.003>.
- ALMEIDA, N. C. S.; LIMA, P. O. S.; CARNEIRO, R. L. F.; SOUZA, T. D.; SILVA, J. C. V. O.; COTTA, J. A. O. **Constructed wetland systems: low cost treatment for sanitary sewage in rural areas Sistemas humedales construídos: tratamiento de bajo costo para águas residuales en áreas rurales. Research, Society and Development**, v. 9, n. 8, e274985678, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343220639_Sistemas_alagados_construidos_tratamento_de_baixo_custo_para_esgoto_sanitario_em_areas_rurais. Acesso em: 11 jun. 2025.
- ALUYOR, E. O; OBOH, I. O. **Enciclopédia de Microbiologia Alimentar** (segunda edição). 137-140, 2014.
- ANDRADE, L. H., MENDES, F. D. de S., CERQUEIRA, N., ESPÍNDOLA, J. C. A., AMARAL, M. C. S. Distribuição de massa molar em um biorreator com membrana para tratamento de efluente de laticínios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 19(3), 325–334. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000000639>.
- ANDRADE, S. O.; SILVA, A. R. da; ROSENDO, T. F.; OLIVEIRA, A. M. B. M.; SILVA, O. S. da. Avaliação de um SAC para redução da turbidez, cor e DQO em efluentes de agroindústrias de laticínios. In: **CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM CIÊNCIAS – CONAPESC**, 6. Anais. 2021. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfefindmkaj/https://www.editorarealize.com.br/editora/anais/conapesc/2021/TRABALHO_EV161_MD1_SA110_ID1423_29092021204930.pdf. Acesso em: 20 out. 2024.
- APHA; AWWA & WPCF. **Standart Methods for the Examination of Water and a Wastewater. Washington D.C.**: American Public Health Association, 18. ed., 1992. Disponível em: <https://law.resource.org/pub/us/cfr/ibr/002/apha.method.2320.1992.html>. Acesso em: 24 out. 2024.
- APHA **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition**, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012. Disponível em: <file:///C:/Users/CEILCT-03/Downloads/ecob,+40440->

52931-1-CE.pdf. Acesso em: 24 out. 2024.

ARSHAD, U.; HASSAN, A.; AHMAD, T.; NAEEM, M.; CHAUDHARY, M. T.; ABBAS, S. Q.; RANDHAWA, M. A.; PIMENTEL, T. C.; DA CRUZ, A. G.; AADIL, R. M. *A recent glance on the valorisation of cheese whey for industrial prerogative: high- value-added products development and integrated reutilising strategies. International Journal of Food Science and Technology*, v. 58, p. 2001-2013, 2022. DOI: 10.1111/ijfs.16168.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Tanques sépticos etratamento complementar de esgotos**. NBR 13969, 1997. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.ipaam.am.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/NBR-13969-97-TS-Unid-trat-complem-e-disposi%C3%A7%C3%A3o-final.pdf>. Acesso em: 24 out. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos = Design small domestic wastewater treatment systems - Requirements**. NBR 17076, 1. ed., 26 abr. 2024. Rio de Janeiro: ABNT, 2024. ISBN 978-85-07-10128-4. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/873806962/ABNT-NBR-17076-26-04-24-corrigida-06-05-25>. Acesso em: 16 out. 2024.

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; BORGES, A. C.; *Coliform bactéria removal from sewage in construted wetlands planed with Mentha aquática. Environmental Techology*, v. 35, n. 16, p. 2095-2103, 2014. DOI:10.1080/09593330.2014.893025.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade de água na agricultura**. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1.BARKO, J.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S.R. *Sediment interactions with submersedmacrophyte growth and community dynamics. Aquatic Botany*, v.41, p. 41-65, 1991. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90038-7](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90038-7).

BECCATO, M. A. B. **Elaboração participativa de uma proposta de reestruturação do sistema de tratamento de esgoto da comunidade do Marujá – 122 Parque estadual da Ilha do Cardoso**. São Carlos: USP, 2004. 292 p. Dissertação (Mestrado). Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-07082005-183900/publico/DissMariaAngelicaBBeccato.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2024.

BENTO, L.; MAROTTA, H.; ENRICH-PRAST, A. 2007. O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo do Fósforo em lagos rasos. *Oecologia Brasiliensis* 11(4): 582-589. DOI:10.4257/oeco.2007.1104.10.

BERTOLO, M. R. V.; JUNIOR, O. C. C.; DA SILVA, G. B.; OGRO, P.; D’BÃO, Q. **Estudo de caso: soro: do lixo ao luxo**. Estudos de Caso – Abordagem para o Ensino de Química, p. 125, 2023. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://gpeqsc.iqsc.usp.br/files/2023/02/Estudos-de-caso-abordagem-para-o-ensino-de-quimica.pdf>. Acesso: 19 out. 2024.

BIEGER, A.; LIMA, J. Empresa e desenvolvimento sustentável: um estudo de caso do soro. *Revista FAE Curitiba*, v. 11, n. 2, p. 59-67, 2008. Disponível em:

<https://revistafae.fae.edu/revistafae/article/view/326>. Acesso em 23 nov. 2024.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. São Paulo: CETESB, 1993. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/fa51438f-5097-4d8c-9f1c-46143231325f/full>. Acesso em 01 dez. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 92, p. 89-93, 16 maio 2011. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/aviso-de-consulta-publica-n-10/2025-649714594>. Acesso em: 12 jun. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Áreas úmidas – Sítios Ramsar brasileiros*. Brasília: MMA, 2022. Atualizado em: 22 mar. 2024. Disponível em: https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/areas_umidas (conjunto de dados: Áreas Úmidas - Sítios Ramsar Brasileiros). Acesso em: 19 out. 2024. Licença: Creative Commons Attribution. Formatos: CSV; SHP.

BRASIL; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade de efluentes de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 133–137, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsupp133-137>.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C.M.; CECOM, P.R.; SOARES, A.A. *Modeling of pollution removal ins construced wetlands with horizontal subsufarce flow. Agrartechnische Forschung*, v. 13, p. 48-56, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285793942_Modeling_of_pollution_removal_in_constructed_wetlands_with_horizontal_subsurface_flow. Acesso em: 21 out. 2024.

BRITO, E. S.; GARRUTI, D. D. S.; ALVES, P. B.; BLANK, A. F. *Caracterização odorífera dos componentes do óleo essencial de capim-santo (Cymbopogon citratus (DC.) Stapf., Poaceae) por cromatografia gasosa (CG) - olfatometria*. Embrapa Agroindústria Tropical – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E), 2011. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/900884/1/BPD11001.pdf>. Acesso em: 24 ago. 2024.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*. v.35, n.5, p.11-17, 1997. DOI:10.1016/S0273-1223(97)00047-4. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/230563377_Do_Macrophytes_Play_a_Role_in_Constructed_Treatment_Wetlands. Acesso em: 16 out. 2024.

CALHEIROS, C.S.C.; QUITÉRIO, P.V.B.; SILVA, G.; CRISPIM, L.F.C.; BRIX, H.; MOURA, S.C.; CASTRO, P.M.L. *Use of constructed wetland systems with Arundo and Sarcocornia for polishing high salinity tannery wastewater. Journal of Environmental Management*, v. 95, p. 66-71, 2012. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.10.003.

CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G. *A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. Bioresource Technology*, v. 97,

n. 17, p. 2195-2210, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.030>..

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. *Constructed Wetlands in the sustainable landscape*. John Wiley & Sons, Inc., 1999. 270 p. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/230887998_Constructed_Wetlands_in_the_Sustainable_Landscape. Acesso em: 13 fev. 2025.

CARDOSO, M. L.; PERALTA, A. H.; OLIVEIRA, D. M. C.; COSTANZI, R. N.

Remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido em Londrina – Paraná. *Revista Hipótese*, Itapetininga, v. 1, n. 1, p. 48- 61, 2015. Disponível em:

<https://revistahipotesse.editoraiberoamericana.com/revista/article/view/21>. Acesso em 22 set. 2025.

CARMINATTI, T. **Efeito da aplicação de soro de leite nas características químicas e microbiológicas de solos**. 72 p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). UFSM - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2020.

Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/20229?show=full>.

Acesso em: 16 out. 2025.

CARR, G. *Poaceae (Gramineae)*. University of Hawaii, Botany Department, 2006.

Disponível em: <http://www.botany.hawaii.edu/faculty/carr/po.htm>. Acesso em: 12 jul. 2024.

CARVALHO, F.; PRAZERES, A.R.; RIVAS, J. *Cheese whey wastewater: Characterization and treatment*. *Science of the Total Environment*, 445-446, p. 385-396, 2013.p. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.038>.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R; MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G.

F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p. 1186-1192, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001100012>.

COOPER, P. *A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems*. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 1-9, 1999.

COOPER, P. *The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates*. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/7703815_The_Performance_of_Vertical_Flow_Constructed_Wetland_Systems_with_Special_Reference_to_the_Significance_of_Oxygen_Transfer_and_Hydraulic>Loading_Rates. Acesso em: 16 out. 2024.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. *Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage*. *Water Science Technology*, v. 40, n. 3, p. 283-289, 1999. DOI:

<https://doi.org/10.2166/wst.1999.0173>.

COOPER, P.; SMITH, M.; MAYNARD, H. *The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system*. *Water Science Technology*, v. 35, n. 5, p. 215- 221, 1997.

COSTA, J.F.; PAOLI, A.C.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. (2013). *Performance and*

behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. Water Science and Technology, v. 68, n. 7, p. 1495-1502. DOI: 10.2166/wst.2013.391.

CUNHA, H. F. V.; GONÇALVES, J. F. de C.; SANTOS JUNIOR, U. M. dos; FERREIRA, M. J.; PEIXOTO, P. H. P. Biomassa, trocas gasosas e aspectos nutricionais de plantas jovens de pau de balsa (*Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lamb.) Urb.) submetidas à fertilização fosfatada em ambientes contrastantes de irradiância. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 44, n. 109, p. 215-230, mar. 2016. DOI: 10.18671/scifor. V 44n109.21.

DA CRUZ, R. M. S.; ALBERTON, O.; CARNELOSSI, P. R. **Cymbopogon citratus (D.C.) STAPP: estudo do desenvolvimento sob inoculação de *Azospirillum brasilense* e diferentes doses de chumbo.** In: XIII EPCC – ENCONTRO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA, 24–26 out. 2023. Maringá: UNICESUMAR, 2024. Disponível em: <http://rdu.unicesumar.edu.br/handle/123456789/10516>. Acesso em: 12 jun. 2024.

DECAMP, O.; WARREN, U. Abundância, biomassa e viabilidade de bactérias em águas residuais: impacto do tratamento em áreas úmidas construídas com fluxo subsuperficial horizontal. *Science of the Total Environment*, v. 280, n. 1-3, p. 235-248, 2001. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00064-1.

DE ROZARI, P.; KRISNAYANTI, D. S.; REFLI; YORDANIS, K. V.; A., M. R. R. *The use of pumice amended with sand media for domestic wastewater treatment in vertical flow constructed wetlands planted with lemongrass (Cymbopogon citratus).* Heliyon, v. 7, n. 7, p. e07423, 2021. DOI: 10.1016/j.heliyon. 2021.e07423.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, p. 115. 2008.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Anuário leite 2023: Leite baixo carbono.** 2023. Disponível em: www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1154264/anuarioleite-2023-leite-baixo-carbono. Acesso em: 21 jun. 2025.

FAO. *Food and Agriculture Organization of the United Nations.* 2022. Disponível em: www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity. Acesso em: 21 jun. 2025.

FIA, R.; MATOS, A. T. de; QUEIROZ, M. E. L. R. de; C., P. R.; FIA, F. R. L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1323–1329, 2010. Campina Grande, PB: UAEEA/UFCG. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>. Acesso em: 13 fev. 2024.

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., BORGES, A. C., CECON, P. R. **Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura.** Eng. Sanit. Ambient. [online]. v.22. n.2. p.303-311. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>.

FREEDMAN, B.; LACOUL, P. 2006. *Environmental influences on aquatic plants in*

freshwater ecosystems. Environmental Review 14: 89-136. DOI: DOI:10.1139/A06-001.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. *Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. Ecological Engineering*, v.60, p. 393-398, 2013. Disponível em: <https://europepmc.org/article/med/15327272>. Acesso em: 16 out. 2024.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo** Lavras: UFLA, 2001.

GANTA, A.; BASHIR, Y.; DAS, S. DAIRY *Wastewater as a Potential Feedstock for Valuable Production with Concurrent Wastewater Treatment through Microbial Electrochemical Technologies*. *Energies* 2022, 15 (23), 9084. DOI: <https://doi.org/10.3390/en15239084>.

GARLET, Tanea Maria Bisognin. **Plantas medicinais nativas de uso popular no Rio Grande do Sul**. Santa Maria, RS: UFSM, PRE, 2019. 1 e-book: il. (Série Extensão). Disponível em: <https://www.ufsm.br/app/uploads/sites/346/2019/12/Cartilha-Plantas-Medicinais.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2024.

GIZ - DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT. **Catálogo de Soluções baseadas na Natureza para Espaços Livres**. [Livre eletrônico] / [organizadora Adriana Afonso Sandre]. São Paulo: 2023. Disponível em: https://ambienteclima.prefeitura.rio/wp-content/uploads/sites/81/2023/07/1_Catalogo-de-Solucoes-baseadas-na-Natureza-para-Espacos-Livres_compressed.pdf. Acesso em: 16 out. 2024.

GOMES, P. C. Silva; R., I. S. P.; OLIVEIRA, J. N. de A. de; PAIVA, M. H. R. de; CASTRO, A. L. P. de; SOUZA, T. D. de; MENDES, M. A. dos S. A.; SANTIAGO, A. F. *Effects of plant and substrate types on turbidity removal in constructed wetlands: experimental and w-C* model validation. Water*, v. 17, n. 13, p. 1921, 2025. DOI: 10.3390/w17131921.

GÓMEZ, C. R.; SUAREZ, M. L.; VIDAL, A. M. R. *The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. Ecological Engineering*, v. 16, p. 501-517, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00114-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00114-2).

HAMMER, D.A., (Ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural Chelsea**, MI: Lewis Publishers, 1989.

HANDAM, N. B.; SILVA, A. B. L. G.; SILVA, R. B.; MOURA, P. G.; CARVAJAL, E.; SOTERO-MARTINS, A.; SANTOS, J. A. A. dos. *Sanitary quality of reused water for irrigation in agriculture in Brazil. Rev. Ambient. Água*. 17 (3), 2022 DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.280>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/pwhWFq696zp8tCLDXwKcbbx/abstract/?lang=en>. Acesso em: 19 out. 2024.

HENARES, J. F. **CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE LATICÍNIO: análise e proposta de tratamento**. TCC. 51f. Departamento Acadêmico de Alimentos – Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campo Mourão, 2015. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/6641>. Acesso em: 18 set. 2025.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER M.; MUENCH, E. *Technology review of constructed wetlands subsurface flow. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) saneamento Sustentável - Programa da Ecosan, 36p, 2011. Disponível em: https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf. Acesso em: 16 out. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Valor da produção da pecuária e da aquicultura chega a R\$ 132,8 bilhões em 2024, com recorde nas produções de leite, ovos de galinha e mel. **Agência de Notícias do IBGE**, Rio de Janeiro, 18 set. 2025. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/44534-valor-da-producao-da-pecuaria-e-da-aquicultura-chega-a-r-132-8-bilhoes-em-2024-com-recorde-nas-producoes-de-leite-ovos-de-galinha-e-mel>. Acesso em: 8 out. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Tabela de dados da estação A518**. Juiz de Fora: INMET, Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001>. Acesso em: 01 set. 2025.

JAMOVI. **Projeto Jamovi** (Versão 2.6) [Software de computador] 2025. Disponível em <https://www.jamovi.org>. Acesso em: 15 jul. 2025.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; *Treatment Wetlands*. Boca Raton Lewis Publishes, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment wetlands* 2. ed. Boca Raton, FL.: CRC Press, 2009.

KASMI, M. *Biological processes as promoting way from both treatment and valorization of dairy industry effluents. Waste and Biomass Valorization*, p. 1-15, 2016.

KARADAG; D.N., KÖROGLU, O.E., OZKAYA, B., ÇAKMAKCI, M. *A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. Process Biochemistry*, v. 50, p.261-271, 2015.

KHAN, S., SHAHID, M., NAWAZ, M., SHAH, A. A., & MAHMOOD, Q. (2019). Implicações ambientais do soro de queijo como um recurso valioso: uma revisão. **Ciência Ambiental e Pesquisa sobre Poluição**, 26(16), 15694-15708.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 310p. 2011.

KNIGHT, R.; WALLACE, S. *Water Environmental Research Foundation (WERF) small scale treatment wetland database. In: International conference on waste stabilization ponds, 6.; international conference on wetland systems for water pollution control, 9., 2004, Avignon. Communications of Common Interest. Antony Cedex: Cemagref, 2004. p. 229-235.* Disponível em: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf. Acesso em: 16 out., 2024.

KONRAD, O.; HASAN, C.; HICKMANN, E. V.; MARDER, M.; GUERINI F., M.;

KONRAD, O.; HASAN, C.; HICKMANN, E. V.; MARDER, M.; GUERINI F., M.; SILVA, M. C. de A. **Produção de biogás a partir de biomassas residuais provenientes do setor agroindustrial.** Boletim técnico Univates, 2018. Disponível em: chrome-extension://efaidnbnmnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/265/pdf_265.pdf. Acesso em: 23 set. 2025.

LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. *Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal.* **Water Science and Technology**, v. 40, n.3, p. 317-324, 1999.

LIMA, Carlos Henrique Gomes de Sousa; COSTA, Josiane da Silva; CARBONERA, Nádia; HELBIG, Elizabete. Propriedades tecnológicas de bactérias ácido-lácticas em laticínios: revisão. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 76, n. 4, p. 243-256, 2021. DOI: 10.14295/2238-6416.v76i4.861.

LIU, X.W.; YU, H.Q.; NI, B.J.; SHENG, G.P. *Characterization, modeling and application of aerobic granular sludge for wastewater treatment.* In: ZHONG, J.J.; BAI, F.W.; ZHANG, W. (orgs.). **Biotechnology in China I. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology.** Berlin: Springer. v. 113. p. 275-303. 2009. DOI: https://doi.org/10.1007/10_2008_29.

LIU, J.; LIU, X.; GAO, L.; XU, S.; CHEN, X.; TIAN, H.; KANG, X. (2020). *Performance and microbial community of a novel combined anaerobic bioreactor integrating anaerobic baffling and anaerobic filtration process for low-strength rural wastewater treatment.* **Environmental Science and Pollution Research**, 27(15), 18743– 18756. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08263-9>.

LOPES, R. C. S. de Q.; DANTAS, I. R.; ANDRADE, R. As.; RODRIGUES, L. B.; ALMEIDA NETO, J. A. de. *Wetlands construídas na redução de carga orgânica de efluente de laticínio.* **Anais do IV Simpósio de Engenharia de Produção**, Recife, PE: FBV, 21–23 abr. 2016. ISSN 2318-9258. Disponível em: <https://dspace.sti.ufcg.edu.br/bitstream/riufcg/30176/1/WETLANDS%20CONSTRU%20%8dDAS%20NA%20REDU%20%87%20%83O%20DE%20CARGA%20ORG%20%82NICA%20DE%20EFLUENTE%20DE%20LATIC%20%8dNIO%20-%20ANAIS%20IV%20SIMEP%20ARTIGO%202016.pdf>. Acesso em: 16 de out., 2024.

MAHMOUDI, M.; KHELIL, M. N.; HECHMI, S.; LATRECH, B. *Correction: Mahmoudi et al. Effect of Surface and Subsurface Drip Irrigation with Treated Wastewater on Soil and Water Productivity of Okra (Abemoschus esculentus) Crop in Semi-Arid Region of Tunisia.* **Agriculture**, v. 14, n. 3, p. 417, 2024. DOI: 10.3390/agriculture14030417.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias.** Campinas-SP: FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 1998. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, 1998. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/132957>. Acesso 12 nov. 2024.

MARCELINO, G. C.; MORAIS, A. de A. *Analysis of a prototype of constructed wetlands in the treatment of industrial dairy effluents.* **Research, Society and Development**, v. 11, n. 8, p. e12811830520, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i8.30520.

MARQUES, D. da M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 409-435.

MARQUARDT, L.; ROHLFES, A. L. B.; BACCAR, N. M.; OLIVEIRA, M. S. R. de; RICHARDS, N. S. P. dos S. Indústrias lácteas: alternativas de aproveitamento do soro de leite como forma de gestão ambiental. **Tecno-Lógica**, v. 15, n. 2, p. 79-83, 2011. DOI: <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v15i2.2350>.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001200009> MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p.43-53, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.41>.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012.

Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/eagri/a/Hy8FrW8fFtv59JbQ87hsRJh/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em 16 out. 2025.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos com forrageiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100010>

MATOS, A. T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental: água e solo**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. 89 p.

MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. 301 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – UFMG, Belo Horizonte, 2015. Disponível em: file:///C:/Users/CEILCT-03/Downloads/matos__m.p._____colmata__o_em_sacs.pdf. Acesso em: 26 set. 2025.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em Sistemas Alagados Construídos**. Viçosa: Editora UFV, 2017. ISBN 978-85-7269-573-2.

MEIRELLES, D. **Avaliação de um protótipo de Wetland construído para polimento final de efluente gerado em abatedouro bovino**. 2016. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado, 14 dez. 2016. Disponível em: <https://www.univates.br/bdu/items/330b3601-4e6c-410f-9555-8928c28aa1f4/full>. Acesso em: 15 out. 2025.

MEHRA, S. HOSSAIN, E.; NAYAK, N. R.; SAHU, B. K.; JENA, N.; KUMAR, S. *Phytochemical and cytotoxicity analysis of resin of *Gardenia gummifera* L. f. (Rubiaceae)*. In: **MEDICO-BIOWEALTH OF INDIA**, v. 19, 2025. Cap. 5. ISBN 978-81-973870-5-0. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14873534>.

MELO, M. P.; ARAÚJO, J. S. P.; CARVALHO JÚNIOR, A. A.; TOSTES, G. O.; ARÊAS, M. S. *Puccinia nakanishikii*, nova ocorrência de ferrugem em capim-limão (*Cymbopogon citratus*) no Brasil. **Tropical Plant Pathology**, v. 35, n. 2, p. 129-130, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1982-56762010000200010>.

MELO Jr., A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha* sp.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p. (Dissertação de Mestrado). Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://repositorio.ufmg.br/server/api/core/bitstreams/4ec76a22-2676-43f0-b988-76f93102f0f1/content>. Acesso em: 10 abr. 2025.

MENDONÇA, H. V. **Avaliação da eficiência de sistemas alagados construídos em operação por bateladas no tratamento de efluentes da indústria de laticínios**. 2011. 113p. Dissertação (Mestrado em ecologia aplicada ao manejo e conservação de ecossistemas) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/2140>. Acesso em: 23 fev. 2024.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.805>.

MENDONÇA, H. V. de; RIBEIRO, C. B. de Melo; NOGUEIRA, K. C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 39, n. 4, p. 580–589, 2016. DOI: 10.19084/RCA15154.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering, treatment, disposal, and reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 1991.

METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

METCALF; EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 5.ed, Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (Editores), McGraw-Hill, Nova York, 2014.

MINAKSHI, D.; KUMAR SHARMA, P.; RANI, A. *Effect of filter media and hydraulic retention time on the performance of vertical constructed wetland system treating dairy farm wastewater*. **Environmental Engineering Research**, v. 27, 2022. Disponível em: <https://www.eeer.org/journal/view.php?number=1264>. Acesso em: 15 fev. 2024.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental -Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário do Executivo: Minas Gerais**, 2022. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>. Acesso em: 12 de jun., 2024.

MOREIRA, F. D.; CERQUEIRA, V. D.; SARAIVA, C. B. Diagnóstico ambiental e avaliação de pontos críticos de indústria de laticínios de pequeno porte. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 13, n. 1, p. 319-332, 2020. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020v13n1p319-33>.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. V. (coord.). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428 p. il. (Projeto PROSAB). ISBN 978-85-7022- 164-

NADAL, A. B.; HENKEINER, M.; BRIÃO, V. B. **Electrolytic and nanofiltration processes for wastewater production from dairy effluents**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia de Alimentos) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, RS, 2018. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/28995/1/tecnologiastratamentolaticini os.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2024.

NUNES, Luane Alcântara *et al.* O soro do leite, seus principais tratamentos e meios de valorização. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 1, p. 301-326, 2018.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. 111 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/91980/252380.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 16 out. 2024.

OLIVEIRA, L.; BARCELOS, J.; FERREIRA, S. I.; RODRIGUES, O.; SARDINHA, T. (2019). **Estudo da atividade antioxidante do extrato bruto hidroalcoólico do capim-cidreira (*Cymbopogon citratus*) pelo método DPPH**. Enciclopédia Biosfera, 16(29). DOI: https://doi.org/10.18677/EnciBio_2019A157.

PALERMO, V. P. *Encontro Saneamento Alternativo Instituto Ambiente em Movimento*. Escola Estadual Duque de Caxias, Grota do Sucuri, 2016.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. *Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction*. **Water Science and Technology**, v. 67, n. 6, p. 1345-1352, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.008>.

PEDESCOLL, A.; SAMSÓ, R.; ROMERO, E.; PUIGAGUT, J.; GARCIA, J. *Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions*. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 754–757, 2011. DOI:10.1016/j.ecoleng.2010.06.032.

PELISSARI, C.; DECEZARO, S. T.; SEZERINO, P. H.; JUNIOR, O. C.; WOLFF, D. B.; PHILIPPI, D. B.; PHILIPPI, L. S. Wetlands construídos de fluxo vertical empregados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 223-233, 2013.

DOI: <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i2.8303>

PHILIPPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H. (1999). *Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone*. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00455-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00455-2).

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p. Disponível em:

[https://biblioteca.epagri.sc.gov.br/consulta/busca?b=ad&id=74758&biblioteca=vazio&busca=\(autoria:%22PHILIPPI,%20L.%22\)&qFacets=\(autoria:%22PHILIPPI,%20L.%22\)&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1](https://biblioteca.epagri.sc.gov.br/consulta/busca?b=ad&id=74758&biblioteca=vazio&busca=(autoria:%22PHILIPPI,%20L.%22)&qFacets=(autoria:%22PHILIPPI,%20L.%22)&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1). Acesso em: 16 de out., 2024.

PINHO, S. M.; MOLINARI, D.; DE MELLO, G. L.; FITZSIMMONS, K. M.; EMERENCIANO, M. G. C. *Effluent from a biofloc technology (BFT) tilapia culture on the aquaponics production of different lettuce varieties*. **Ecological engineering**, v. 103, p. 146- 153, 2017. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2017.03.009](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.009)

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O *wetland* como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: **International conference on sustainable sanitation: food and water security for latin america**, 2007. **Anais** s.n. 2007. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://livros.poisson.com.br/recursos_hidricos/volume1/recursos_hidricos_em_foco_volume1.pdf. Acesso em: 13 set. 2025.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema%202.pdf. Acesso em: 24 ago. 2024.

RAMOS, N. F. S. **Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. 2011, 98 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2011. Disponível em: <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/8944512>. Acesso em 24 jul. 2025.

RIVAS, J.; PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; BELTRÁN, F. *Treatment of cheese whey wastewater: combined coagulation–flocculation and aerobic biodegradation*. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 58, n. 13, p. 7871-7877, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1021/jf100602j>.

ROELOFS, J. G. M. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. **Aquatic Botany**, v. 39, p. 267–293, 1991.

RORIZ, C. L.; BARROS, L.; CARVALHO, A. M.; SANTOS, B. C.; FERREIRA, I. C. *Pterospartum tridentatum*, *Gomphrena globosa* e *Cymbopogon citratus*: um estudo fitoquímico com foco em compostos antioxidantes. **Food Research International**, v. 62,

p. 684-693, 2014. Disponível em: <https://bibliotecadigital.ipb.pt/handle/10198/11450>. Acesso em: 15 jun. 2025.

ROUSSEAU, D. P. L.; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P. A.; DE PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 243–250, 2005.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow Constructed Wetland: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 429-448, 2012

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. *Revista Brasileira de Tecnologia*, v. 13, n. 3, p. 37-42, 1982.

SALATI, E.; SALATI, E. F.; SALATI, E. *Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. Piracicaba: Instituto Terramax – Consultoria e Projetos Ambientais Ltda.*, 2009.

SANTOS, V. S. Capim-santo. *Mundo Educação*, 2021. Disponível em: <https://mundoeducacao.uol.com.br/saude-bem-estar/capimsanto.htm>. Acesso em: 15 nov. 2024.

SANTOS, E. V. *Síntese, caracterização e aplicação de Hidrotalcita no tratamento do efluente do soro do leite*. Evair Victor dos Santos. - Mossoró, 2022.

SANTOS, M. S.; SILVA J., É. D.; S., B. D.; FERREIRA, I. L. S. *Evaluation of a constructed wetlands hybrid system with and without recirculation. Acta Scientiarum. Technology*, v. 46, n. 1, e66304, 2024. DOI: 10.4025/actascitechnol.v46i1.66304.

SLAVOV, A. K. Dairy wastewaters – general characteristics and treatment possibilities – a review. *Food Technology and Biotechnology*, v. 55, n. 1, 2017. DOI: <https://doi.org/10.17113/ftb.55.01.17.4520>

SAR, T.; HARIRCHI, S.; RAMEZANI, M.; BULKAN, G.; AKBAS, M. Y.; PANDEY, A.; TAHERZADEH, M. J. Potential utilization of dairy industries by-products and wastes through microbial processes: a critical review. *Science of The Total Environment*, v. 810, 152253, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152253>.

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; MIRANDA, S. T. INFLUENCE OF SUBSTRATE AND SPECIES ARRANGEMENT OF CULTIVATED GRASSES ON THE EFFICIENCY OF HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS. *Engenharia Agrícola*, v. 38, n. 3, p. 417-425, maio/jun. 2018. DOI: 10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n3p417-425/2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/r7scJDYRXywGzcfFpcwSPBx/?lang=en>. Acesso em: 16 de out., 2024.

SAUER, P. A.; KIMBER, A. **Technical assessment of constructed wetlands for wastewater treatment in Iowa**. Iowa: Associate of Municipal Utilities, 2001.

SCHIERANO, M. C.; PANIGATTI, C.; MAINE, M. A.; GRIFFA, C. A. *Horizontal subsurface flow constructed wetland for tertiary treatment of dairy wastewater: Removal efficiencies and plant uptake. Journal of Environmental Management*, v. 272, p. 111094,

2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111094.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; CARISSIMI, E.; PHILIPPI, L. S. *Constructed wetlands and sand filter Applied as onsite pos-treatment of anaerobic effluent. Water Practice & Technology*, v. 7, n. 3, 2012 (online).

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p.- jan./mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>.

SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. (org.). **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras**. 1. ed. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. Recurso eletrônico. ISBN 978-65-5861-293-3. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experi%C3%AAsncias-Brasileiras-1.pdf>. Acesso em: 16 de out., 2024.

SHAH, G.; SHRI, R.; PANCHAL, V.; SHARMA, N.; SINGH, B.; MANN, A. S. Scientific basis for the therapeutic use of *Cymbopogon citratus*, Stapf (lemon grass). **Journal of Advanced Pharmaceutical Technology & Research**, v. 2, n. 1, p. 3–8, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4103/2231-4040.79796>.

SHEPHERD, H. L.; TCHOBANOGLIOUS, G.; GRISMER, M. E. *Time-dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment. Water Environment Research*, v. 73, n. 5, p. 597-606, 2001. DOI: 10.2175/106143001X143321.

SILVA, R. R.; SIQUEIRA, E. Q.; NOGUEIRA, I. S. Impactos ambientais de efluentes de laticínio em curso d'água na bacia do rio Pomba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 217-228, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018138062>.

SILVA, J. R. R.; RIBEIRO, A. C.; SANTOS, L. F. O.; BERSANETTE, G. D.; CONTE, H. *Wetlands construídas para tratamento de efluentes industriais: revisão. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.13, n.4, p.232-248, 2022. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.004.0020>. Disponível em: [file:///C:/Users/CLARICE/Downloads/t+ARTIGO+7156+-+2023-04-19%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/CLARICE/Downloads/t+ARTIGO+7156+-+2023-04-19%20(1).pdf). Acesso em 16 de out., 2025.

SILVESTRE, A. **Tratamento de águas residuais domésticas em zonas húmidas artificiais**. 2002. Monografia (Graduação em Engenharia Biológica e Química) – Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2002. Disponível em: <http://retrievo.ipcb.pt/record?id=KOHA-IPCB%3A42750&s=%27wRyXV%27>. Acesso em 16 out, 2024

SORIO, A. **Cadeia agroindustrial do leite no Brasil: Diagnóstico dos fatores limitantes à competitividade**. Brasília, DF: Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços, 2018. Disponível em: www.asbram.org.br/wp5/wpcontent/uploads/2019/01/Estudo_do_Leite_Versao_Digital-

minimizada.pdf. Acesso em: 25 jun. 2025.

SRIVASTAVA, R.; SRIVASTAVA, V.; SINGH, A. Benefícios multifuncionais de uma espécie pouco explorada, a beldroega (*Portulaca oleracea L.*): Uma revisão crítica. *Gestão Ambiental*, c. 72, n. 2, p. 309-320, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01456-z>

STEFANELLI JR., J. R.; FERRARINI, F. O. C.; SILVA, P. B.; PAVAN, A. R.; MONTI, R.; FREM, R. C. G. *Obtenção e avaliação das potencialidades biológicas de complexos de zinco e cobalto contendo proteínas hidrolisadas do soro de leite*. Águas de Lindóia, p. 56, 2013. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/99b914ce-14dd-4699-807d-4b2523126f55>. Acesso em: 12 out. 2025.

STOUT, M.; DRAKE, M. Flavor aspects of whey protein ingredients. *Whey Proteins*, pp. 377–406. Cambridge, UK: Academic Press, Elsevier, 2019. Disponível em: https://dairyprocessinghandbook.tetrapak.com/chapter/milk-and-whey-fractionation?utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=SMPrWhey&utm_content=processing-whey-group_whey-protein-milk&gad_source=1&gad_campaignid=20328752046&gbraid=0AAAAACTiZx3OKG4SwN3qJdKUD4kJXJZL&gclid=CjwKCAiAuIDJBhBoEiwAxhgyFpBioZNFYX7kIKjgVgKIK0kHBk1-MvPdN4LsZM1h9Cm1X6YIriv4VhoCWUkQAvD_BwE. Acesso em: 16 out. 2025.

TALLAPRAGADA, P., RAYAVARAPU, B. *Recent trends and developments in milk-based beverages*. In *Milk-based beverages*, pp. 139–172. London, UK: Woodhead Publishing, Elsevier, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-81504-2.0005-0>

TEIXEIRA, P. T. R. *Aspectos ambientais e agronômicos da disposição de efluente de laticínios no solo*. 2020. Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, Urutaí, 2020. Disponível em: https://sistemas.ifgoiano.edu.br/sgcursos/uploads/anexos_8/2020-10-27-01-04-48Disserta%C3%A7%C3%A3o%20mestrado%20Paulo%20T%C3%A1rcyo%20de%20Resende%20Teixeira%20-%20PPGCRENAC.pdf. Acesso em: 16 out. 2025.

THORSLUND, J.; JARSJÖ, J.; JARAMILLO, F.; JAWITZ, J. W.; MANZONI, S.; BASU, N. B.; CHALOV, S. R.; COHEN, M. J.; CREED, I. F.; GOLDENBERG, R.; HYLIN, A.; KALANTARI, Z.; KOUSSIS, A. D.; LYON, S. W.; MAZI, K.; MARD, J.; PERSSON, K.; PIETRO, J.; PRIETO, C.; QUIN, A.; DESTOUNI, G. *Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management*. *Ecological Engineering*, v. 108, p. 489-497, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.08.014.

TONIATO, J. V. *Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos: estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil*. 2005. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005. 98 p. Disponível em: <https://arca.fiocruz.br/items/2e312a48-2e90-4437-858a-1024bb6cf19b>. Acesso em: 12 out. 2025.

U.S.EPA – United States Environmental Protection Agency. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewater*. Washington, D.C.: US EPA, 2000. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=64144.

Acesso em: 10 jan. 2025.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação**. 2003. 208 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/34732751_Desempenho_de_leitos_cultivados_constructed_wetland_para_tratamento_de_esgoto_contribuicoes_para_concepcao_e_operacao. Acesso em: 16 set. 2025.

VIEIRA, S.P.; SILVA, A. B.; FREIRE, S. S.; CAVALCANTI, L. A. P. Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios por meio de wetland construído. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, vol. 6, n. 13, p. 309-316, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21438/rbgas.061304>.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias)*. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2014. 452 p. Disponível em: https://www.academia.edu/39149408/Introdu%C3%A7%C3%A3o_%C3%A0_qualidade_das_%C3%A1guas_e_ao_tratamento_de_esgotos. Acesso em 16 out., 2024.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFGM, 2016. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 2). ISBN: 9788542301748.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 25, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience*. *Environ Sci Technol*. Vol 45. p. 6169, 2011.

VYMAZAL, J. *Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?* *Chemical Engineering Journal*, 331, 663–674. 2018. DOI:10.1016/j.cej.2017.09.048.

WETLANDS CONSTRUÍDOS LTDA. Tratamento de esgotos e lodos: a importância da vegetação para os wetlands construídos. Belo Horizonte: *Wetlands Construídos*, 2020. Disponível em: <https://www.wetlands.com.br/post/tratamento-de-esgotos-e-lodos-a-importancia-da-vegetacao-para-os-wetlands-construidos>. Acesso em: 6 jun. 2024.

YALAMANCHILI, K.; VERMEER, J. E. M.; SCHERES, B.; WILLEMSSEN, V. A. *Shaping root architecture: towards understanding the mechanisms involved in lateral root development*. *Biology Direct*, v. 19, n. 1, 2024. DOI: 10.1186/s13062-024-00535-5.

ZHANG, Q. *et al.* Utilização de soro de queijo para produção de bioetanol e biogás: uma revisão. *Revista de Gestão Ambiental*, v. 206, p. 419-431, 2018.

ZKERI, E.; LLIPOULOU, A.; KASTSARA, A.; KORDA, A.; ALOUPI, M.; GATIDOU, G.; FOUNTOULAKIS, M.S.; STASINAKIS, S. Comparing the use of a two-stage MBBR system with a methanogenic MBBR coupled with a microalgae reactor for medium-strength dairy wastewater treatment. *Bioresour Technol*, v. 323, 2021. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33421834/> Acesso em: 16 de out., 2025.

ANEXOS

Tabela 16 - Resumo dos valores de pH dos SACs

Coletas	SACs	Entrada	Saída
1	1	4.9	6.3
	2	4.48	6.53
	3	4.24	5.49
2	1	4.9	6.44
	2	4.48	6.4
	3	4.24	5.97
3	1	6.3	6.08
	2	5.09	6.07
	3	4.77	5.53
4	1	4.52	5.72
	2	4.12	5.99
	3	3.99	5.82
5	1	4.84	5.75
	2	4.29	5.85
	3	4.17	5.88
6	1	4.89	6.48
	2	4.35	6.31
	3	4.11	6.15
7	1	5.99	6.52
	2	4.79	6.33
	3	4.37	6.19

Nota: Valores de pH medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas no aumento da pH.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 17 - Resumo dos valores de Condutividade Elétrica (CE) dos SACs

Coletas	SACs	Entrada ($\mu\text{S/cm}$)	Saída ($\mu\text{S/cm}$)
1	1	416	754
	2	448	873
	3	424	1190
2	1	403	1801
	2	715	1196
	3	1046	884
3	1	483	707
	2	868	962
	3	1132	1386
4	1	639	1062
	2	849	1428
	3	1165	1819
5	1	715	1012
	2	870	1256
	3	1128	1783
6	1	365	794
	2	668	1060
	3	989	1313
7	1	487	711
	2	872	966
	3	1136	1390

Nota: Valores de CE medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas no aumento da CE.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 18 - Resumo dos valores de turbidez dos SACs

Coletas	SACs	Entrada (NTU)	Saída (NTU)	Eficiência (%)
1	1	124	27,1	78,15
	2	256	71,9	71,91
	3	426	70,7	83,4
2	1	270	19,2	92,89
	2	684	39,7	94,2
	3	1068	39	96,35
3	1	266	20,5	92,29
	2	672	29,5	95,61
	3	937	30,4	96,75
4	1	348	19,8	94,31
	2	541	54	90,02
	3	810	64	92,1
5	1	234	19,9	91,5
	2	682	51	92,51
	3	924	60	93,5
6	1	269	18,9	92,97
	2	675	53,2	92,11
	3	940	58,9	93,73
7	1	271	24,5	90,96
	2	673	33,5	95,03
	3	898	34,4	96,16

Nota: Valores de N – Total medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas na redução da turbidez.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 19 - Resumo dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) e eficiência de remoção dos SACs

Coletas	SACs	Entradas (mg/L)	Saídas (mg/L)	Eficiência (%)
1	1	1684,8	247	85,34
	2	1955,8	483,3	75,29
	3	2983,1	932	68,76
2	1	1156,5	219,3	81,04
	2	1604,4	422	73,70
	3	2568,7	948,2	63,09
3	1	1239,4	256,6	79,30
	2	1610	222,9	86,16
	3	3800,8	1332,6	64,94
4	1	2156	601	72,12
	2	3650	925	74,66
	3	4790	1453	69,67
5	1	1278	302,7	76,31
	2	1736	256,3	85,23
	3	2985	1026,6	65,61
6	1	1685	263	84,39
	2	1956	336	82,82
	3	2983	923	69,06
7	1	1266	249,7	80,28
	2	1564	215	86,25
	3	2452	789	67,82

Nota: Valores de DBO_{5,20} medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas, incluindo a eficiência de remoção. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas na redução da carga orgânica.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 20 - Resumo dos valores de Demanda Química de Oxigênio -Total (DQO –Total) e eficiência de remoção dos SACs

Coletas	SACs	Entradas (mg/L)	Saídas (mg/L)	Eficiência (%)
1	1	2060	586	71,55
	2	3520	1196	66,02
	3	5990	2067	65,49
2	1	1129	369	67,32
	2	2439	1129	53,71
	3	6280	2439	61,16
3	1	2340	630	73,08
	2	4010	480	88,03
	3	5100	2000	60,78
4	1	2156	442	79,50
	2	3650	396	89,15
	3	4790	2020	57,83
5	1	2225	701	68,49
	2	1036	256,3	75,26
	3	5168	2349	54,55
6	1	1998	609	69,52
	2	3872	488	87,40
	3	4993	2154	56,86
7	1	2066	569	72,46
	2	3310	536	83,81
	3	5160	1983	61,57

Nota: Valores de DQO -Total medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas, incluindo a eficiência de remoção. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas na redução da carga orgânica.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 21 - Resumo dos valores de Fósforo Total (P –Total) e eficiência de remoção dos SACs

Coletas	SACs	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Eficiência (%)
1	1	21.0	8.7	58,57
	2	30.4	12.4	59,21
	3	90.5	28.6	68,40
2	1	18.0	8	55,56
	2	34.3	19.5	43,15
	3	86.2	22.4	74,01
3	1	25.2	11	56,36
	2	32.8	20.3	38,11
	3	11.0	28.6	67,63
4	1	12.0	5	58,33
	2	33.8	21.3	36,98
	3	77.0	21.4	72,21
5	1	15.2	4.2	72,37
	2	34.9	20.1	42,41
	3	81.4	26.6	67,32
6	1	24.3	7.3	69,93
	2	32.5	19.5	40,00
	3	75.6	20.8	72,49
7	1	21.0	6.8	67,62
	2	29.6	19.3	34,80
	3	87.2	29	66,74

Nota: Valores de P-Total medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas, incluindo a eficiência de remoção. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas na redução de P-Total.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 22 - Resumo dos valores de Nitrogênio Total (N –Total) e eficiência de remoção dos SACs

Coletas	SACs	Entrada (mg/L)	Saída (mg/)	Eficiência (%)
1	1	24.6	12.3	50,0
	2	61.4	12.3	80,0
	3	49.1	18.4	62,5
2	1	21.5	3.1	85,8
	2	15.4	6.1	60,3
	3	43.0	18.4	57,2
3	1	21.5	3.1	85,8
	2	24.6	12.3	49,9
	3	36.9	9.2	75,0
4	1	21.5	12.3	42,8
	2	27.7	15.4	40,1
	3	43.0	24.6	57,2
5	1	12.3	6.1	85,8
	2	30.7	18.4	44,5
	3	49.1	24.0	42,8
6	1	15.4	6.1	50,4
	2	30.7	18.4	40,1
	3	49.1	24.6	49,9
7	1	15.4	6.1	60,3
	2	30.7	18.4	40,1
	3	49.1	30.7	37,5

Nota: Valores N-Total medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento, ao longo de sete coletas, incluindo a eficiência de remoção. A tabela permite comparar o desempenho dos três sistemas na redução de N-Total.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 23 - Resumo analítico dos valores de entrada, saída e eficiência de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV)

Coletas	SACs	ST Entrada (mg/L)	ST Saída (mg/L)	Eficiência (%)	STF Entrada (mg/L)	STF Saída (mg/L)	Eficiência (%)	STV Entrada (mg/L)	STV Saída (mg/L)	Eficiência (%)
1	1	1818	1288	29,18	768	687	10,56	1050	825	21,47
	2	3066	1107	63,90	76	55	27,34	2990	1701	43,12
	3	4681	2425	48,20	553	438	20,78	4128	2825	31,56
2	1	1847	772	58,22	120	91	24,55	1596	924	42,11
	2	4107	1419	65,44	200	144	28,12	2719	1432	47,33
	3	6097	3062	49,78	310	245	20,99	3427	2315	32,45
3	1	1900	1119	41,11	420	351	16,44	1480	1076	27,33
	2	4203	1920	54,33	520	400	23,12	3683	2215	39,87
	3	6122	3191	47,88	740	594	19,77	5382	3707	31,12
4	1	2423	1467	39,44	880	740	15,88	1543	1138	26,22
	2	4897	1953	60,12	1140	850	25,44	3757	2088	44,42
	3	6595	2778	57,88	1340	1023	23,66	5255	3060	41,77
5	1	1847	587	68,22	1780	1284	27,88	67	33	50,44
	2	4107	1187	71,11	2120	1505	28,99	2602	1240	52,33
	3	6097	2710	55,56	2450	1900	22,44	3647	2229	38,88
6	1	2423	886	63,45	1230	913	25,77	1193	642	46,22
	2	4897	1654	66,22	555	409	26,33	4342	2239	48,44
	3	6595	1839	72,11	962	694	27,88	5901	2872	51,33
7	1	2130	535	74,88	1560	1120	28,22	570	267	53,11
	2	4003	1219	69,55	3604	2639	26,77	399	202	49,44
	3	6813	2831	58,44	2590	1991	23,12	4223	2435	42,33

Nota: A tabela apresenta os valores de ST, STF e STV, medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento ao longo de sete coletas. Inclui ainda a eficiência de remoção para cada parâmetro, permitindo comparar o desempenho dos três sistemas em diferentes momentos de monitorização.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 24 - Resumo analítico dos valores de entrada, saída e eficiência de Sólidos Suspensos (SS), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Coletas	SACs	SS Entrada (mg/L)	SS Saída (mg/L)	Eficiência (%)	SSF Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Eficiência (%)	SV Entrada (mg/L)	SV Saída (mg/L)	Eficiência (%)
1	1	212	81	62,02	46	16	66,16	166	75	55,00
	2	290	144	50,40	14	6	56,19	276	149	46,00
	3	412	148	64,08	18	6	68,36	394	162	59,00
2	1	238	134	43,75	12	7	37,63	226	84	63,00
	2	490	272	44,58	38	26	30,84	452	63	86,00
	3	652	313	51,94	14	9	39,18	638	217	66,00
3	1	246	106	57,00	50	21	57,36	196	84	57,00
	2	574	298	48,17	52	29	43,95	522	230	56,00
	3	852	384	54,95	48	27	44,12	804	241	70,00
4	1	420	234	44,17	50	32	35,39	370	159	57,00
	2	578	248	57,02	14	9	38,17	564	164	71,00
	3	756	180	76,24	24	7	72,39	732	110	85,00
5	1	184	74	59,91	49	21	57,18	135	50	63,00
	2	274	123	55,00	36	16	55,25	238	107	55,00
	3	460	187	59,36	36	24	34,38	424	42	90,00
6	1	298	105	64,87	8	3	61,00	290	93	68,00
	2	370	237	35,87	28	19	33,45	342	174	49,00
	3	490	265	45,91	48	27	44,12	442	234	47,00
7	1	301	105	65,00	144	37	74,38	157	79	50,00
	2	375	136	63,70	176	76	57,10	199	54	73,00
	3	504	207	58,88	208	97	53,18	296	56	81,00

Nota: A tabela apresenta os valores de SS, SSF e SSV, medidos na entrada e na saída de cada sistema de tratamento ao longo de sete coletas. Inclui também a eficiência de remoção para cada parâmetro, permitindo avaliar o desempenho comparativo dos três sistemas na retenção de sólidos suspensos.

Fonte: Elaborada pela autora (2024).