

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

ANA CAROLINA SABINO GONÇALVES

**DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM UMA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS: ESTUDO DE CONCEPÇÃO
DE PÓS-TRATAMENTO**

VIÇOSA – MG

2025

ANA CAROLINA SABINO GONÇALVES

**DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM UMA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS: ESTUDO DE CONCEPÇÃO
DE PÓS-TRATAMENTO**

Relatório Final apresentado a Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências para obtenção do título de Engenheira Agrícola e Ambiental.

Orientador: André Pereira Rosa
Coorientador: Thiago Oliveira de Souza

VIÇOSA – MG

2025


ANA CAROLINA SABINO GONÇALVES

**DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM UMA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS: ESTUDO DE CONCEPÇÃO
DE PÓS-TRATAMENTO**


Relatório Final apresentado a Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências para obtenção do título de Engenheira Agrícola e Ambiental.

APROVADA: 23 de janeiro de 2025.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 ANA CAROLINA SABINO GONCALVES
Data: 07/02/2025 23:59:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ana Carolina Sabino Gonçalves
Autora

Documento assinado digitalmente
 ANDRE PEREIRA ROSA
Data: 10/02/2025 17:15:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

André Pereira Rosa
Orientador

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho representa o encerramento de um ciclo e a concretização de um sonho, que só foi possível graças ao apoio de muitas pessoas.

Primeiramente, agradeço à minha mãe, Narciléa Sabino, pelo amor incondicional e por sempre acreditar em mim, mesmo nos momentos de incerteza.

Ao meu irmão, Nicolas Sabino, e ao irmão que a vida me deu, Túlio Mariano, agradeço por tornarem os momentos difíceis mais leves e suportáveis.

Expresso minha gratidão ao professor André Rosa e ao meu coorientador, Thiago Oliveira, pelo suporte, pelas críticas construtivas e por acreditarem no potencial deste trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, agradeço pelo ambiente acadêmico estimulante e por proporcionar os recursos indispensáveis para o desenvolvimento deste trabalho.

Por fim, sou profundamente grata a todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que este momento se tornasse possível. Este trabalho é o reflexo do esforço coletivo e do carinho que recebi ao longo dessa jornada.

Muito obrigada!

RESUMO

GONÇALVES, Ana Carolina Sabino, Universidade Federal de Viçosa, janeiro de 2025. **Diagnóstico operacional de uma estação de tratamento de efluentes em uma indústria de laticínios: estudo de concepção de pós-tratamento.** Orientador: André Pereira Rosa. Coorientador: Thiago Oliveira de Souza.

O crescimento da indústria alimentícia, especialmente no setor lácteo, tem gerado grandes volumes de águas residuárias poluídas, o que exige sistemas de tratamento eficientes para cumprir as normas ambientais. O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado, mas enfrenta desafios como complexidade operacional e baixa eficiência na remoção de patógenos. Neste trabalho visa-se diagnosticar a operação de uma estação de tratamento de efluentes em uma indústria de laticínios e propor estratégias para otimizar sua eficiência, incluindo a implementação de um sistema de pós-tratamento adequado. O estudo foi realizado em uma estação de tratamento de efluentes de um laticínio localizado na Zona da Mata Mineira. Coletas foram realizadas em pontos estratégicos para analisar as vazões de entrada e saída, o lodo gerado e os principais parâmetros de monitoramento, como Oxigênio Dissolvido (OD) e pH. Além disso, foram dimensionadas alternativas de tratamento terciário (*Wetland* Construído, Lagoa Facultativa e Escoamento Superficial) para determinar a opção mais vantajosa no complemento do tratamento da unidade, com base nas metodologias propostas por Reed, Von Sperling, US EPA e a NBR 17.076. A vazão de entrada e saída da estação apresenta variações devido ao descarte de lodo e horários de operação. O pH e a concentração de OD estão fora das faixas recomendadas, prejudicando a eficiência do sistema de lodos ativados. A baixa sedimentabilidade do lodo e a produção excessiva de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) resultam em *bulking* viscoso e filamentosos, o que afeta a clarificação e a eficiência do processo. Bactérias filamentosas como o Tipo 0675 e *Haliscomenobacter hydroxsis* aumentam o volume do lodo e competem por nutrientes. Além disso, os parâmetros do efluente final e do percolado estão acima dos limites estabelecidos pela legislação, indicando a necessidade de ajustes no processo. O escoamento superficial exige menos espaço e infraestrutura, sendo vantajoso em locais com área limitada e reduzindo custos de aquisição de terrenos. Porém, a lagoa facultativa se destaca na remoção de DBO, nitrogênio e coliformes, resultando em efluentes mais limpos, com menor impacto ambiental e aptos para reuso. Embora exija maior área e custos com terrenos, a lagoa facultativa é baseada em processos biológicos naturais e apresenta menor complexidade operacional. Desse modo, destaca-se a necessidade de aprimorar o monitoramento da estação de tratamento de efluentes, especialmente para as vazões de saída. Recomenda ajustes nos parâmetros operacionais, como o uso de malhas difusoras de oxigênio e controle do pH, além da implementação de coagulantes e biocidas para combater o *bulking* viscoso. Aumentar a eficiência do sistema de oxigenação e ajustar a relação F/M também são essenciais. Por fim, sugere a criação de uma lagoa facultativa para garantir o cumprimento das exigências ambientais.

Palavras-chave: Lodos ativados; Monitoramento ambiental; Recuperação de recursos.

ABSTRACT

GONÇALVES, Ana Carolina Sabino, Federal University of Viçosa, January 2025. **Operational diagnosis of a wastewater treatment plant in a dairy industry: study on the conception of post-treatment.** Advisor: André Pereira Rosa. Co-advisor: Thiago Oliveira de Souza.

The growth of the food industry, especially in the dairy sector, has generated large volumes of polluted wastewater, requiring efficient treatment systems to comply with environmental regulations. The activated sludge system is widely used but faces challenges such as operational complexity and low efficiency in pathogen removal. This study aims to diagnose the operation of a wastewater treatment plant in a dairy industry and propose strategies to optimize its efficiency, including the implementation of an appropriate post-treatment system. The research was conducted at a wastewater treatment plant in a dairy facility located in the Zona da Mata region of Minas Gerais, Brazil. Samples were collected at strategic points to analyze the inlet and outlet flow rates, the sludge generated, and key monitoring parameters such as Dissolved Oxygen (DO) and pH. Additionally, tertiary treatment alternatives (Constructed Wetland, Facultative Pond, and Surface Flow) were designed to determine the most advantageous option for complementing the plant's treatment process, based on methodologies proposed by Reed, Von Sperling, the US EPA, and NBR 17.076. The plant's inlet and outlet flow rates vary due to sludge disposal and operational schedules. The pH and DO concentration are outside the recommended ranges, affecting the efficiency of the activated sludge system. Poor sludge settleability and excessive production of extracellular polymeric substances (EPS) result in viscous and filamentous bulking, impacting clarification and overall process efficiency. Filamentous bacteria such as Type 0675 and *Haliscomenobacter hydrossis* increase sludge volume and compete for nutrients. Moreover, the final effluent and leachate parameters exceed the limits established by legislation, indicating the need for process adjustments. Surface flow treatment requires less space and infrastructure, making it advantageous in areas with limited land availability and reducing land acquisition costs. However, the facultative pond stands out for its efficiency in removing BOD, nitrogen, and coliforms, resulting in cleaner effluents with lower environmental impact and potential for reuse. Although it requires a larger area and higher land costs, the facultative pond relies on natural biological processes and has lower operational complexity. Therefore, improving the monitoring of the wastewater treatment plant, particularly regarding effluent flow rates, is essential. Adjustments to operational parameters, such as using oxygen diffusion grids and pH control, along with the implementation of coagulants and biocides to combat viscous bulking, are recommended. Enhancing the oxygenation system's efficiency and adjusting the F/M ratio are also crucial. Finally, the study suggests the creation of a facultative pond to ensure compliance with environmental requirements.

Keywords: Activated sludge; Environmental monitoring; Resource recovery.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Local do experimento	9
2.2 Caracterização da indústria	9
2.3 Coleta de dados	13
2.4 Análise de dados	14
2.5 Dimensionamento das opções de pós-tratamento	15
2.5.1 Dimensionamento da <i>Wetland</i> de escoamento horizontal subsuperficial	15
2.5.2 Dimensionamento da Lagoa Facultativa	19
2.5.3 Dimensionamento da Rampa de escoamento superficial	23
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
3.1 Vazões médias da estação de tratamento de efluentes do laticínio	25
3.2 Sistema de lodos ativados	25
3.3 Resultados dos parâmetros de monitoramento de lodos ativados	30
3.4 Alternativas de tratamento terciário	31
3.4.1 <i>Wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial	31
3.4.2 Lagoa Facultativa	37
3.4.3 Rampa de escoamento superficial	43
3.5 Comparação entre as alternativas	45
4 CONCLUSÃO	47
REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

O crescimento industrial, sobretudo do ramo alimentício, está diretamente relacionado ao crescimento populacional. A indústria do leite reflete esse aumento posto que, de acordo com o Anuário do Leite da EMBRAPA de 2023, o Brasil é o terceiro maior produtor mundial de leite, com produção inspecionada de 24,5 bilhões de litros de leite (EMBRAPA, 2024). Contudo, é notório ressaltar que esse aumento impacta diretamente o ambiente quando sem tratamento apropriado, visto que o processamento do insumo provoca uma intensa geração de águas residuárias poluidoras.

De acordo com HUANG et al. (2014), os efluentes gerados pelas indústrias de laticínios são predominantemente originados de atividades relacionadas à limpeza, descarte, vazamentos e derramamentos durante o processamento do leite. Esses efluentes possuem elevadas concentrações de moléculas orgânicas complexas, como proteínas, carboidratos e lipídios, além de compostos químicos provenientes dos produtos de limpeza, que são continuamente direcionados para as estações de tratamento.

Durante a limpeza dos equipamentos da indústria, ocorre o transporte da carga orgânica total gerada pela indústria de laticínios. A água gerada nesse processo é conhecida como "água branca" e consiste em uma solução diluída de leite, rica em gorduras, carboidratos, proteínas e determinados sais (BALLANEC et al., 2002).

Assim, é essencial que laticínios implementem sistemas de tratamento de efluentes para garantir a qualidade das águas residuárias descartadas, atender a regulamentação e não alterar as características do ambiente. No estado de Minas Gerais, as condições de despejo de efluentes são determinadas pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 8, de 21 de novembro de 2022.

O tratamento de efluentes envolve a aplicação integrada de processos e operações físicas, químicas e/ou biológicas, com o objetivo de remover sólidos, matéria orgânica, patógenos e nutrientes presentes nas águas residuárias industriais ou domésticas (von SPERLING, 1996). De maneira geral, tem-se que o tratamento de efluentes pode ser subdividido em etapas crescentes de complexidade, sendo eles: preliminar, primário, secundário e terciário. Conforme Ferreira (2021), o tratamento secundário, majoritariamente biológico, têm sido o mais utilizado, posto que permite tratar grandes volumes de águas residuárias com custos relativamente baixos.

O sistema de lodos ativados é uma das alternativas de tratamento secundário de efluentes que não demanda elevada qualidade do efluente ou elevados requisitos de área. É composto por um reator, um tanque de decantação e o mecanismo de recirculação do lodo e consiste em uma massa microbiana, reabastecida constantemente - devido a entrada contínua de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos esgotos - composta majoritariamente por bactérias responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica (VON SPERLING 2016). Esse processo utiliza a respiração celular como mecanismo, de modo que ocorra a oxidação de compostos orgânicos, deixando moléculas complexas mais simples e estáveis (SANT'ANNA Jr, 2013).

Quando comparado com outros tipos de tratamento secundários de efluentes, o sistema de lodos ativados possui uma série de vantagens como baixos requisitos de área para implementação e operação, reutilização de parte da biomassa ativa, alta eficiência na remoção da DBO, independência das variações climáticas e oportunidade para estabilização do lodo. No entanto, é importante salientar que assim como os outros sistemas secundários, o de lodos ativados também possui limitações, como alta complexidade operacional, elevada produção de lodo excedente e baixa eficiência na remoção de microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2016).

A gestão eficiente do tratamento de efluentes em indústrias de laticínios é um desafio que envolve garantir a qualidade ambiental e explorar o potencial de reuso sustentável do efluente tratado. Assim, o emprego de unidades terciárias torna-se essencial para assegurar um tratamento eficiente do efluente. Além disso, é imprescindível diagnosticar o desempenho operacional das diferentes unidades de tratamento, identificando limitações e oportunidades de melhoria. Propor otimizações para aumentar a eficiência dessas unidades é uma etapa crucial para a consolidação de um sistema mais eficaz e sustentável (CHEN et al. 2020).

Considerando essa necessidade, objetificou-se com esse trabalho, diagnosticar a operação de tratamento de efluentes em uma indústria de laticínios, definir estratégias para melhorar sua eficiência e propor um pós-tratamento adequado às características do efluente gerado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

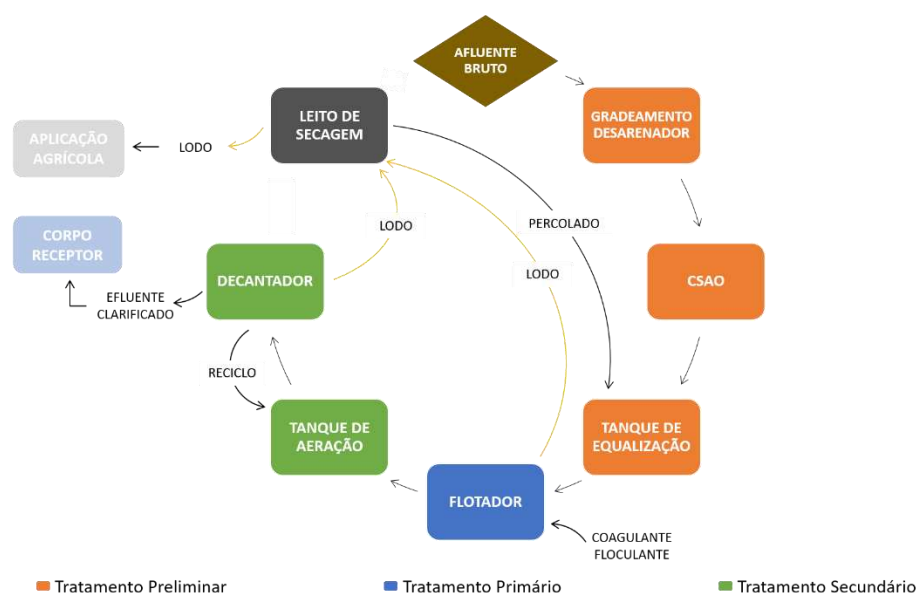
2.1 Local do experimento

O estudo foi conduzido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de uma fábrica de laticínios, localizada na mesorregião da Zona da Mata Mineira - MG. A indústria láctea produz semanalmente uma extensa linha de derivados, o que acarreta no processamento de centenas de litros de leite.

2.2 Caracterização da indústria

A fábrica analisada neste estudo funciona 24 horas por dia e produz semanalmente uma ampla variedade de derivados do leite. A estação de efluentes da indústria conta com seis etapas distintas, organizadas em fases preliminar, primária e secundária, conforme mostrado na Figura 1. Essa unidade opera 14 horas por dia durante a semana e 5 horas aos sábados. A jornada é dividida em turnos para dois colaboradores: o primeiro ocorre das 07h às 16h e o segundo das 12h às 21h, com os sábados sendo alternados entre eles.

Figura 1 – Fluxograma das etapas de tratamento e disposição do efluente da estação de tratamento de efluentes da fábrica de laticínios



Fonte: Autora.

Na Tabela 1 estão representadas as dimensões das unidades destacadas na Figura 1.

Tabela 1 – Dimensões de projeto das unidades constituintes da Estação de Tratamento de Efluentes da fábrica de laticínios

Variável	GRADEAMENTO		DESARENADOR		CSAO		EQUALIZAÇÃO		FLOTADOR		AERADOR		DECANTADOR		LEITO DE SECAGEM	
	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT	UT	TOT
Espaçamento GR-01 (mm)	30,00															
Espaçamento GR-02 (mm)	15,00															
Altura (m)	0,35	1,00	0,35	0,60	1,60	2,00	4,00	4,50	0,6	0,70	4,00	4,50			0,50	0,70
Área (m ²)			0,30	0,80	6,35	8,35	36,00	39,60	3,4	3,62	100,75	114,30	19,65	22,90	28,30	33,50
Comprimento (m)					3,35	3,80	6,00	6,60	3,4	3,45	15,50	16,10			9,60	10,00
Largura (m)	0,60	0,60			1,90	2,20	6,00	6,60	1	1,05	6,50	7,10			2,95	3,35
Volume (m ³)					10,20	16,70	144,00	178,20	2,05	2,45	403,00	514,40			14,15	23,45
Altura do Cilindro (m)													3,25	3,60		
Altura do cone (m)													-	1,00		
Diâmetro (m)													5,00	5,40		
Volume do Cilindro (m ³)													63,80	82,70		

*CSAO: Caixa separadora de água e óleo; *UT: Útil; *TOT: Total

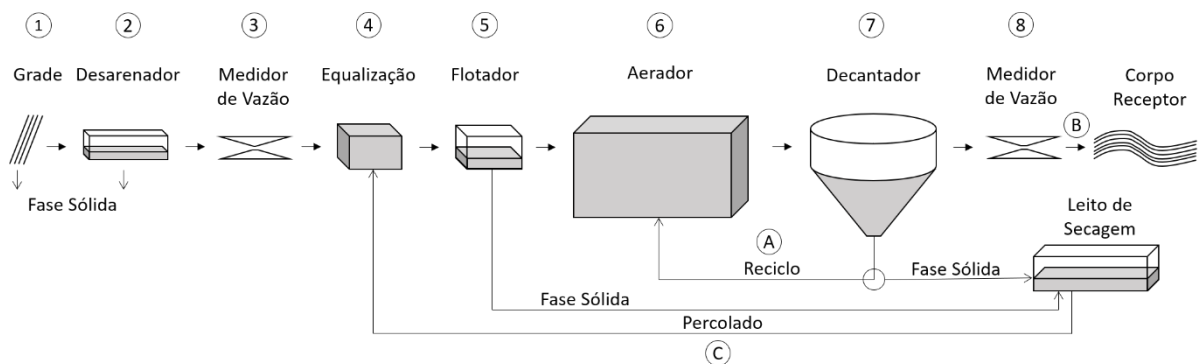
Fonte: Autores.

A etapa de tratamento preliminar da estação de tratamento de efluente é constituída por uma grade fina, um desarenador tipo caixa de areia manual, uma caixa de gordura retangular e um tanque de equalização. O tratamento primário ocorre em um flotador por ar dissolvido. Por fim, o tratamento secundário ocorre em um tanque de aeração retangular seguido de um decantador secundário cilíndrico com fundo cônico. O lodo excedente retirado do flotador e do decantador é direcionado para um leito de secagem até ser transportado.

2.3 Coleta de dados

As coletas foram feitas em pontos estratégicos das unidades da estação de tratamento, a fim de encaminhá-las para o laboratório e obter informações a respeito do lodo excedente e dos parâmetros de monitoramento de cada uma das unidades da estação de tratamento. Informações acerca do Oxigênio Dissolvido (OD) e do Potencial Hidrogênionico (pH) também foram coletadas, para análise *in loco*. Na Figura 3 ilustra-se um fluxograma com a disposição das unidades constituintes da estação de tratamento e os pontos onde foram feitas as coletas para os testes.

Figura 3 – Fluxograma das unidades constituintes da estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios



Fonte: Autora.

As amostras coletadas para o monitoramento do sistema de lodos ativados, pontos, 4, 5, 6, A, B e C (Figura 3) foram recolhidas e encaminhadas para o laboratório Analag situado no município de Viçosa – MG para estudo.

Os dados relacionados com as vazões foram coletados nas calhas Parshall de 3 polegadas dos pontos 3 e 8 (Figura 3), a cada 1 hora durante o período de funcionamento da

estação por um intervalo de tempo de sete semanas. Já as amostras de OD e pH foram coletadas durante um período de 5 meses (fevereiro-junho) duas vezes por dia, em três pontos aleatórios no aerador (Ponto 6) (Figura 3).

Na Figura 4, são ilustrados os pontos de coleta que foram encaminhados para a microscopia do sistema de lodos ativados, com o objetivo de determinar a carga orgânica volumétrica (COV), a relação entre substrato e biomassa (F/M), a idade do lodo (IL), o índice volumétrico do lodo (IVL) e outros dados relacionados à microbiota presente nesses pontos.

Figura 4 – Pontos de coleta Aerador (Ponto 6), Proveta e Decantador (Ponto 7), da estação de tratamento de efluentes da indústria



Decantador

Proveta

Aerador

Fonte: Autora.

As amostras para o teste de lodo, foram coletadas nos pontos 6, 7 e Proveta (Figura 4). Em seguida foram armazenadas, embaladas e enviadas para o laboratório Genética Group no município de Chapecó - SC.

2.4 Análise de dados

Na Tabela 2 são listados os locais, os pontos de coleta e os parâmetros físicos e químicos que foram analisados no teste de lodo e também no monitoramento das unidades constituintes da estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios.

Tabela 2 – Local, pontos de coleta e parâmetros de monitoramento a serem analisados da estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios

LOCAL	PONTO	PARÂMETRO
Equalização (Bruto)	4	DBO, DQO, SST, SSV, NTK, pH, Alcalinidade, coliformes termotolerantes
Efluente Primário	5	DBO, DQO, SST
Aerador	6	Temperatura, OD, SST, SSV, NO ₃ ⁻ , IVL
Reciclo	A	SST
Efluente final (Saída)	B	DBO, DQO, SST, SSV, NTK, NH ₃ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , pH, coliformes termotolerantes
Percolado	C	DBO, DQO, SST, SSV, NTK, NH ₃ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , pH, coliformes termotolerantes

*DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; *DQO – Demanda Química de Oxigênio; *IVL – Índice Volumétrico do Lodo; *NH₃ – Amônia; *NO₂⁻ – Nitrito; *NO₃⁻ – Nitrato; *NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; *OD – Oxigênio Dissolvido; *pH – Potencial Hidrogênionico; *SST – Sólidos Suspensos Totais; *SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

Fonte: Von Sperling, (1996).

2.5 Dimensionamento das opções de pós-tratamento

2.5.1 Dimensionamento da *Wetland* de escoamento horizontal subsuperficial

Para o dimensionamento da área do *Wetland* construído proposto, fez-se o uso do método apresentado por Reed et al. (1995). A área da unidade foi baseada na Equação 1.

$$A_s = \frac{Q * \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{(K * H_{liq} * n)} \quad (1)$$

Em que,

As – Área superficial (m²);

Q - Vazão do projeto (m³/d);

Ca – Carga de DBO afluente (mg/L);

Ce – Carga de DBO efluente desejada (mg/L);

K - Coeficiente de remoção de DBO₅ (d⁻¹) a certa temperatura do líquido;

H_{liq} - Altura do líquido no interior do leito filtrante (m);

n - Macroporosidade do meio.

Para definir o coeficiente de remoção de DBO₅ K, foi feito o uso da Equação 2.

$$K = K_{20} * 1,06^{(T-20)} \quad (2)$$

Em que,

K_{20} – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d⁻¹);

T – Temperatura do líquido no mês mais frio (°C);

Em seguida, fez-se o cálculo da taxa de aplicação de efluente (L_0) e taxa de aplicação superficial (L_{sup}) a partir das Equações 3 e 4.

$$L_0 = Ca * Q \quad (3)$$

$$L_{sup} = \frac{L_0}{A_{sup}} \quad (4)$$

Em que,

L_0 – Taxa de aplicação de efluente (kg DBO₅/d);

L_{sup} – Taxa de aplicação superficial (kg DBO₅/ha.d);

Q – Vazão do projeto (m³/d);

Ca – Carga de DBO afluente (mg/L);

A_{sup} – Área superficial (m²).

Posteriormente, utilizou-se a NBR 17.076, de 26 de abril de 2024, da ABNT, que estabelece os valores ideais para o dimensionamento de *wetlands* construídos, a fim de verificar se os critérios adotados estavam em conformidade com a normativa. Embora a norma seja voltada principalmente para projetos de sistemas de tratamento de esgoto de menor porte, predominantemente domésticos, sua aplicação foi considerada devido à ausência de uma regulamentação específica para *wetlands* como tratamento terciário em laticínios. A Tabela 3 apresenta os critérios estabelecidos (ABNT, 2024).

Tabela 3 – Valores de dimensionamento de *wetlands* construídos dispostos na NBR 17.076/24

PARÂMETRO	VALOR
L_0 (kg DBO/d)	$\leq 3,8$
Q (L/d)	12.000
L_{sup} (g DBO/m ² .d)	6 ~ 15
L_{tra} (g DBO/m ² .d)	≤ 250
$H_{meio-sup}$ (m)	0,5 ~ 0,9
C/B	2:1 ~ 4:1
Folga (m)	0,2

* L_0 – Taxa de aplicação de efluente; * L_{sup} – Taxa de aplicação superficial; * L_{tra} – Taxa de aplicação transversal; * $H_{meio-sup}$ – Altura do líquido e meio filtrante até a superfície; * Q – Vazão do projeto.

Fonte: NBR 17.076/24.

Para se obter a largura B e o comprimento C fez-se o uso das Equações 5 e 6.

$$B = \frac{L_0}{L_{tra} * H_{liq}} \quad (5)$$

$$C = \frac{A_{sup}}{B} \quad (6)$$

Em que,

B – Largura do *Wetland* construído (m);

C – Comprimento do *Wetland* construído (m);

H_{liq} – Altura do líquido no interior do leito filtrante (m);

L_{tra} – Taxa de aplicação transversal (kg DBO /ha.d)

Por fim, tem-se que o cálculo do tempo de retenção hidráulica (TRH_{real} e TRH_{nom}) é obtido a partir das Equações 7 e 8.

$$TRH_{real} = \frac{V_{útil}}{Q} \quad (7)$$

$$TRH_{nom} = \frac{V_{tot}}{Q} \quad (8)$$

Em que,

TRH_{real} – Tempo de retenção hidráulica real (d);

TRH_{nom} – Tempo de retenção hidráulica nominal (d);

Q – Vazão do projeto (m³.d⁻¹);

V_{tot} – Volume total do *Wetland* construído (m³);

V_{útil} – Volume útil do *Wetland* construído (considerando a macroporosidade do meio) (m³).

Para estimar a carga de DBO ao final da *wetland*, passado o tempo de retenção hidráulica, fez-se o uso da equação de mistura completa (Equação 9).

$$C_{saída} = \frac{C_{entrada}}{1 + (k * \theta)} \quad (9)$$

Em que:

C_{saída} – Concentração do poluente na saída (mg/L);

C_{entrada} – Concentração do poluente na entrada (mg/L);

k – Coeficiente de remoção (d⁻¹);

θ – Tempo de retenção hidráulica (d).

Já a eficiência de remoção do poluente pode ser expressa pela Equação 10.

$$\eta = \frac{C_0 - C_{(t)}}{C_0} * 100 \quad (10)$$

Em que:

η – Eficiência de remoção do poluente (%)

C₀ – Concentração inicial do poluente (mg/L);

C_(t) – Concentração final do poluente (mg/L);

A remoção de Nitrogênio pode ser obtida utilizando a equação de cinética de primeira ordem (Equação 11).

$$N_{(t)} = N_0 * e^{-k_T t} \quad (11)$$

Em que:

N_0 – Concentração inicial de Nitrogênio amoniacal (mg N-NH₃/L);

k – Coeficiente de remoção de Nitrogênio amoniacal (d⁻¹);

t – Tempo de retenção hidráulica (d).

O coeficiente de remoção k é obtido a partir da equação de Arrhenius (Equação 12).

$$k_T = k_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (12)$$

Em que:

k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d⁻¹);

θ – Coeficiente de ajuste;

T – Temperatura média do mês mais frio (°C).

A eficiência de remoção de Nitrogênio também é expressa pela Equação 10.

A remoção de coliformes termotolerantes também pode ser obtida utilizando a equação de cinética de primeira ordem (Equação 13).

$$C_{(t)} = C_0 * e^{-k_T t} \quad (13)$$

Em que:

C_e – Concentração no efluente (coliformes termotolerantes por 100 mL);

C_0 – Concentração no efluente (coliformes termotolerantes por 100 mL);

k – Coeficiente de remoção de coliformes termotolerantes (d⁻¹);

t – Tempo de retenção hidráulica (d).

O coeficiente de remoção k é obtido a partir da equação de Arrhenius (Equação 12), e a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes também é expressa pela Equação 10.

2.5.2 Dimensionamento da Lagoa Facultativa

Para o dimensionamento da Lagoa Facultativa foi utilizado a metodologia proposta por von Sperling (1996). A área da unidade foi calculada a partir da Equação 14.

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (14)$$

Em que:

A – Área requerida para a lagoa (ha);

L – Carga de DBO total (solúvel + particulada) afluyente (kgDBO₅/d);

L_s – Taxa de aplicação superficial (kgDBO₅/ha.d);

Mara e Pearson (apud van Buuren et al., 1995) afirmam que a taxa de aplicação superficial é dada pela Equação 15.

$$L_s = 50 * 1,072^T \quad (15)$$

Em que:

T – Temperatura média do ar no mês mais frio (°C).

O tempo de retenção hidráulica é calculado utilizando a Equação 16.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (16)$$

Em que:

t – Tempo de retenção hidráulica (d);

V – Volume requerido para a lagoa (m³);

Q – Vazão média afluyente (m³/d).

O volume requerido para a lagoa pode ser obtido utilizando a Equação 17, de modo que a profundidade da lagoa apresente valor entre 1,5 e 3 metros (VON SPERLING, 1996).

$$V = A * H \quad (17)$$

Em que:

V – Volume requerido para a lagoa (m³);

A – Área requerida para a lagoa (ha);

H – Profundidade da lagoa (m);

O comprimento do fundo da lagoa é dado pela Equação 18.

$$C_f = L - 2d * \left(\frac{H}{2}\right) \quad (18)$$

Em que:

C – Comprimento a meia altura (m);

d – Inclinação do talude interno;

H – Altura útil (m).

O comprimento no nível d'água pode ser encontrado utilizando a Equação 19.

$$Cn_{\text{água}} = L + 2d * \left(\frac{H}{2}\right) \quad (19)$$

Em que:

C – Comprimento a meia altura (m);

d – Inclinação do talude interno;

H – Altura útil (m).

O comprimento na crista é dado pela Equação 20.

$$Cc = Cn_{\text{água}} + 2d + b_l \quad (20)$$

Em que:

$Cn_{\acute{a}gua}$ – Comprimento no nível d’água (m);

d – Inclinação do talude interno;

b_l – Borda livre (m).

A largura no fundo da lagoa pode ser obtida a partir da Equação 21.

$$B_f = B - 2d * \left(\frac{H}{2}\right) \quad (21)$$

Em que:

B – Largura a meia altura (m);

d – Inclinação do talude interno;

H – Altura útil (m).

A largura no nível d’água é dada pela Equação 22.

$$Bn_{\acute{a}gua} = B + 2d * \left(\frac{H}{2}\right) \quad (22)$$

Em que:

B – Largura a meia altura (m);

d – Inclinação do talude interno;

H – Altura útil (m).

A largura na crista pode ser obtida utilizando a Equação 23.

$$Bc = Bn_{\acute{a}gua} + 2d + b_l \quad (23)$$

Em que:

$Bn_{\acute{a}gua}$ – Largura no nível d’água (m);

d – Inclinação do talude interno;

b_l – Borda livre (m).

Para estimar a carga de DBO ao final da lagoa facultativa, passado o tempo de retenção hidráulica, fez-se o uso da equação de mistura completa (Equação 9). Já a eficiência de remoção do poluente foi obtida utilizando a Equação 10.

A remoção de Nitrogênio pode ser obtida utilizando a equação de cinética de primeira ordem (Equação 11) e a remoção de coliformes termotolerantes também pode ser obtida utilizando a equação de cinética de primeira ordem (Equação 13). Já a eficiência de remoção dos mesmos pode ser expressa pela Equação 10.

2.5.3 Dimensionamento da rampa de escoamento superficial

Para o dimensionamento da Rampa de escoamento superficial, fez-se o uso da equação genérica do decaimento da DBO, adaptada pela Universidade da Califórnia (US EPA, 1981) (Equação 24).

$$\frac{C_s}{C_0} = A * e^{\left(-\frac{k*z}{q^n}\right)} \quad (24)$$

Em que:

C_s – Carga de DBO₅ no ponto z (mg/L);

C_0 – Carga DBO₅ afluente (mg/L);

A – Constante;

k – Coeficiente de decaimento geral (m/h);

q – Taxa de aplicação (m³/h.m);

n – Coeficiente de ajuste da equação;

z – Comprimento da rampa (m).

Reajustando a Equação 24 em função de z tem-se que a distância da rampa é calculada a partir da Equação 25.

$$z = \ln\left(\frac{C_s}{C_0 * A}\right) * \left(-\frac{q^n}{k}\right) \quad (25)$$

A área da rampa é obtida utilizando a Equação 26 (US EPA, 1981).

$$Area = \frac{z * Q}{P * q} \quad (26)$$

Em que:

Área – Área requerida da rampa (m²);

Q – Vazão média afluente (m³/d);

P – Período de funcionamento (h/d);

q – Taxa de aplicação (m³/h.m);

z – Comprimento da rampa (m).

A largura da rampa é calculada utilizando a Equação 27.

$$L = \frac{Area}{z} \quad (27)$$

Em que:

Área – Área requerida da rampa (m²);

L – Largura da rampa (m);

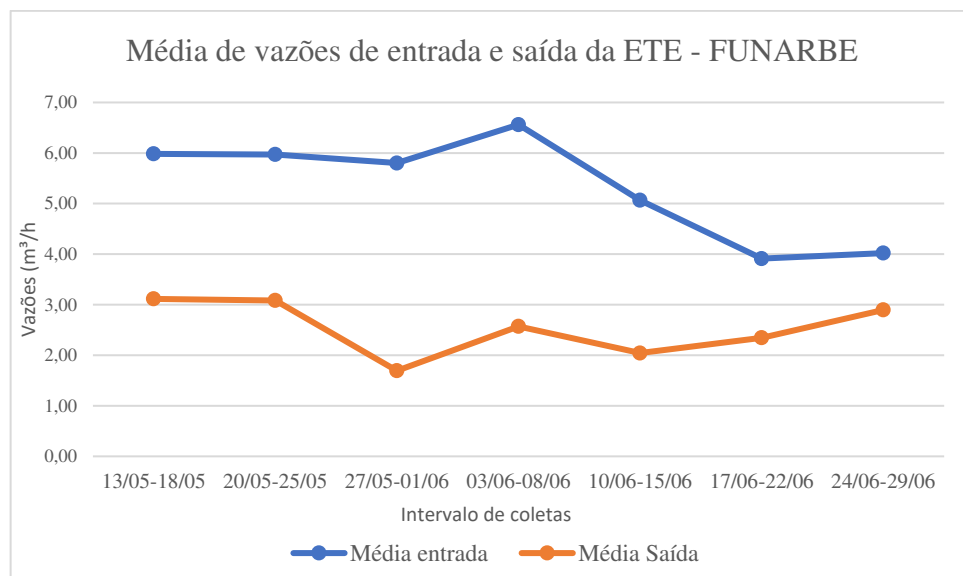
z – Comprimento da rampa (m).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Vazões médias da estação de tratamento de efluentes do laticínio

As vazões médias da estação de tratamento de efluente seguem o padrão ilustrado na Figura 5.

Figura 5 – Média das vazões de entrada e saída da estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios



Fonte: Autora.

A vazão de entrada tem média diária entorno de 5,33 m³/h, ou seja, cerca de 74,62 m³/d e a vazão de saída diária circunda em torno de 2,54 m³/h, isto é, aproximadamente 60,96 m³/d. Essa diferença de entrada e saída é dada pelas horas em que as vazões não são aferidas, (fora do período de funcionamento da estação de tratamento de efluentes).

3.2 Sistema de lodos ativados

Na Tabela 4 encontram-se listados as médias mensais de OD e pH no período de estudo.

Tabela 4 – Valor médio mensal de oxigênio dissolvido e pH no tanque de aeração da estação de tratamento de efluentes do laticínio

MÊS	OD (mg/L)			pH
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	
FEVEREIRO	2,78	0,94	2,59	8,68
MARÇO	2,76	0,96	2,45	8,71
ABRIL	2,68	1,16	2,41	8,03
MAIO	2,73	1,13	2,36	8,02
JUNHO	2,80	0,92	2,26	8,16
MÉDIA	2,75	1,02	2,41	8,32

*Pontos 1, 2 e 3 são pontos aleatórios no tanque de aeração.

*OD – Oxigênio Dissolvido; *pH – Potencial Hidrogênionico.

Fonte: Autora.

A faixa de pH considerada ideal para um desempenho eficiente do sistema de lodos ativados está entre 6,0 e 8,0. Para que, além da remoção de matéria orgânica, ocorra também a nitrificação e desnitrificação, é recomendável manter o pH na faixa de 7,5 a 8,0 (AOUABED et al., 2008). Adicionalmente, conforme von Sperling (1996), a concentração de oxigênio dissolvido (OD) ideal no sistema de lodos ativados varia de 1,5 a 2,0 mg/L, valor necessário para sustentar o metabolismo dos microrganismos aeróbios.

Ao analisar a Tabela 4, verifica-se que tanto os valores de OD quanto os de pH encontram-se fora das faixas recomendadas. Para Metcalf & Eddy (2014), desvios no pH e níveis irregulares de OD podem inibir a atividade dos microrganismos, prejudicando a eficiência do tratamento.

Na Tabela 5 estão listados os parâmetros operacionais da ETE obtidos com o teste de lodo realizado no dia 24 de maio de 2024.

Tabela 5 – Parâmetros operacionais do tanque de aeração da estação de tratamento de efluentes da indústria obtidos com o teste de lodo

PARÂMETRO	VALOR
Vazão de entrada (m ³ /d)	143,52
DQO de entrada (mg/L)	2865
DBO de entrada (mg/L)	1432,5
DQO reciclo (mg/L)	3255
Cone reator 30min (mL/L)	800
OD final do reator (mg/L)	3,12
Vazão de descarte (m ³ /d)	3,11
Vazão de recirculação (m ³ /h)	4,89
SST reator (mg/L)	2400
SSV reator (mg/L)	2200
SST descarte/reciclo (mg/L)	2850
SSV descarte/reciclo (mg/L)	2500
Índice volumétrico de lodo (mL/gSSTA)	333
F/M (kgDBO/kgSSVTA)	0,18
Carga orgânica volumétrica (kgDBO/m ³ tanque.d)	0,40

*DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; *DQO – Demanda Química de Oxigênio; *F/M: Relação entre substrato e microrganismos; *OD – Oxigênio Dissolvido; *SST – Sólidos Suspensos Totais; *SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

Fonte: Adaptado de Genetica Group, 2024.

A COV é a quantidade de substrato orgânico adicionado ao reator em um intervalo de tempo, expressa em kgDBO/m³tanque.d. A relação F/M reflete a quantidade de substrato disponível por unidade de massa de microrganismos, dada em kgDBO/kgSSVTA. O IVL quantifica a qualidade do lodo dentro do tanque de aeração, dado em mL/gSSTA (VON SPERLING, 2012). Todos esses parâmetros apresentam faixas de operação ideais. Na Tabela 6 estão listadas essas variantes.

Tabela 6 – Variantes do processo de lodos ativados

Parâmetro	Aeração Prolongada	Lodos ativados de baixa carga	Lodos ativados de média carga	Lodos ativados de alta carga	
Sedimentabilidade	Ótimo	Bom	Médio	Ruim	Péssimo
IVL (ml/g)	0 – 50	50 – 100	100 – 200	200 – 300	> 300
F/M	Elevada	Baixa	Média	Alta	
(kgDBO/kgSSVTA)	≤ 0,07	0,07 – 0,20	0,20 – 0,5	0,5 – 0,8	
COV	Elevada	Baixa	Média	Alta	
(kgDBO/m ³ tanque.d)	< 0,35	0,35 – 0,6	0,6 – 1,5	1,5 – 3,0	

*COV – Carga Orgânica Volumétrica; *IVL – Índice Volumétrico do Lodo; *F/M: Relação entre substrato e microrganismos.

Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 2016.

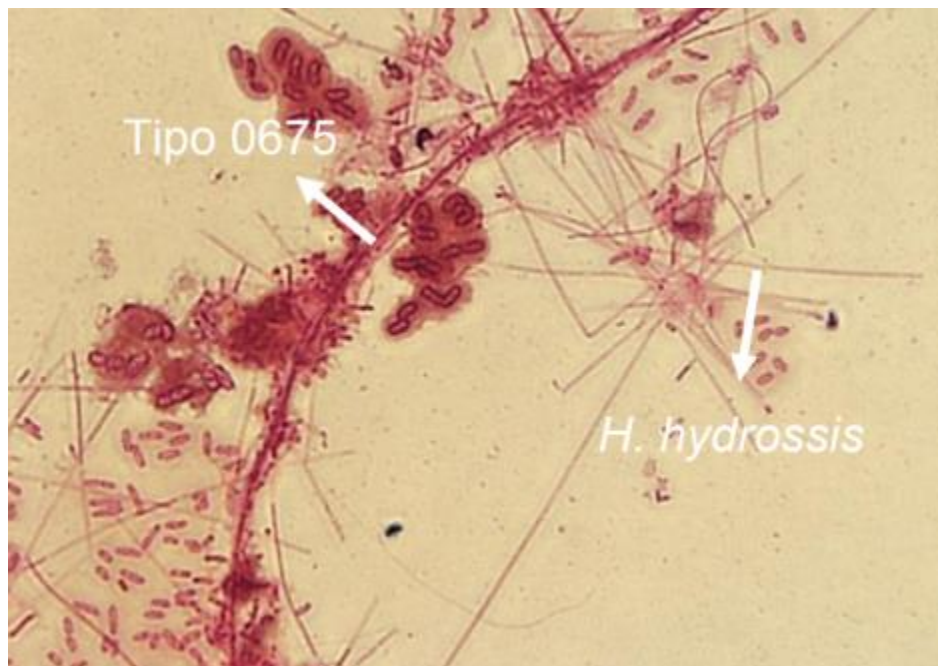
A análise das faixas operacionais (Tabela 6) e dos resultados obtidos no teste de lodo (Tabela 5) indica que a sedimentabilidade do lodo, avaliada pelo IVL, é classificada como péssima e elevada, respectivamente. Essa condição é atribuída às baixas taxas de sedimentação e compactação do lodo. Tal desempenho resulta de uma deficiência de nutrientes essenciais, como fósforo ou nitrogênio, no sistema, o que promove a produção excessiva de substâncias poliméricas extracelulares. Essas EPS formam flocos de baixa qualidade, culminando na ocorrência de *bulking* viscoso (BITTON, 2011).

A COV reduzida resulta em um aumento na idade do lodo, o que, embora favoreça a estabilidade do processo e a remoção de nutrientes, pode levar à autólise celular (MELO 2000). Nesse processo, células envelhecidas perdem eficiência metabólica, se decompõem e liberam substâncias que comprometem a qualidade do lodo.

Além disso, sistemas operando em baixa COV demandam tempos prolongados de aeração para a completa oxidação da matéria orgânica e nitrificação, elevando o consumo energético.

De acordo com (Eikelboom, 1981), essa condição também favorece o crescimento de microrganismos filamentosos (Figura 6), caracterizados por uma morfologia alongada em forma de filamentos. Esses organismos formam uma estrutura em rede no lodo, influenciando diretamente as propriedades físicas do sistema. Contudo, o crescimento excessivo desses filamentos pode comprometer a sedimentabilidade do lodo, resultando em uma condição conhecida como *bulking* filamentosos (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2004). Nesse estado, o lodo perde a capacidade de sedimentar de forma eficiente, causando problemas de clarificação que dificultam a separação entre o lodo ativado e o efluente tratado, o que reduz expressivamente a eficiência do sistema (METCALF & EDDY, 2014).

Figura 6 – Microfotografia da amostra de lodo do tanque de aeração da estação de tratamento de efluentes do laticínio



Fonte: Autora.

Na Figura 6, observa-se a predominância de dois tipos de bactérias filamentosas no sistema: *Tipo 0675* e *Haliscomenobacter hydrossis* (*H. hydrossis*). De acordo com a análise laboratorial, a concentração total dessas bactérias foi de 98.106 un/mgSSVTA, sendo *H. hydrossis* a mais abundante, representando aproximadamente 88% do total. De acordo com Metcalf e Eddy (2014), no que diz respeito ao comportamento dessas bactérias na formação do floco, o *Tipo 0675* desestabiliza a estrutura flocular, prejudicando sua compactação e sedimentação. Por outro lado, a *H. hydrossis* não contribui para o aumento do volume de lodo, mas compete por nutrientes com outras bactérias, especialmente em condições de baixa relação F/M.

Além disso, observa-se que a relação entre substrato e biomassa (F/M) está baixa, considerando que o sistema de lodos ativados da estação é do tipo convencional, indicando uma menor disponibilidade de matéria orgânica em relação à quantidade de microrganismos no sistema, o que também resulta no aumento da idade do lodo. Apesar disso, os organismos filamentosos continuam presentes em grandes proporções devido à sua capacidade de prosperar em condições de baixa relação F/M. Essa adaptação ocorre graças à sua maior área superficial, que facilita a captação de DBO livre. Como a maioria dos microrganismos não tolera uma oferta reduzida de nutrientes, as bactérias filamentosas acabam ocupando espaço na microbiota,

aumentando em número e se tornando predominantes na microbiologia do lodo (FOELKEL, 2014).

3.3 Resultados dos parâmetros de monitoramento de lodos ativados

Na Tabela 7 estão listados os resultados acerca dos parâmetros de monitoramento da ETE obtidos com o teste de qualidade realizado no dia 21 de junho de 2024.

Tabela 7 – Resultados do monitoramento da estação de tratamento de efluentes do laticínio

LOCAL	PONTO	PARÂMETRO	RESULTADO	± U		
Equalização (Bruto)	4	Alcalinidade Total (mg/L)	1096,0	45,3		
		Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	> 1,6 x 10 ⁴	NI		
		DBO (mg/L)	1300,8	113,0		
		DQO (mg/L)	3891,9	108,1		
		Nitrogênio Total (mg/L N)	65,1	2,7		
		pH	6,98	0,11		
		SST (mg/L)	617,9	20,8		
		SSV (mg/L)	454,7	16,0		
Efluente Primário	5	DBO (mg/L)	460,5	33,9		
		DQO (mg/L)	897,8	17,8		
		SST (mg/L)	22,7	1,4		
Aerador	6	Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	< 0,5	NA		
		OD (mg/L)	< 0,20	NA		
		SST (mg/L)	1105,0	48,9		
		SSV (mg/L)	1575,0	57,8		
		Temperatura (°C)	25,8	1,5		
Retorno	A	SST (mg/L)	2692,5	80,5		
		Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	> 1,6 x 10 ⁴	NI		
		DBO (mg/L)	143,6	10,0		
		DQO (mg/L)	311,2	9,9		
		Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	< 0,5	NA		
		Nitrito (mg N-NO ₂ /L)	< 0,02	NA		
		Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	< 1,2	NA		
		Nitrogênio Total (mg/L N)	< 1,2	NA		
		pH	8,22	0,11		
		SST (mg/L)	45,0	4,1		
		SSV (mg/L)	44,8	4,1		
		Percolado	C	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	> 1,6 x 10 ⁴	NI
				DBO (mg/L)	434,5	31,2
DQO (mg/L)	887,7			13,8		
Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	< 0,5			NA		
Nitrito (mg N-NO ₂ /L)	< 0,02			NA		
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	29,8			1,2		
Nitrogênio Total (mg/L N)	31,4			1,3		

pH	7,92	0,11
SST (mg/L)	99,2	4,2
SSV (mg/L)	62,5	3,6

*DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; *DQO – Demanda Química de Oxigênio; *OD – Oxigênio Dissolvido; *pH – Potencial Hidrogênionico; *SST – Sólidos Suspensos Totais; * SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

*NA: Não se aplica; *NI: Não informado.

Fonte: Adaptado de Analag, 2024.

A região a qual o laticínio encontra-se situado é banhada pela bacia do Ribeirão São Bartolomeu cuja vazão de referência é a Q₇₋₁₀ e o rio que abastece a cidade é caracterizado como um rio de classe 2 (MUNIZ, 2019).

Nesse contexto, a resolução COPAM/CERH-MG N.º 8, de 21 de novembro de 2022, dispõe os parâmetros máximos de lançamentos apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Condições de lançamentos de efluentes para a vazão Q₇₋₁₀ - COPAM/CERH nº8 de 21/22/22

PARÂMETRO	VALOR
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	1.000 NMP
Nitrogênio Total - ambientes lóticos (mg/L)	2,18
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	20
DBO ₅ a 20°C (mg/L)	60
DQO (mg/L)	180
SST (mg/L)	100

*DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; *DQO – Demanda Química de Oxigênio; *SST – Sólidos Suspensos Totais.

Fonte: Adaptado de COPAM/CERH nº8, 2022.

Ao se comparar os dados referentes ao efluente final de saída (Ponto B) dispostos na Tabela 7 e os valores máximos de lançamento de efluentes em cursos d'água (Tabela 8), é possível perceber que os parâmetros DBO, DQO, Nitrogênio Total e Coliformes termotolerantes estão acima do recomendado pela deliberação COPAM/CERH Nº8, de 21 de novembro de 2022.

3.4 Alternativas de tratamento terciário

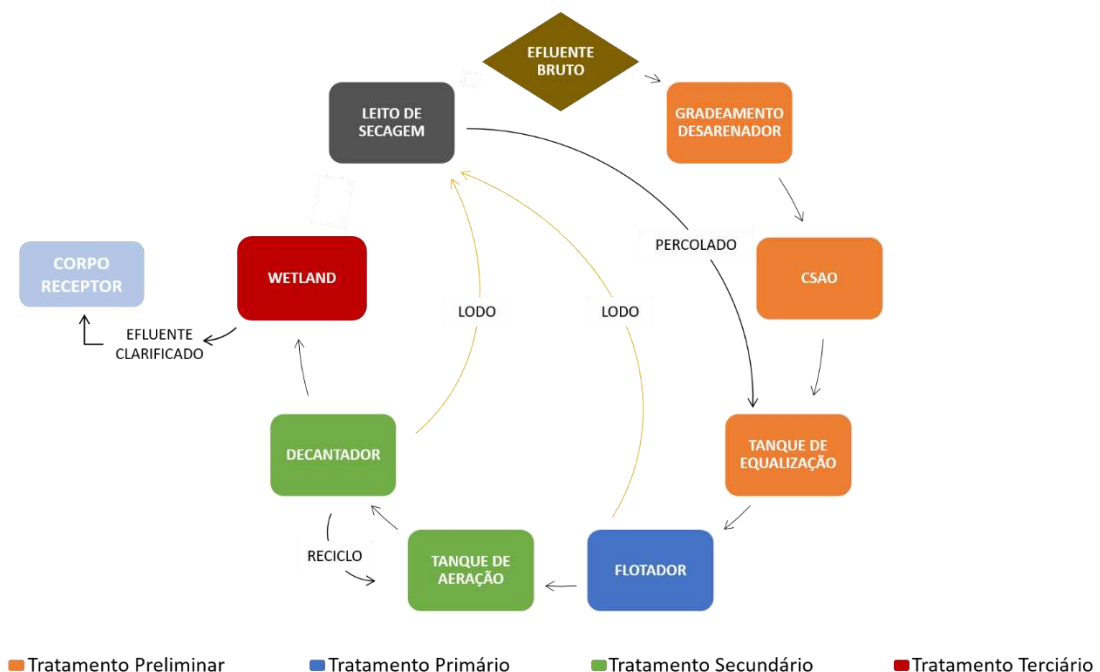
3.4.1 *Wetland* construída de escoamento horizontal subsuperficial

Wetlands construídas são unidades de tratamento de efluentes altamente eficazes, capazes de tratar águas residuárias de diversas origens. Esses sistemas removem nutrientes,

materiais orgânicos, patógenos e até metais pesados por meio de processos integrados: biológicos (decomposição por microrganismos), químicos (precipitação e adsorção) e físicos (filtração e sedimentação). Comparados a sistemas mecanizados de tratamento terciário, as *wetlands* demandam menos energia e equipamentos, resultando em custos operacionais mais baixos. Além disso, requerem manutenção mínima, geralmente limitada à poda de plantas e controle de sedimentos. Por utilizarem processos naturais, evitam o uso de produtos químicos e tecnologias de alta intensidade energética, tornando-se uma solução sustentável e eficiente (KADLEC e WALLACE, 2009).

Nesse contexto, a primeira alternativa propõe o aprimoramento do sistema de tratamento de efluentes existente (Figura 1), que atualmente inclui o preliminar com gradeamento, desarenador e calha Parshall; o primário por meio de flotador; e o secundário composto por tanque de aeração e decantador. A melhoria consiste na adição de uma etapa de tratamento terciário, empregando *wetlands* construídas de escoamento horizontal subsuperficial (Figura 7) após o decantador, de modo que o efluente clarificado seja despejado no corpo receptor com os padrões de lançamento estipulados pela COPAM/CERH N°8, de 21 de novembro de 2022.

Figura 7 – Fluxograma da alternativa 1 de tratamento terciário consorciado com as demais etapas de tratamento e disposição do efluente da estação de tratamento de efluentes do laticínio



Fonte: Autora.

Na Tabela 9 encontram-se listados os valores dos parâmetros de dimensionamento do projeto da *wetland* construída obtidos utilizando a literatura proposta por Reed et al. (1995), as Equações 3 e 4, a vazão média diária de saída do efluente, as concentrações afluentes (Tabela 7) e efluente desejada (Tabela 8) e considerando uma macroporosidade igual a 0,35 para brita 0 e uma temperatura do líquido no mês mais frio igual a 17 °C.

Tabela 9 – Parâmetros de dimensionamento do projeto do *wetland* construído com escoamento horizontal subsuperficial

PARÂMETRO	VALOR
Q (m ³ /d)	60,96
Ca (mg/L)	143,60
Ce (mg/L)	60,00
K ₂₀ (d ⁻¹)	1,10
K (d ⁻¹)	1,10
H _{liq} (m)	0,80
n (%)	0,35
L ₀ (kg DBO/d)	8,75
A _{sup} (m ²)	172,72
L _{sup} (kg DBO/ha.d)	506,81

*A_{sup} – Área Superficial; *Ca – Carga de DBO₅ afluente; *Ce - Carga de DBO₅ efluente desejada; *K - Coeficiente de remoção de DBO₅ a certa temperatura do líquido; *K₂₀ – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C; *L₀ – Taxa de aplicação de efluente; *L_{sup} – Taxa de aplicação superficial; *H_{liq} – Altura do líquido e meio filtrante até a superfície; *n – Macroporosidade do meio; *Q – Vazão média afluente.

Fonte: Autora.

Analisando os dados obtidos, é possível notar que o valor das taxas de aplicação L₀ = 8,75 kg DBO/d e L_{sup} = 506,81 kg DBO/ha.d (Tabela 9), estão acima dos valores máximos previstos pela NBR 1.7076/24 da ABNT (Tabela 3). Dessa forma, adotou-se o valor máximo de L_{sup} = 150 kg DBO/ha.d e os parâmetros de dimensionamento foram recalculados. Os mesmos encontram-se listados na Tabela 10.

Tabela 10 – Novos parâmetros de dimensionamento do projeto da *wetland* com escoamento horizontal subsuperficial

PARÂMETRO	VALOR
Q (m ³ /d)	60,96
Ca (mg/L)	143,60
Ce (mg/L)	60,00
L ₀ (kg DBO/d)	8,75
L _{sup} (kg DBO/ha.d)	150,00
L _{tra} (kg DBO/ha.d)	2500,00
A _{sup} (m ²)	583,59
B (m)	13,33
C (m)	43,77
H _{liq} (m); Folga (m)	0,80 0,20
TRH _{real} (d)	2,68
TRH _{nominal} (d)	7,66

*A_{sup} – Área Superficial; *Ca – Carga de DBO₅ afluente; *Ce - Cargao de DBO₅ efluente desejada; *K - Coeficiente de remoção de DBO₅ a certa temperatura do líquido; *K₂₀ – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C; *L₀ – Taxa de aplicação de efluente; *L_{sup} – Taxa de aplicação superficial; *L_{tra} – Taxa de aplicação transversal; *H_{liq} – Altura do líquido e meio filtrante até a superfície; *n – Macroporosidade do meio; *Q – Vazão média afluente; *TRH_{real} – Tempo de retenção hidráulica real (d); *TRH_{nom} – Tempo de retenção hidráulica nominal (d)

Fonte: Autora.

Ao analisar os resultados obtidos e compará-los com os valores estipulados pela norma ABNT NBR 17.076/24 (Tabela 3), verificou-se que estes estão dentro da faixa recomendada. Dessa forma, conclui-se que a unidade atende aos requisitos normativos, apresentando uma área de 583,59 m², com largura de 13,33 m, comprimento de 43,77 m e altura do meio líquido de 0,8 m (Anexo 1).

Em *wetlands* construídas de fluxo horizontal subsuperficial, a água flui abaixo da superfície do meio de suporte e passa pelo substrato, enquanto as plantas, que não ficam submersas, têm suas raízes fixadas nesse substrato (Anexo 1). Esses sistemas possuem uma inclinação do fundo do canal que varia entre 0% e 2,5%, o que ajuda no escoamento da água (REED et al., 1995).

Nesse tipo de sistema de tratamento, as macrófitas emergentes são as mais indicadas, sendo a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa, uma das espécies mais frequentemente empregadas (Reed, 1993; Matos & Lo Monaco, 2003). Para o dimensionamento de *wetlands* construídas, Reed et al. (1995) recomendaram que a profundidade seja ajustada conforme o comprimento vertical das raízes da planta selecionada. Essa adequação é essencial para garantir uma remoção eficiente de nitrogênio do sistema, um poluente que, em concentrações elevadas, pode ser altamente prejudicial aos corpos d'água.

Na Tabela 11 encontram-se listados os valores relacionados ao comportamento da DBO no final do *wetland* construído, calculados com base na equação de cinética de primeira ordem.

Tabela 11 – Parâmetros acerca da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ao final da *wetland*

PARÂMETRO	VALOR
θ	1,060
k_T (d ⁻¹)	1,104
DBO ₀ (mg/L)	143,600
DBO _(t) (mg/L)	27,65
η_{DBO} (%)	80,75

* DBO₀ – Carga inicial de DBO; DBO_(t) – Carga final de DBO; *k – Coeficiente de remoção de DBO₅;

* η_{DBO} – Eficiência de remoção de DBO; * θ – Coeficiente de ajuste.

Fonte: Autora.

Os resultados apresentados na Tabela 11 indicam que, após um tempo de retenção hidráulica real de 2,68 dias, a concentração de DBO no final da *wetland* será de 27,65 mg/L, correspondendo a uma remoção de 80,75% da matéria orgânica presente no efluente afluente. Dessa forma, a DBO do efluente tratado atende aos limites estabelecidos para lançamento de efluentes pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022.

Reed et al. (1995), afirmam que em zonas de alta oxigenação nas *wetlands*, as bactérias aeróbias quebram a matéria orgânica presente no efluente, oxidando-a em gás carbônico e água, que é um processo essencial na remoção de DBO. Além disso, especialmente as emergentes, ajudam a aumentar a oxigenação nas camadas superficiais do sistema, o que favorece a atividade das bactérias aeróbias e, conseqüentemente, a remoção de DBO.

Em zonas anaeróbias, ocorre a desnitrificação, onde microrganismos convertem o nitrato em gás nitrogênio, consumindo carbono da matéria orgânica e ajudando na remoção de DBO. Além disso, o próprio substrato do *wetland* age como filtro físico, retendo partículas e adsorvendo compostos orgânicos.

A Tabela 12 apresenta os valores relacionados ao comportamento do nitrogênio no final da *wetland*, calculados com base na equação de cinética de primeira ordem.

Tabela 12 – Parâmetros acerca do Nitrogênio ao final *wetland*

PARÂMETRO	VALOR
k_{20} (d^{-1})	0,30
θ	1,15
k_T (d^{-1})	0,26
N_0 (mg N-NH ₃ /L)	1,20
$N_{(t)}$ (mg N-NH ₃ /L)	0,60
η_N (%)	50,30

* k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d^{-1}); * k – Coeficiente de remoção de DBO₅; * N_0 – Concentração inicial de nitrogênio; * $N_{(t)}$ – Concentração final de nitrogênio; * η_N – Eficiência de remoção de nitrogênio; * θ – Coeficiente de ajuste

Fonte: Autora.

Conforme os dados apresentados na Tabela 12, após um tempo de retenção hidráulica de 2,68 dias, a concentração de nitrogênio no final do *wetland* construído atingirá 0,60 mg N-NH₃/L, representando uma remoção de 50,30%. Assim, tem-se que o nitrogênio amoniacal no efluente tratado está em conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022.

A remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos ocorre por meio de processos físicos, químicos e biológicos. A matéria orgânica é decomposta em amônia ou íon amônio durante a amonificação. Em zonas aeróbias, bactérias nitrificantes convertem o amônio em nitrito e em seguida em nitrato, enquanto em zonas anaeróbias ocorre a desnitrificação, onde o nitrato é transformado em gás nitrogênio, sendo liberado para a atmosfera.

Além disso, o nitrogênio também pode ser removido através das plantas presentes no leito, de modo que absorvem amônio e nitrato como nutrientes, armazenando o nitrogênio em seus tecidos. O substrato também contribui, adsorvendo amônio e atuando como filtro (Reed, 1985).

A Tabela 13 lista os valores relacionados ao comportamento dos coliformes termotolerantes no final do *Wetland* construído, calculados com base na metodologia proposta por Reed et al. (1995).

Tabela 13 – Parâmetros acerca dos coliformes termotolerantes ao final do *Wetland* construído

PARÂMETRO	VALOR
k_{20} (d^{-1})	2,60
θ	1,15
k_T (d^{-1})	2,26
C_0 (NMP/100 mL)	$1,6 \times 10^4$
$C_{(t)}$ (NMP/100 mL)	$2,26 \times 10^3$
η_c	1,933

* k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO_5 a $20^\circ C$ (d^{-1}); * k – Coeficiente de remoção de DBO_5 ; * C_0 – Concentração inicial de coliformes; * $C_{(t)}$ – Concentração final de coliformes; * η_c – Eficiência de remoção de coliformes; * θ – Coeficiente de ajuste;

Fonte: Autora.

Os resultados apresentados na Tabela 13 mostram que, após um tempo de retenção hidráulica de 2,68 dias, a concentração de coliformes termotolerantes no efluente final do *wetland* construído foi de 2266,18 NMP/100 mL, o que representa uma remoção de 1,933 log-unidades. Assim, os coliformes termotolerantes do efluente tratado ainda não estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022, para um uso mais nobre do efluente, devendo, portanto, ser um critério levado em conta em um possível redimensionamento do *wetland* construído.

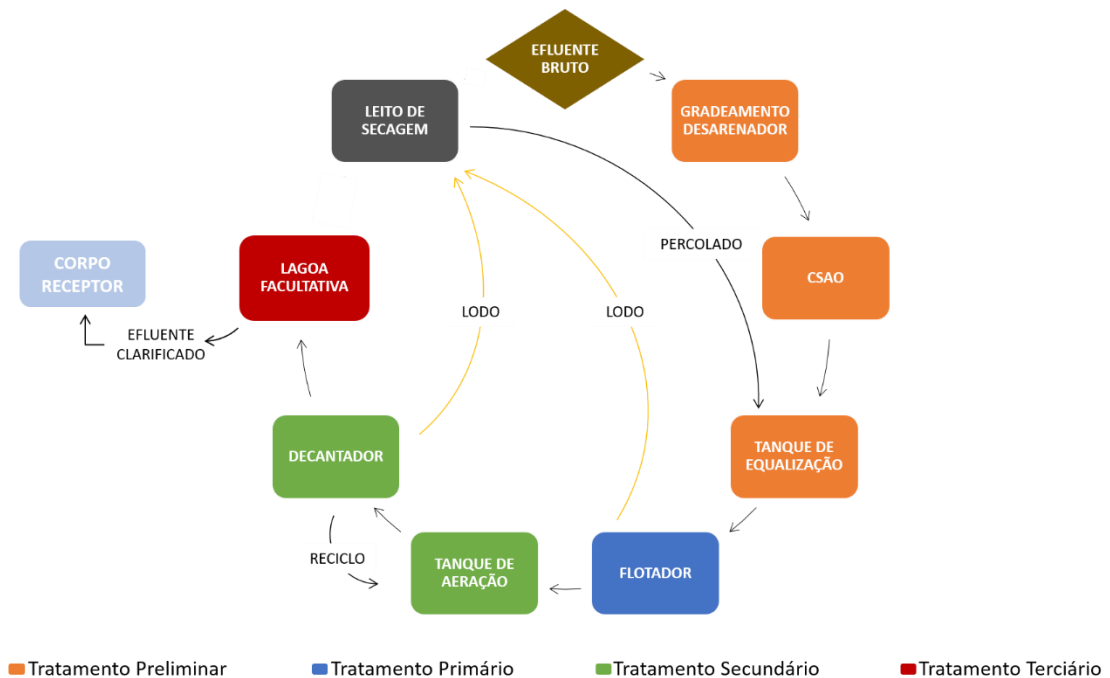
3.4.2 Lagoa Facultativa

Lagoas facultativas, assim como *wetlands* construídos, são eficazes na remoção de materiais orgânicos, nutrientes, patógenos e partículas suspensas. A presença de microalgas desempenha um papel fundamental, promovendo a oxigenação natural da água e auxiliando no consumo de nutrientes. Esses sistemas destacam-se pelo baixo custo de construção, operação e manutenção, pois não exigem equipamentos complexos nem grande demanda energética. Baseadas em processos naturais, como fotossíntese, sedimentação e decomposição, as lagoas minimizam ou eliminam a necessidade de insumos químicos. Além disso, a longa retenção hidráulica favorece a redução eficiente de coliformes termotolerantes e outros patógenos, tornando o efluente mais seguro para reuso ou descarte em corpos d'água (VON SPERLING, 1996).

Nesse contexto, a segunda alternativa propõe o aprimoramento do sistema de tratamento de efluentes existente (Figura 1) com a adição de uma etapa de tratamento terciário, empregando uma lagoa facultativa (Figura 8) após o decantador, de modo que o efluente

clarificado seja despejado no corpo receptor com os padrões de lançamento estipulados pela COPAM/CERH N°8, de 21 de novembro de 2022.

Figura 8 – Fluxograma da alternativa 2 de tratamento terciário consorciado com as demais etapas de tratamento e disposição do efluente da estação de tratamento de efluentes do laticínio



Fonte: Autora.

A Tabela 14 apresenta os valores dos parâmetros de dimensionamento do projeto da lagoa facultativa calculados com base nas metodologias propostas por Von Sperling (1996), Mara e Pearson (apud van Buuren et al., 1995), bem como pela aplicação das Equações (15 a 24). Os cálculos consideraram uma temperatura média do ar de 19 °C, correspondente ao mês mais frio na região do laticínio, conforme dados do Weather Spark. Adotaram-se inclinações dos taludes interno e externo de 1:2,5 e 1:2, respectivamente, além de uma borda livre de 0,5 m, um coroamento de 1,5 m e uma relação de 2:1 entre o comprimento e a largura.

Tabela 14 – Parâmetros de dimensionamento do projeto da lagoa facultativa

PARÂMETRO	VALOR
A (m ²)	467,23
L (kg DBO ₅ /d)	8,75
L _s (kg DBO ₅ /ha.d)	187,36
T (°C)	19,00
V (m ³)	700,84
H (m)	1,50
C (m)	30,57
B (m)	15,28
d	1:2,5
bl (m)	0,50
Q (m ³ /d)	60,96
t (d)	11,50
C _f (m)	26,82
C _{n_{água}} (m)	34,32
C _c (m)	39,82
B _f (m)	11,53
B _{n_{água}} (m)	19,03
B _c (m)	24,53

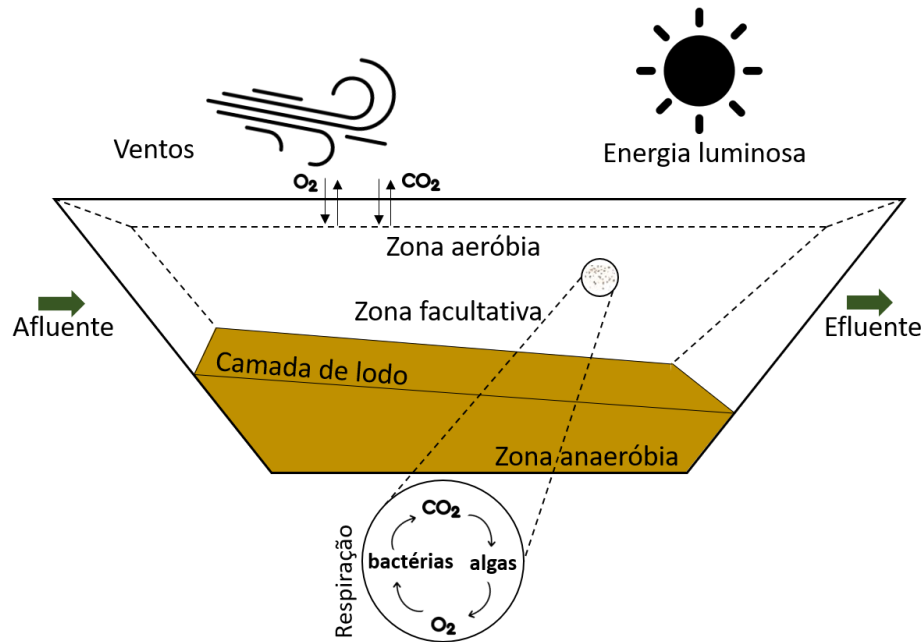
*A – Área requerida para a lagoa; *bl – Borda livre da lagoa; *C – Comprimento da lagoa a meia altura; *B – Largura da lagoa a meia altura; *d – Inclinação do talude interno; *H – Profundidade da Lagoa; *L – Carga de DBO total afluente; *L_s – Taxa de aplicação superficial; *C_f – Comprimento do fundo da lagoa; *C_{n_{água}} – Comprimento no nível d'água da lagoa; *C_c – Comprimento na crista da lagoa; *B_f – Largura do fundo da lagoa; *B_{n_{água}} – Largura no nível d'água da lagoa; *B_c – Largura na crista da lagoa; *T – Temperatura média do ar; *V – Volume requerido para a lagoa; *Q – Vazão média afluente; *t – Tempo de retenção da lagoa.

Fonte: Autora.

Uma vez realizada as operações de dimensionamento da lagoa facultativa, conclui-se que a unidade ocupará uma área de 467,23 m², com largura de 30,57 m, comprimento de 15,28 m, profundidade de 1,5 m e tempo de retenção hidráulica de 11,5 dias. Além disso, apresenta comprimento de 26,82 m e largura de 11,53 m no fundo da lagoa, comprimento no nível d'água de 34,32 m e largura no nível d'água de 19,03 m e comprimento de 39,82 m e largura de 24,53 m na crista (Anexo 2).

O esquema ilustrado na Figura 9 exemplifica o fluxo do efluente dentro da lagoa facultativa e sua separação em três zonas distintas: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa.

Figura 9 – Esquema simplificado de uma lagoa facultativa



Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996.

Nas diferentes zonas da lagoa, diversos processos ocorrem simultaneamente, influenciados pela incidência de luz solar, pela coexistência de condições aeróbias e anaeróbias, pelo longo tempo de retenção hidráulica e pelas variações nas condições ambientais. Esses fatores permitem uma remoção significativa de parâmetros como DBO, nitrogênio e coliformes termotolerantes nesse tipo de sistema (CHERNICHARO, 2007).

Nesse contexto, a Tabela 15 apresenta os valores relacionados ao comportamento da DBO no final da lagoa facultativa, calculados com base na equação de cinética de primeira ordem.

Tabela 15 – Parâmetros acerca da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ao final da lagoa facultativa

PARÂMETRO	VALOR
k_{20} (d^{-1})	0,30
θ	1,04
k_T (d^{-1})	0,29
DBO ₀ (mg/L)	143,60
DBO _(t) (mg/L)	5,21
η_{DBO} (%)	96,37

* DBO₀ – Carga inicial de DBO; DBO_(t) – Carga final de DBO; * k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d^{-1}); * k – Coeficiente de remoção de DBO₅; * η_{DBO} – Eficiência de remoção de DBO; * θ – Coeficiente de ajuste.

Fonte: Autora.

Os resultados apresentados na Tabela 15 indicam que, após um tempo de retenção hidráulica de 11,5 dias, a carga de DBO no final da lagoa facultativa foi de 5,21 mg/L, correspondendo a uma remoção de 96,37% da matéria orgânica presente no efluente afluente. Dessa forma, a DBO do efluente tratado atende aos limites estabelecidos para lançamento de efluentes pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022.

Segundo (Mara, 1976 e Polprasert, 1996), a redução da DBO nas lagoas facultativas ocorre principalmente por processos biológicos naturais que acontecem nas diferentes camadas do sistema. Na camada anaeróbia, onde não há oxigênio, microrganismos anaeróbios quebram a matéria orgânica em compostos simples como metano, dióxido de carbono e amônia, resultando na diminuição parcial da DBO. Na camada facultativa, com a coexistência de condições aeróbias e anaeróbias, microrganismos facultativos atuam em ambas as zonas, promovendo uma maior remoção de DBO. Na camada aeróbia, a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia, aproveitando o oxigênio gerado pela fotossíntese das algas presentes no fundo da lagoa, o que contribui para uma redução adicional da DBO.

A Tabela 16 apresenta os valores relacionados ao comportamento do nitrogênio amoniacal no final da lagoa facultativa, calculados com base na equação de cinética de primeira ordem.

Tabela 16 – Parâmetros acerca do Nitrogênio Amoniacal ao final da lagoa facultativa

PARÂMETRO	VALOR
k_{20} (d^{-1})	0,30
θ	1,05
k_T (d^{-1})	0,29
N_0 (mg N-NH ₃ /L)	1,20
$N_{(t)}$ (mg N-NH ₃ /L)	0,04
η_N (%)	96,25

* k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d^{-1}); * k – Coeficiente de remoção de DBO₅; * N_0 – Concentração inicial de nitrogênio amoniacal; * $N_{(t)}$ – Concentração final de nitrogênio amoniacal; * η_N – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal; * θ – Coeficiente de ajuste

Fonte: Autora.

Conforme os dados apresentados na Tabela 16, após um tempo de retenção hidráulica de 11,5 dias, a concentração de nitrogênio amoniacal no final da lagoa facultativa atingiu 0,04 mg N-NH₃/L, representando uma remoção de 96,25%. Assim, tem-se que o nitrogênio amoniacal no efluente tratado está em conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022.

De acordo com Mara (1976), a redução do nitrogênio amoniacal em lagoas facultativas ocorre por processos biológicos e físico-químicos integrados. Na zona aeróbia, bactérias nitrificantes oxidam o nitrogênio amoniacal, transformando-o em nitrito e nitrato, que é posteriormente reduzido a gás nitrogênio por bactérias desnitrificantes nas zonas anaeróbias, sendo liberado à atmosfera. Outro mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal é a volatilização da amônia que ocorre em pH elevado, favorecido pela intensa atividade fotossintética das algas, que consomem dióxido de carbono e aumentam o pH da água, convertendo assim o nitrogênio amoniacal em amônia livre, posteriormente liberada ao ar.

O nitrogênio amoniacal também é utilizado como nutriente para o crescimento de microrganismos e algas, sendo incorporado à biomassa. Quando essa biomassa se sedimenta ou é removida, o nitrogênio associado é retirado do sistema. Além disso, o longo tempo de retenção hidráulica nas lagoas facultativas desempenha um papel crucial na eficiência do tratamento, proporcionando condições para que os processos biológicos e físico-químicos ocorram de forma completa, garantindo a remoção do nitrogênio amoniacal antes do lançamento do efluente tratado (CHERICARO, 2007 e POLPRASTERT, 1996).

A Tabela 17 lista os valores relacionados ao comportamento dos coliformes termotolerantes no final da lagoa facultativa, calculados com base na equação de cinética de primeira ordem.

Tabela 17 – Parâmetros acerca dos coliformes termotolerantes ao final da lagoa facultativa

PARÂMETRO	VALOR
k_{20} (d^{-1})	0,70
θ	1,07
k_T (d^{-1})	0,65
C_0 (NMP/100 mL)	$1,6 \times 10^4$
$C_{(t)}$ (NMP/100 mL)	8,67
η_c	1,99

* k_{20} – Coeficiente de remoção de DBO_5 a $20^\circ C$ (d^{-1}); * k – Coeficiente de remoção de DBO_5 ; * C_0 – Concentração inicial de coliformes; *NMP – Número mais provável; * $C_{(t)}$ – Concentração final de coliformes; * η_c – Eficiência de remoção de coliformes; * θ – Coeficiente de ajuste;

Fonte: Autora.

Os resultados apresentados na Tabela 17 mostram que, após um tempo de retenção hidráulica de 11,5 dias, a concentração de coliformes termotolerantes no efluente final da lagoa facultativa foi de aproximadamente 8,67 NMP/100 mL, o que representa uma remoção de 1,99 log unidades. Assim, os coliformes termotolerantes do efluente tratado estão dentro dos limites

estabelecidos pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 8, de 21 de novembro de 2022, para o lançamento de efluentes.

Assim como ocorre na remoção de DBO e de nitrogênio amoniacal, as lagoas facultativas também promovem a redução da concentração de coliformes, por meio de diversos mecanismos naturais que se desenvolvem durante o tempo de retenção hidráulica.

O principal mecanismo de ação é a radiação solar. A exposição à luz do sol danifica o material genético dos coliformes, inativando-os ou levando-os à morte, especialmente na camada superficial aeróbia, onde a incidência de luz é mais intensa. Além disso, a predação por organismos maiores e a competição por nutrientes contribuem para a redução da concentração de coliformes ao longo do tempo de retenção hidráulica (METCALF e EDDY et al., 2014).

Outro fator importante são as condições ambientais adversas. A lagoa apresenta variações de temperatura, pH e níveis de oxigênio, que criam um ambiente hostil para a sobrevivência dos coliformes. Adicionalmente, muitos desses organismos estão associados a partículas sólidas em suspensão que, ao sedimentarem no fundo da lagoa, promovem a remoção dos coliformes da camada facultativa (POLPRASTERT, 1996).

3.4.3 Rampa de escoamento superficial

O escoamento superficial no tratamento de efluentes é eficaz na remoção de poluentes como nitrogênio, fósforo, coliformes e DBO, substâncias responsáveis pela poluição dos corpos d'água. Esse tratamento é realizado por processos naturais, como infiltração no solo ou absorção pela vegetação, prevenindo a eutrofização e a degradação da água. Além disso, o uso de escoamentos superficiais no tratamento terciário pode ser mais econômico em comparação com outras técnicas, devido à pequena área necessária para sua implementação e ao baixo custo de manutenção, promovendo uma abordagem sustentável e eficiente (VYMAZAL, 2007).

Desse modo, a terceira alternativa propõe o aprimoramento do sistema de tratamento de efluentes existente (Figura 1) com a adição de uma etapa de tratamento terciário, empregando uma rampa de escoamento superficial (Figura 10) após o decantador, de modo que o efluente clarificado seja despejado no corpo receptor com os padrões de lançamento estipulados pela COPAM/CERH N°8, de 21 de novembro de 2022.

Uma vez realizada as operações de dimensionamento da rampa de escoamento superficial, conclui-se que a unidade ocupará uma área de 32,91 m², com largura de 2,44 m, comprimento de 13,50 m, tempo de retenção hidráulica de 233,25 minutos e eficiência de remoção de DBO de 58,22% (Anexo 3).

3.5 Comparação entre as alternativas

Na Tabela 19, são apresentados os valores resumidos que servirão como base para a análise e decisão sobre a alternativa mais vantajosa de sistema de tratamento terciário a ser implementada.

Tabela 19 – Parâmetros utilizados para a tomada de decisão do sistema de tratamento terciário

Sistema	Área (m²)	TRH (d)	η_{DBO} (%)	η_N (%)	η_C
Wetland construído	583,59	2,68	80,75	50,30	1,93
Lagoa facultativa	467,23	11,5	96,37	96,25	1,99
Escoamento superficial	32,91	0,162	58,22	-	-

*TDH – Tempo de retenção hidráulico; η_{DBO} (%) – Eficiência de remoção de DBO; η_N (%) – Eficiência de remoção de nitrogênio; η_C – Eficiência de remoção de coliformes.

Fonte: Autora.

Ao analisar a Tabela 19, verifica-se que, em termos de área, a alternativa de escoamento superficial apresenta uma menor exigência de espaço para sua implementação. Essa característica resulta em uma redução significativa na necessidade de aquisição ou ocupação de terrenos, o que pode diminuir substancialmente os custos associados à aquisição de terras. Além disso, essa alternativa favorece a viabilidade de implementação em locais com espaço limitado e demanda uma infraestrutura de suporte menos complexa e onerosa (METCALF & EDDY et al., 2014).

Por outro lado, tem-se que a remoção de DBO é maior no sistema de lagoa facultativa. Uma menor carga de DBO no efluente final evidencia a remoção eficiente de matéria orgânica biodegradável, resultando em um efluente mais limpo e com menor impacto ambiental no corpo receptor, além de facilitar o cumprimento das exigências legais de lançamento. Adicionalmente, um efluente com baixa DBO torna-se mais adequado em aplicações de uso mais nobre da água, como processos industriais, irrigação de culturas e limpeza de caminhões e pátios, contribuindo

de forma significativa para a conservação dos recursos hídricos ao reduzir a necessidade de captação de água nova para essas atividades (ASANO et al., 2007).

A lagoa facultativa também apresenta maior eficiência de remoção de nitrogênio e coliformes. A remoção eficiente de nitrogênio previne a contaminação de corpos d'água por compostos nitrogenados, evitando a eutrofização, que altera os ecossistemas aquáticos e compromete a qualidade da água. Da mesma forma, a significativa redução de coliformes termotolerantes no efluente contribui para a melhoria da saúde pública, prevenindo a contaminação de fontes de água potável e de uso recreativo, especialmente em áreas com acesso limitado a sistemas de tratamento de efluentes. A remoção eficaz de nitrogênio e coliformes também garante o cumprimento dos limites regulatórios, assegurando que os efluentes atendam às normas de qualidade para reuso. Além disso, efluentes com baixos níveis desses contaminantes tornam-se adequados para reutilização em processos industriais, reduzindo a dependência de fontes de água limpa e promovendo o uso sustentável da água. (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 2005).

De acordo com Mara (2004), o escoamento superficial pode ser mais eficiente em termos de uso de área, pois pode ser implementado em espaços menores, o que é vantajoso em locais com espaço limitado. Em muitos casos, seu projeto e implementação são mais simples, apresentando menor complexidade operacional e menor necessidade de equipamentos de tratamento avançados. No entanto, o sistema pode exigir mais infraestrutura, como drenagem e controle de fluxo, para garantir seu funcionamento adequado, o que pode aumentar os custos iniciais e operacionais.

Contudo, embora as lagoas facultativas exijam grandes áreas para sua implementação, o que pode resultar em custos mais elevados com a aquisição de terrenos, esse tipo de sistema demanda menos supervisão diária e tecnologia avançada em comparação com outros sistemas de tratamento, sendo baseado principalmente em processos biológicos naturais. Sua construção não envolve equipamentos caros, é relativamente simples em termos de estrutura e requer pouca ou nenhuma infraestrutura sofisticada (VON SPERLING, 1996).

4 CONCLUSÃO

- A vazão de saída da estação de tratamento de efluentes pode apresentar oscilações devido à imprecisão na medição fora dos horários de funcionamento. Portanto, é necessário realizar um monitoramento mais preciso para avaliar melhor o desempenho da estação, considerando que os dimensionamentos das três alternativas de tratamento terciário foram elaborados com base nos dados das vazões de saída.
- É preciso adequar os parâmetros por meio da adição de malhas difusoras de oxigênio ou da substituição dos aeradores por equipamentos mais potentes, além de controlar o pH, evitando o uso excessivo de produtos químicos.
- Verificou-se um valor elevado de IVL, ocasionado pelas baixas taxas de sedimentação e compactação ocasionando à condição de *bulking* viscoso. Logo, ajustar o pH, utilizar coagulantes e biocidas, e controlar a recirculação do lodo são medidas importantes para melhorar a atividade microbiológica, a floculação e a consistência dos flocos, além de reduzir a viscosidade e controlar o bulking. O monitoramento contínuo de pH, OD, temperatura e COV é essencial para prevenir problemas no sistema.
- Os valores de OD e a relação F/M foram observados abaixo dos níveis recomendados pela literatura, desse modo, é essencial monitorar e ajustar os parâmetros de OD e F/M. Uma solução seria implementar uma malha de aeração no fundo do reator aeróbico para regular o OD, além de redirecionar fluxos com alta carga orgânica e ajustar a taxa de recirculação de lodo.
- Dessa forma, com base na análise realizada, a implementação de uma lagoa facultativa com área de 467,23 m² e dimensões otimizadas é a alternativa mais indicada para garantir que o efluente tratado atenda às exigências legais, promovendo a proteção ambiental e o cumprimento da legislação vigente. No entanto, os custos associados à movimentação de terra devem ser considerados na decisão sobre o tratamento terciário a ser adotado.

REFERÊNCIAS

- ANUÁRIO LEITE 2023. Anuário Leite 2023: Leite baixo carbono. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2023. p. 9.
- ASANO, T.; BURTON, F. L.; LEVERENZ, H. L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLOUS, G. Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications. New York: McGraw-Hill, 2007.
- BALLANEC, B.; GÉSAN-GUIZIOU, G.; CHAUFER, B.; RABILLER-BAUDRY, M.; DAUFIN, G. Treatment of dairy process waters by membrane operation for water reuse and milk constituents concentration. *Desalination*, Amsterdam, v. 147, n. 1-3, p. 89-94, 2002.
- BITTON, G. *Wastewater Microbiology*. 4. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2011.
- CHERNICHARO, C. A. de L. *Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL E CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. Deliberação n° 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.
- CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. New York: McGraw-Hill, 2005.
- EIKELBOOM, D. H.; VAN BUIJSEN, H. J. J. *Microscopic sludge investigation manual*. Report A94, TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Delft, Holanda, 1981.
- FERREIRA, A. C. da F. *Remoção de matéria orgânica de efluente de carcinicultura por meio de tratamento físico-químico (coagulação-floculação) e biológico (lodo ativado)*. 2021. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021.
- FOELKEL, C. *Aplicações da Biotecnologia em Processos Ambientais da Fabricação de Celulose Kraft e de Papel de Eucalipto: Processos Aeróbicos por Lodos Ativados para Tratamento de Efluentes*. *Eucalyptus Online Book e Newsletter*, 2014.
- HUANG, J. et al. Water availability footprint of milk and milk products from large-scale dairy production systems in Northeast China. *Journal of Cleaner Production*, v. 79, p. 91-97, 2014.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Mapa do Leite: Valor da produção (Mil Reais)*. *Produção de Leite*, 2022.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

- MARA, D. D. Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. London: Earthscan, 2004.
- MARA, D. D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons, 1976.
- MARA, D. D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE, 3., 1995, João Pessoa - PA. Anais... João Pessoa - PA, 1995. p. 27-31.
- MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. Viçosa: UFV, 2003. 68 p.
- MELO, H. N. de S. et al. Partida sem inóculo de um reator de manta de lodo tratando esgotos sanitários diluídos. In: Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB, 2000.
- METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F. L. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2014.
- MUNIZ, G. Qualidade da água do Ribeirão São Bartolomeu avaliada pelo índice de qualidade da água em ponto de captação para abastecimento no período seco. HOLOS, v. 7, p. 1–19, 2019.
- POLPRASERT, C. Organic Waste Recycling: Technology and Management. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 1996.
- REED, S. C. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment. (EPA 832-R-93-008). Washington, DC: U.S. EPA, 1993. 87 p.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. Natural systems for management and treatment. New York: McGraw-Hill, 1995.
- SANT'ANNA JR., G. L. Tratamento Biológico de Efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 418 p.
- US EPA. Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater. EPA 625/1-81-013, U.S. Environmental Protection Agency, CERL, Cincinnati, OH, 1981.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996. v. 1.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização. 2. ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996. v. 3.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Editora UFMG, 2016. v. 4.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1, p. 48-65, 2007.

WEATHER SPARK. Clima típico em Viçosa, Minas Gerais, Brasil durante o ano. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com>. Acesso em: 3 jan. 2025.