UNIVERSIDADE DE UBERABA
ARMANDINO CHAVES DE CARVALHO

Simulação Computacional e Análise de Biorreatores com Membrana para Água de Reúso em Uberaba-MG: Um Estudo Baseado no *Benchmarking* da SANASA.

UBERABA, MG
2026

ARMANDINO CHAVES DE CARVALHO

Simulação Computacional e Análise de Biorreatores com Membrana para Água de Reúso em Uberaba-MG: Um Estudo Baseado no *Benchmarking* da SANASA.

Dissertação de Mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química da Universidade de Uberaba.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Dawison de Lima

UBERABA, MG

2026

Catalogação elaborada pelo Setor de Referência da Biblioteca Central UNIUBE

Carvalho, Armandino Chaves de.
C253s Simulação computacional e análise de biorreatores com membrana para água de reúso em Uberaba-MG: um estudo baseado no benchmarking da Sanasa / Armandino Chaves de Carvalho. – Uberaba (MG), 2026.
101 f. : il., color.

Dissertação (Mestrado) – Universidade de Uberaba. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Mestrado Profissional. Área de concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos Agroindustriais.
Orientador: Prof. Dr. Adriano Dawison de Lima.

1. Água – Reuso. 2. Água – Purificação – Simulação por computador. 3. Esgotos. I. Lima, Adriano Dawison de. II. Universidade de Uberaba. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Mestrado Profissional. III. Título.

CDD 628.1

Tatiane da Silva Viana – Bibliotecária – CRB-6/3171

ARMANDINO CHAVES DE CARVALHO

SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL E ANÁLISE DE BIORREATORES COM MEMBRANAS PARA ÁGUA DE REÚSO EM UBERABA-MG: UM ESTUDO BASEADO NO BENCHMARKING DA SANASA

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química - Mestrado Profissional da Universidade de Uberaba (PPGEQ-MP/UNIUBE).

Área de Concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos Agroindustriais

Aprovado em: 28/08/2026

BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Adriano Davison de Lima – Orientador(a)
Universidade de Uberaba

Prof(a). Dr(a). José Roberto Delalibera Finzer
Universidade de Uberaba

Prof(a). Dr(a). Luís Carlos Scalon Cunha
Instituto Federal do Triângulo Mineiro

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela força e perseverança concedidas ao longo desta caminhada acadêmica.

À minha família, pelo apoio incondicional, incentivo constante e compreensão nos momentos de ausência e dedicação aos estudos.

Ao meu orientador, pela orientação segura, paciência, dedicação e valiosas contribuições durante o desenvolvimento deste trabalho.Seu conhecimento e apoio foram fundamentais para a concretização desta pesquisa.

À instituição de ensino e aos professores do curso, pelos ensinamentos transmitidos e pela formação acadêmica e profissional proporcionada.

À equipe técnica e aos profissionais envolvidos na disponibilização dos dados utilizados neste estudo, especialmente à SANASA, pela colaboração e suporte técnico que tornaram possível a realização desta pesquisa.

Aos colegas e amigos, pelo companheirismo, troca de experiências e apoio durante toda a trajetória.

Ao programa de mestrado profissional em engenharia química da Universidade de Uberaba, FAPEMIG, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pelo suporte dado ao desenvolvimento dessa dissertação (Processos: MPR-01119-16; APQ-01203-23) e à CAPES.

Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

A gestão hídrica em Uberaba-MG demanda a adoção de tecnologias avançadas para garantir a segurança no abastecimento e viabilizar o reuso urbano. Este trabalho apresenta a simulação computacional e a análise de desempenho de um sistema de Biorreatores com Membranas (MBR), modelado a partir do *benchmarking* operacional da SANASA (Campinas-SP). Utilizando algoritmos estocásticos em Python, foram projetadas séries temporais anuais (2025) para avaliar a robustez da tecnologia frente às variações sazonais e de carga. Os resultados validaram a superioridade do MBR como barreira sanitária: a turbidez média do permeado estabilizou-se em 0,15 NTU (P95 < 0,35 NTU), eliminando o efeito de sombreamento em processos de desinfecção (UV/Cloração) e atendendo satisfatoriamente aos requisitos e rigorosos padrões da USEPA (< 2,0 NTU) e NBR 13.969/97 (Classe 4). No aspecto físico-químico, o sistema demonstrou alta capacidade de tamponamento (pH médio 7,2; $\sigma \approx 0,15$) e remoção de matéria orgânica superior a 98%, com DBO solúvel média de 3,0 mg/L e DQO estabilizada em ≈20 mg/L, confirmando estatisticamente (Teste T,$p < 0,001$) a conformidade com a Resolução CONAMA 430. A modelagem cinética dos nutrientes foi validada por análise de regressão linear ($R^2 \approx 0,65$), evidenciando a relação entre as concentrações de nitrogênio amoniacal e os produtos da nitrificação ao longo do processo biológico. Os resultados confirmaram a elevada eficiência da conversão do nitrogênio amoniacal, mantendo concentrações residuais inferiores a 1,0 mg/L, bem como o controle do fósforo total em torno de 0,75 mg/L. Conclui-se que o sistema MBR simulado transcende o tratamento convencional, configurando-se como uma planta produtora de água de reuso de classe nobre, tecnicamente viável e estatisticamente robusta para o cenário de Uberaba.

Palavras-chave: biorreatores com membranas; reúso de água; simulação computacional; tratamento de efluentes; Uberaba (MG).

ABSTRACT

Water management in Uberaba-MG requires advanced technologies to ensure supply security and enable urban reuse. This study presents the computational simulation and performance analysis of a Membrane Bioreactor (MBR) system, modeled based on the operational benchmarking of SANASA (Campinas-SP). Using stochastic algorithms in Python, annual time series (2025) were projected to evaluate the technology's robustness against seasonal and load variations. The results validated the MBR's superiority as a sanitary barrier: permeate turbidity stabilized at 0.15 NTU (P95 < 0.35 NTU), eliminating the "shielding effect" in disinfection processes (UV/Chlorination) and comfortably meeting the rigorous standards of USEPA (< 2.0 NTU) and NBR 13.969/97 (Class 4). Regarding physicochemical aspects, the system demonstrated high buffering capacity (average pH 7,2; σ ≈0,15) and organic matter removal exceeding 98%, with soluble BOD averaging 3.0 mg/L and COD stabilized at ≈20 mg/L, statistically confirming ($TesteT, p < 0{,}001$)compliance with CONAMA Resolution 430. Nutrient kinetic modeling was validated through linear regression analysis ($R^2 \approx 0{,}65$), demonstrating the relationship between ammoniacal nitrogen concentrations and the products of the nitrification process throughout biological treatment. The results confirmed the high efficiency of ammoniacal nitrogen conversion, maintaining residual concentrations below (< 1.0 mg/L), while total phosphorus remained controlled at approximately (≈0.75 mg/L). It is concluded that the simulated MBR system surpasses conventional wastewater treatment, operating as a producer of high-quality reclaimed water and representing a technically feasible and statistically robust solution for the Uberaba scenario.

Keywords: membrane bioreactors; water reuse; computational simulation; wastewater treatment; Uberaba (MG).

SUMÁRIO

PÁG.

1. INTRODUÇÃO 16
2. OBJETIVOS 17
2.1. Objetivo Geral 17
2.2. Objetivos Específicos 17
Com o problema e os objetivos delineados, a revisão bibliográfica reúne os fundamentos necessários para compreender o reúso de água e a tecnologia MBR. 17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 18
3.1. Contexto do Estudo: Uberaba, MG. 18
3.2. Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU) 18
3.3. Fundamentos da água no sistema terrestre 20
3.4. Qualidade da água, enquadramento legal 22
3.4.1. Classes de uso da água 23
3.4.2. Índices de monitoramento 24
3.4.3. Variáveis de poluição e seus efeitos sobre os corpos hídricos 25
3.4.4. Qualidade da água, enquadramento e requisitos para efluentes de MBR 27
3.5. Água residual, caracterização e tratamento em ETEs 28
3.5.1. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade 28
3.5.2. Principais indicadores físicos 29
3.5.3. Principais indicadores químicos 30
3.5.4. Indicadores biológicos de contaminação 31
3.5.5. Etapas de tratamento de esgotos em ETEs 33
3.5.6. Tratamentos primário, secundário e terciário 34
3.6. Indicadores biológicos da qualidade da água e do solo 35
3.6.1. Fontes de poluição da água e do solo 36
3.6.2. Legislação aplicada à qualidade da água e do solo 36
3.6.3. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade 37
3.6.4. Bioindicadores e biomonitoramento em água e solo 38
3.6.5. Integração de indicadores biológicos com a gestão da qualidade da água e do solo 39
3.7. Saneamento básico, abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil 40
3.7.1. Conceito e benefícios do saneamento básico 40
3.7.2. Saúde pública, pobreza e saneamento 41
3.7.3. Situação do saneamento no Brasil 41
3.7.4. Implicações ambientais, energéticas e de planejamento 42
3.8. Aspectos econômicos e de circularidade no uso de MBR e no reúso de água 42
3.8.1. Consumidores, governança e responsabilidade compartilhada 43

3.9. Remoção de compostos orgânicos: processos convencionais versus MBR e implicações para Taihu, Campinas e Uberaba 44
3.9.1. Comparação processos convencionais vs. MBR na remoção de orgânicos 45
3.9.2. Implicações para a Bacia do leste de Taihu 46
3.9.3. Implicações para Campinas e Uberaba 47
3.10. Fundamentos da separação por membranas e aplicações em tratamento de Efluentes 48
3.11. Inovação no Tratamento de Esgoto 54
3.12. Efluentes: Classificação, Impactos Ambientais e Tecnologias de Tratamento 57
3.13. Bacia do Leste de Taihu, China 58
3.14. Tecnologia MBR, Tratamento de Esgotos e Reúso de Água no Município de Campinas, São Paulo, Brasil 60
3.15. O Imperativo do Saneamento Básico como Fator de Sustentabilidade e Saúde Pública 65
3.16. Ampliação da Capacidade Operacional 66
3.17. Estrutura da Malha de Distribuição 67
3.18. Volume Faturado de Água por Categoria de Consumidor 67
3.19. Considerações Parciais 69
3.20. Uberaba, Minas Gerais, Brasil 69
3.21. Avanços em Configurações e Materiais de Membrana 70
3.22. Eficiência Energética e Sustentabilidade 70
3.23. Remoção de Micropoluentes Emergentes 71
3.24. Descrição do Modelo Biológico (ASM1) 71
3.25. Fundamentação do Modelo Matemático de Simulação 72
3.26. Modelo Biológico (Cinética de Lodos Ativados) 72
3.27. Modelo Físico de Separação (Filtração por Membrana) 73
4. METODOLOGIA 74
4.1. Caracterização do Cenário de Estudo 74
4.2. Configuração do Sistema Proposto 74
4.3. Simulação de Desempenho e Modelagem de Dados 75
4.4. Fundamentação Matemática do Modelo ASM1 76
4.4.1. Fundamentação Matemática do Modelo ASM1 76
4.4.2. Taxas de Processos Cinéticos (ρ) 76
4.4.3. Relações Estequiométricas e Taxas Líquidas (rC) 77
4.4.4. Sistema Final de Equações Diferenciais Ordinárias (ODEs) 78
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 78
5.1. Análise da Turbidez do Efluente e Validação do Modelo 78
5.2. Dinâmica de Remoção de Matéria Orgânica (DQO e DBO) 81
5.3. Remoção de Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) 82
5.4. Eficiência de Nitrificação 83
5.5. Remoção de Fósforo e Análise de Estabilidade 83
5.6. Análise de Sensibilidade: Influência da Temperatura na Nitrificação 85

5.7. Análise Probabilística de Estabilidade Operacional (pH e DBO) 87
5.8. Estabilidade do pH e Equilíbrio de Alcalinidade 89
6. CONCLUSÕES 90
7. REFERÊNCIAS 92
8. APÊNDICE 95
8.1. Apêndice A 95
8.2. Apêndice B 96
8.3. Apêndice C 99
8.4. Apêndice D 100
8.5. Apêndice E 102

LISTA DE FIGURAS

PÁG.

Figura 1. Ciclo completo da água 20

Figura 2. Gráfico de setores (A distribuição de água no planeta)..... 21

Figura 3. Classificação dos corpos hídricos por salinidade e uso..... 23

Figura 4. Interação entre Ambiente Urbano e Ciclos Biogeoquímicos..... 25

Figura 5. Despejo de água residual..... 28

Figura 6. Logística reversa de pós-consumo..... 43

Figura 7. Características das membranas..... 48

Figura 8. Sistema com membranas x Tecnologia convencional..... 49

Figura 9. Membranas montadas em arranjos tubulares..... 52

Figura 10. Membrana de fibra oca..... 53

Figura 11. Sistema biológico..... 55

Figura 12. Esquema simplificado de um tratamento filtração por membranas..... 57

Figura 13. Gestão dos efluentes..... 58

Figura 14. Estação de tratamento por membranas MBR..... 60

Figura 15. Operação do sistema MBR – Ciclo de produção..... 61

Figura16. Distribuição dos usos em 2024..... 62

Figura 17. Tanques de Membrana..... 64

Figura 18. Percentual de esgoto tratado..... 66

Figura 19. ETE Francisco Velludo..... 69

Figura 20. Turbidez do efluente tratado por MBR – Médias Diárias (2026)..... 79

Figura 21. Remoção de Matéria Orgânica (DBO e DQO) – Efluente MBR (2026).... 81

Figura 22. Remoção de Nutrientes: Série do Nitrogênio (2026)..... 83

Figura 23. Análise de Regressão: influência da temperatura na nitrificação (2026)..... 85

Figura 24. Diagrama de caixa (*boxplot*) para o pH x histograma de densidade de probabilidade para a DBO..... 88

LISTA DE TABELAS

PÁG.

Tabela 1. Características do esgoto bruto (Afluente) adotadas para o estudo..... 74

Tabela 2. Comparativo de desempenho de Turbidez: Simulação Uberaba vs. Benchmark SANASA e Normas de Reuso..... 80

Tabela 3. Comparativo de Matéria Orgânica: Simulação Uberaba vs. Benchmark e Legislação..... 82

Tabela 4 Comparativo de Nutrientes: Simulação Uberaba vs. Benchmark SANASA e Normas..... 84

Tabela 5. Estatística Descritiva do Desempenho do MBR (Uberaba-MG, 2025)..... 86

LISTA DE QUADROS

PÁG.

Quadro 1. Principais variáveis de poluição, fontes e efeitos sobre os corpos hídricos..... 26

Quadro 2. Exemplos de indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade da água para rios enquadrados como Classe 2, em consonância com a Resolução CONAMA nº 357/2005..... 32

Quadro 3. Monitoramento detalhado e eficiente do consumo e das perdas..... 67

Quadro 4 Volume faturado de água (em milhares de m^3)..... 68

LISTA DE ABREVIATURAS

PÁG.

MBR: Membrane BioReactor..... 16
ETEs: Estações de Tratamento de Esgoto..... 16
SANASA: Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento..... 16
CODAU: Companhia Operacional de Desenvolvimento,Saneamento e Ações Urbanas..... 18
ETA: Estação de Tratamento de Água..... 18
NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez..... 32
USEPA: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos..... 6
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio..... 17
DQO: Demanda Química de Oxigênio..... 17
SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento..... 19
IQA: Índice de Qualidade da Água..... 24

LISTA DE EQUAÇÕES

		PÁG.
Equação 1.	$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s+S}$	72
Equação 2.	$J = \frac{\Delta P}{\eta R_{total}} = \frac{\Delta P}{\eta(R_m+R_p+R_f)}$	73
Equação 3.	$\frac{dC}{dt} = \frac{Q}{V} C - C + r_c$	76
Equação 4.	$rC = \sum V_{processo} * p_{processo}$	76
Equação 5.	$p_1 = \mu H * \left(\frac{S_S}{k_S+S_S}\right) * \left(\frac{S_o}{k_{OH}+S_O}\right) * X_H$	76
Equação 6.	$p_2 = \mu H \left(\frac{S_S}{k_S+S_S}\right)\left(\frac{S_{oH}}{k_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{No}}{k_{NO}+SN_O}\right) * X_H$	77
Equação 7.	$r_{SS} = \frac{1}{Y_H} P_1 - \frac{1}{Y_H} P_2 + (1 - f_p) * P_3$	77
Equação 8.	$r_{XH} = p_1 + p_2 - p_3$	77
Equação 9.	$r_{SP} = \left(\frac{1-Y_H}{Y_H}\right) * p_1$	77
Equação 10.	$r_{SNO} = -\left(\frac{1-Y_H}{2{,}86Y_H}\right) * p_2$	78

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de recursos hídricos em quantidade e qualidade adequadas é, na atualidade, um dos maiores desafios para o desenvolvimento urbano sustentável. Em regiões de intenso crescimento populacional e industrial, como o município de Uberaba, Minas Gerais, a pressão sobre os mananciais superficiais e subterrâneos exige a adoção de paradigmas de gestão que transcendam o ciclo convencional de captação, uso e descarte. Neste contexto, o reuso planejado de efluentes tratados surge como uma estratégia vital para a segurança hídrica, permitindo liberar água potável para o abastecimento humano enquanto se utilizam águas de qualidade inferior para fins menos nobres, como lavagem de logradouros, irrigação paisagística e uso industrial.

Para viabilizar o reuso seguro, as tecnologias de tratamento de esgoto devem garantir um efluente de qualidade superior, livre de patógenos e com baixa carga orgânica. Entre as tecnologias disponíveis, os Biorreatores com Membranas (MBR – Membrane BioReactor) destacam-se como o "estado da arte" no saneamento. Ao combinar o processo biológico de lodos ativados com a filtração física por membranas (ultrafiltração), os sistemas MBR produzem um permeado isento de sólidos suspensos e com elevada remoção de nutrientes, superando as limitações de espaço e eficiência das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) convencionais.

No Brasil, a SANASA (Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento), em Campinas-SP, consolidou-se como referência pioneira na aplicação de membranas em larga escala para a produção de água de reuso, fornecendo um vasto banco de dados operacionais que comprovam a robustez dessa tecnologia em clima tropical.

Considerando que Uberaba ainda caminha para a implementação de sistemas avançados de tratamento, torna-se imprescindível realizar estudos de viabilidade técnica antes de grandes investimentos em infraestrutura física e técnica. A simulação computacional apresenta-se, portanto, como uma ferramenta poderosa para projetar cenários, antecipar comportamentos operacionais e validar a conformidade ambiental de futuras instalações.

O presente trabalho propõe, assim, um estudo teórico e simulado para a implementação de um sistema MBR em Uberaba, utilizando a experiência consolidada da SANASA como *benchmark* (referência) para alimentar modelos estocásticos de desempenho. Essa abordagem permite transferir o conhecimento prático de um caso de sucesso para a realidade mineira, oferecendo subsídios técnicos para a modernização do saneamento local.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Realizar a simulação computacional e análise de viabilidade técnica da implementação de uma Estação de Tratamento de Esgoto com Biorreatores de Membranas (MBR) no município de Uberaba-MG, visando a produção de água de reuso não potável, utilizando como base comparativa *(benchmark*) os parâmetros operacionais da SANASA (Campinas-SP).

2.2. Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo geral, foram traçados as seguintes objetivos específicas:

- Definir o cenário de afluente: Estabelecer os parâmetros de entrada (caracterização do esgoto bruto) aplicáveis à realidade de Uberaba, baseando-se em dados da literatura e na similaridade com o esgoto tratado pela SANASA.
- Modelar o sistema via *software*: Desenvolver algoritmos em linguagem Python para simular o comportamento dinâmico de uma planta MBR ao longo de um horizonte de 365 dias, incorporando variáveis estocásticas (ruídos e sazonalidade).
- Projetar indicadores de qualidade física: Avaliar o desempenho do sistema na remoção de sólidos e turbidez, verificando a integridade da barreira de membranas.
- Analisar a remoção de carga orgânica e nutrientes: Simular as séries temporais de pH, DBO, DQO, Nitrogênio e Fósforo, avaliando a eficiência dos processos biológicos e físico-químicos (nitrificação e precipitação).
- Verificar a conformidade normativa: Confrontar os resultados simulados com os padrões de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011 e os critérios de qualidade para reuso urbano estabelecidos pela norma ABNT NBR 13.969/1997.

Com o problema e os objetivos delineados, a revisão bibliográfica reúne os fundamentos necessários para compreender o reúso de água e a tecnologia **MBR.**

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Contexto do Estudo: Uberaba, MG.

O topônimo Uberaba tem origem indígena e está ligado diretamente ao rio que atravessa o território do atual município, derivando do termo tupi yberaba, que significa “água brilhante” ou “água clara”, em referência às características das águas locais. (Uberaba, 2019; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023).

Uberaba é um município localizado na porção oeste de Minas Gerais, na mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, integrando a microrregião de Uberaba e formando um importante polo urbano e econômico regional. (Minas Gerais, 2016; IBGE, 2023).

O território municipal possui área aproximada de 4.523,96 km² e situa-se a cerca de 480 km de Belo Horizonte, com sede implantada em altitude média em torno de 750–820 m e inserida em ambiente de clima tropical com estação seca, classificado como Aw na tipologia de Köppen-Geiger. (IBGE, 2023; Cidade-Brasil, 2024).

De acordo com o Censo Demográfico de 2022, Uberaba-MG alcançou uma população de 337.836 habitantes, passando a ocupar a 7ª posição entre as cidades mais populosas de Minas Gerais e registrando um acréscimo superior a 40 mil moradores em relação a 2010.

Em paralelo, o Índice de Gini de 0,50 indica uma distribuição de renda ainda bastante desigual, em que parte significativa da riqueza permanece concentrada, situação distante do ideal de igualdade representado pelo valor zero e mais próxima de contextos urbanos brasileiros em que a capacidade de pagamento e o acesso a serviços variam fortemente entre diferentes grupos sociais.

De acordo com o Infosanbas (2024), Uberaba apresenta cerca de 99,5% do esgoto coletado tratado, o que a coloca entre os municípios com melhor desempenho em saneamento no país.

3.2. Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU)

A primeira Estação de Tratamento de Água (ETA I) entrou em operação em 1940, marcando o início do tratamento centralizado de água para a população urbana; posteriormente, em 1970, foi inaugurada a ETA II, ampliando a capacidade de produção de água potável para atender ao crescimento demográfico e à expansão territorial da cidade. (Prefeitura de Uberaba, 2010; Prefeitura de Uberaba, 2012).

Nesse contexto, foi criado o Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU) como autarquia municipal responsável pela gestão integrada dos sistemas de captação, tratamento e distribuição de água, bem como da coleta e tratamento de esgotos sanitários, papel que ao longo das décadas seguintes se consolidou, culminando na coordenação do Plano Municipal de Saneamento Básico aprovado em 2015, documento que orienta as metas de universalização e melhoria de qualidade dos serviços analisados nesta dissertação. (CODAU, 2015; Uberaba, 2015).

O abastecimento de água em Uberaba-MG é assegurado por um sistema que combina captações superficiais e subterrâneas, com forte predominância do aproveitamento do rio Uberaba, complementado em períodos de estiagem por transposição de vazões do rio Claro, afluente do rio Araguari, para garantir a segurança hídrica do município. A água captada nesses mananciais é conduzida às Estações de Tratamento de Água (ETA I, ETA II e ETA III), onde passa por etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção antes de ser distribuída à população urbana, enquanto poços tubulares profundos explorando principalmente os sistemas aquíferos Serra Geral, Bauru e, em menor escala, Guarani, são utilizados de forma complementar para reforçar a oferta em setores específicos da cidade. Esse arranjo híbrido, administrado pela autarquia municipal responsável pelo saneamento, permite que praticamente 100% dos habitantes tenham acesso ao serviço de abastecimento de água, ao mesmo tempo em que evidencia a necessidade de permanente gestão integrada de rios, reservatórios e aquíferos para enfrentar a variabilidade sazonal de vazões e garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos que abastecem Uberaba. (CODAU, 2015; Uberaba, 2015).

No que se refere ao esgotamento sanitário, Uberaba iniciou a implantação de redes coletoras de esgoto ainda na segunda metade do século XX, em um primeiro momento com lançamentos predominantemente in natura em cursos d’água urbanos, situação que refletia a realidade de grande parte dos municípios brasileiros à época (Uberaba, 2010; ANA, 2011). A partir da década de 1980 foram construídas as primeiras Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) com processos biológicos convencionais, permitindo o início do tratamento sistemático de parte dos efluentes urbanos. (CODAU, 2015; SNIS, 2024).

Em 2015, com a aprovação do Plano Municipal de Saneamento Básico, o município formalizou metas para alcançar 100% de atendimento com rede coletora e tratamento de esgotos, metas que, de acordo com dados recentes do SNIS e de painéis como o Infosanbas, se traduzem hoje em aproximadamente 99–100% de população atendida por rede e cerca de 99,5% do esgoto coletado encaminhado a tratamento, embora ainda haja uma fração residual não interceptada pela rede e, portanto, potencialmente lançada in natura em cursos d’água ou em

sistemas individuais dispersos. Assim, mesmo o quadro atual indique que a maior parte da carga de esgoto que chega ao sistema público é efetivamente tratada antes de ser lançada no rio Uberaba e em outros mananciais, o processo de universalização plena ainda exige investimentos adicionais em expansão de rede, adequação de ligações e a implantação de sistemas de reaproveitamento de água tratada, reduzindo a demanda por água potável, sendo esta uma base favorável para a discussão, nesta dissertação, da adoção de tecnologias mais avançadas, como os biorreatores a membranas.

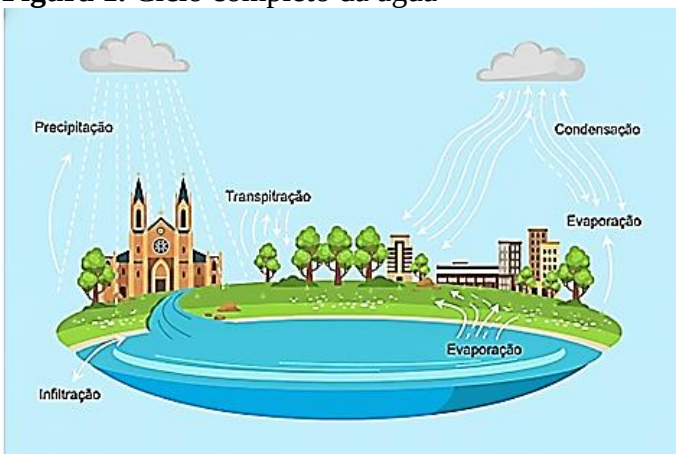
Revisões recentes destacam o MBR como alternativa consolidada para o tratamento de efluentes municipais, com elevada remoção de matéria orgânica, sólidos e microrganismos patogênicos, embora ainda com desafios associados à colmatação das membranas e ao consumo energético. (Subtil, 2013; Hespanhol, 2013; Mierzwa, 2013).

Essa abordagem integrada possibilita avaliar o desempenho do sistema sob múltiplos parâmetros de qualidade, fornecendo subsídios técnicos para a discussão acerca da viabilidade do reúso de efluentes no contexto local, bem como para o planejamento de estratégias de gestão hídrica mais sustentáveis no município.

3.3. Fundamentos da água no sistema terrestre

A água é o principal meio físico-químico de suporte à vida e de transporte de energia na superfície terrestre, constituindo cerca de 70% da massa do corpo humano e sendo componente essencial de plantas, animais e alimentos. (Bruni, 1993; Futura Sciences, 2025). Veja Figura 1.

Figura 1. Ciclo completo da água



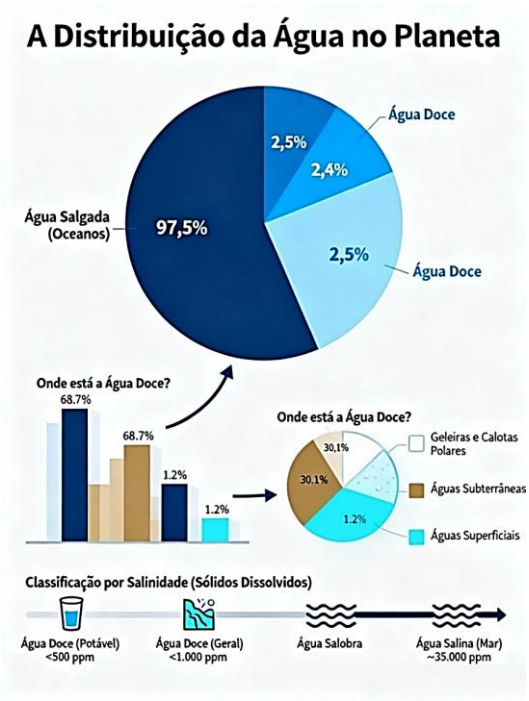
Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

No Brasil, as águas naturais são classificadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA n. 357/2005, de acordo com a qualidade requerida para usos preponderantes. (Brasil, 2005).

A composição iônica da água do mar inclui predominantemente sódio e cloreto, ao passo que, em águas doces, os principais cátions e ânions derivam do intemperismo de rochas e solos, como cálcio, magnésio e bicarbonato, além de contribuições atmosféricas e de spray marinho transportado até os rios. (Girard, 2016).

Considerando a concentração de sólidos dissolvidos, designa-se como água doce aquela que contém indices inferiores a 0,1% (1000 ppm) de sólidos, embora nem toda água assim classificada seja necessariamente potável; recomenda-se, para água de consumo, um máximo de 0,05% (500 ppm) de sólidos, enquanto a água do mar apresenta em média 3,5% (35.000 ppm) de sólidos dissolvidos e a água salobra ocupa faixa intermediária entre esses extremos (Girard, 2016). Veja Figura 2.

Figura 2. Gráfico de setores (A distribuição de água no planeta)



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Para águas doces, são estabelecidas cinco classes: classe especial, destinada ao abastecimento humano com desinfecção e à preservação de ecossistemas e unidades de conservação; classe 1, para abastecimento com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas e recreação de contato primário; classe 2, para abastecimento com

tratamento convencional, recreação, irrigação de hortaliças e áreas verdes e aquicultura; classe 3, para abastecimento com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas menos sensíveis, recreação de contato secundário e dessedentação de animais; e classe 4, restrita a navegação e harmonia paisagística. (Brasil, 2005).

3.4. Qualidade da água, enquadramento legal

Historicamente, rios e outros corpos d'água foram utilizados como destino final de resíduos urbanos e industriais sob a premissa de que a diluição seria suficiente para eliminar impactos, o que resultou em severa degradação da qualidade da água e aumento significativo dos custos de tratamento para abastecimento público. (Mota, 2003; Bilich; Lacerda, 2005).

Em resposta, o ordenamento jurídico brasileiro evoluiu no sentido de estabelecer padrões de qualidade, critérios de lançamento de efluentes e instrumentos de enquadramento dos corpos hídricos, tendo como marcos a Lei n. 9.433/1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, e um conjunto de resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que tratam diretamente da classificação e dos padrões de qualidade. (Brasil, 1997; Brasil, 2005; Brasil, 2011).

A Resolução CONAMA n. 20/1986 inaugurou, em âmbito nacional, um sistema de classificação das águas doces, salobras e salinas com base em níveis de qualidade adequados a usos preponderantes, enfatizando que o enquadramento deve se pautar não apenas no estado atual, mas nas condições desejáveis para atendimento às necessidades da comunidade. (Brasil, 1986). Posteriormente, a Resolução CONAMA n. 357/2005 revogou a Resolução n. 20/1986, estabelecendo nova classificação dos corpos de água, diretrizes para seu enquadramento e condições e padrões para o lançamento de efluentes, complementados e atualizados pela Resolução CONAMA n. 430/2011 e por atos posteriores como as Resoluções n. 370/2006, 397/2008 e 410/2009, que ajustaram prazos e detalhes normativos. (Brasil, 2005; Brasil, 2006; Brasil, 2008; Brasil, 2009; Brasil, 2011).

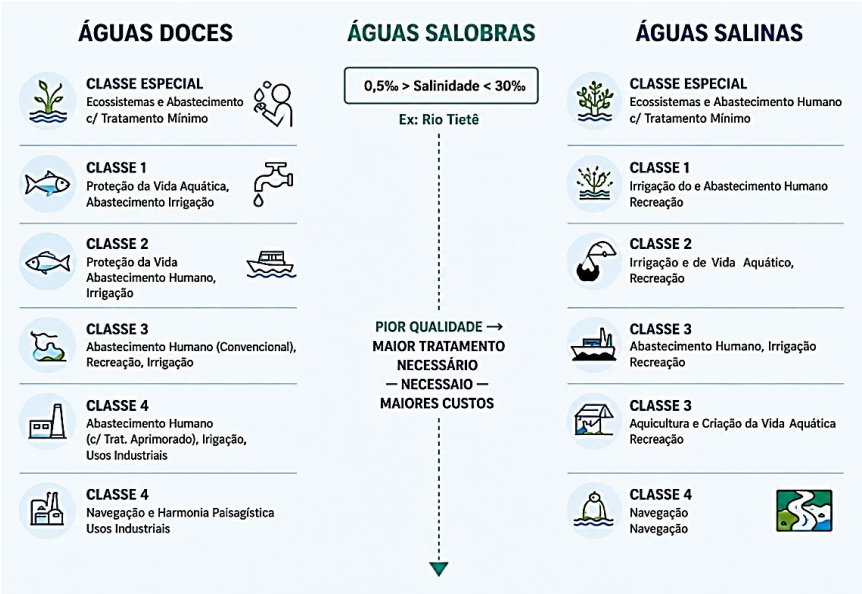
Com base no art. 4º da Lei n. 9.433/1997, a União e os estados podem articular-se para definir legislações complementares mais restritivas, em especial no que se refere a padrões para captação de água para consumo humano e limites para lançamento em corpos receptores, o que impacta diretamente os requisitos de desempenho de sistemas de tratamento como os MBR. (Brasil, 1997; Brasil, 2011).

3.4.1. Classes de uso da água

A Resolução CONAMA n. 357/2005 classifica as águas em função da salinidade e dos usos preponderantes, distinguindo águas doces (salinidade ≤ 0,5‰), salobras (0,5‰ < salinidade < 30‰) e salinas (salinidade ≥ 30‰, ou seja, com concentração igual ou superior a 30 gramas de sais dissolvidos por litro de água, característica típica de ambientes marinhos), e subdividindo cada grupo em classes com diferentes graus de exigência de qualidade. (Brasil, 2005). No caso das águas doces, são previstas as classes especial, 1, 2, 3 e 4, onde a classe especial corresponde a águas naturais destinadas à manutenção dos ecossistemas e ao abastecimento humano com tratamento mínimo, enquanto a classe 4 admite uso apenas para navegação e harmonia paisagística, devido ao elevado nível de contaminação e inviabilidade prática de tratamento para consumo. (Brasil, 2005).

Para águas salobras e salinas, são estabelecidas classes especial, 1, 2 e 3, com critérios análogos quanto à qualidade e usos permitidos. (Brasil, 2005), Figura 3. Quanto pior a classe de um rio, maior o grau de tratamento requerido para torná-lo apto a usos nobres, em situações de degradação extrema, inviabilizando o uso potável; exemplo emblemático é o trecho do rio Tietê na Região Metropolitana de São Paulo que, em cerca de 137 km, apresenta condições de oxigênio dissolvido tão baixas que não suportam vida aquática, sendo enquadrado como classe 4, com uso restrito a navegação e paisagem. (Sos Mata Atlântica, 2016).

Figura 3. Classificação dos corpos hídricos por salinidade e uso



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Em bacias como Taihu, Campinas e Uberaba, cenários de degradação tendem a deslocar corpos hídricos para classes inferiores, reforçando a importância de tecnologias como MBR que permitam reduzir cargas orgânicas e microbiológicas antes do lançamento, de modo a compatibilizar os usos múltiplos previstos no enquadramento. (Brasil, 2005; Al-Asheh et al., 2021).

3.4.2. Índices de monitoramento

A qualidade da água está diretamente relacionada à saúde humana, ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos que dependem de água de boa qualidade. (Pratte-Santos; Terra; Barbiéri, 2008). Quando inadequada ao consumo humano, a água passa a ser um dos principais vetores de doenças de veiculação hídrica, ao mesmo tempo em que a degradação da qualidade implica perdas ecológicas (como redução da pesca), aumento do custo de captação e tratamento e restrições a usos recreativos. (Bilich; Lacerda, 2005; Richter; Azevedo Netto, 2005). Nesse contexto, parâmetros físicos, químicos e microbiológicos são utilizados para caracterizar a qualidade da água e verificar a conformidade com os padrões estabelecidos para cada classe de uso. (Brasil, 2005; Pratte-Santos; Terra; Barbiéri, 2008).

Entre os instrumentos de avaliação destaca-se o Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido na década de 1970 nos Estados Unidos e adotado pela CETESB a partir de 1975, sendo posteriormente incorporado por diversos estados brasileiros e pela Agência Nacional de Águas como indicador-síntese de qualidade para monitoramento de rios e reservatórios. (Agência Nacional de Águas, 2017). O IQA é calculado a partir de um conjunto de variáveis como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, pH, turbidez, sólidos em suspensão, nitrato, fósforo e temperatura, entre outras, resultando em um valor numérico associado a faixas de qualidade que vão de “ótima” a “péssima”. (Agência Nacional de Águas, 2017).

Avaliações recentes em rios brasileiros mostram que grande parte dos pontos monitorados apresenta qualidade regular, ruim ou péssima, sem ocorrência de condições classificadas como ótimas em uma amostra representativa de rios, córregos e lagos. (Ciclo Vivo, 2016), o que confirma a necessidade de políticas de controle de fontes poluidoras e de uso de tecnologias de tratamento avançado. (Al-Asheh et al., 2021; Jijingi et al., 2024).

3.4.3. Variáveis de poluição e seus efeitos sobre os corpos hídricos

Os impactos antrópicos sobre a qualidade da água decorrem de múltiplas fontes, incluindo lançamentos de esgoto doméstico, efluentes industriais, resíduos sólidos urbanos, atividades agropecuárias e mineração, resultando em alterações de temperatura, concentração de sólidos, matéria orgânica, nutrientes, microrganismos patogênicos, pH, compostos tóxicos e substâncias tensoativas. (Derísio, 2012; Braga et al., 2005). O aumento da temperatura da água, frequentemente associado ao lançamento de águas de resfriamento industrial, acelera reações químicas e biológicas, intensifica a toxicidade de alguns compostos, reduz a solubilidade de oxigênio e pode levar à mortandade de organismos aquáticos sensíveis, afetando toda a cadeia trófica. (Derísio, 2012) Figura 4.

Figura 4. Interação entre Ambiente Urbano e Ciclos Biogeoquímicos



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Esses múltiplos vetores de poluição reforçam a importância de que sistemas de tratamento como os MBR sejam projetados não apenas para remoção de matéria orgânica e sólidos, mas também para redução de nutrientes e, sempre que possível, de contaminantes emergentes, alinhando-se às exigências crescentes de qualidade para reúso e lançamento em corpos receptores. (Al-Asheh et al., 2021; Bera et al., 2022; Kim et al., 2024).

O Quadro 1 sintetiza as principais variáveis de poluição associadas às atividades antrópicas, suas fontes dominantes e os efeitos resultantes sobre os corpos hídricos, destacando a complexidade dos impactos e a necessidade de sistemas de tratamento avançados, como os MBR, capazes de remover não apenas matéria orgânica e sólidos, mas também nutrientes e contaminantes emergentes.

Quadro 1. Principais variáveis de poluição, fontes e efeitos sobre os corpos hídricos

Variável de poluição	Fontes principais	Efeitos sobre os corpos hídricos
Temperatura	Águas de resfriamento industrial	Aceleração de reações químicas e biológicas; aumento da toxicidade de alguns compostos; redução da solubilidade de oxigênio; mortalidade de organismos aquáticos.
Sólidos suspensos e de fundo	Esgotos, resíduos sólidos urbanos, atividades agropecuárias, mineração	Assoreamento de rios e reservatórios; redução da capacidade de armazenamento; aumento do risco de inundações; maior turbidez; redução da penetração de luz.
Matéria orgânica	Esgotos domésticos, efluentes industriais, dejetos animais	Consumo de oxigênio dissolvido; condições anóxicas; maus odores; proliferação de algas e macrófitas; impactos sanitários e estéticos.
Microrganismos patogênicos	Esgotos domésticos, dejetos animais, efluentes não tratados	Risco de doenças como cólera, hepatites virais e gastroenterites.
Nutrientes (N, P)	Esgotos, efluentes industriais, fertilizantes agrícolas	Eutrofização e blooms de algas; alteração de sabor, odor e cor da água; produção de toxinas.
pH	Descargas de efluentes, chuva ácida, oxidação de matéria orgânica	Corrosão de tubulações; alteração da toxicidade de compostos (por exemplo, formas não ionizadas de amônia); efeitos sobre a biota aquática.
Compostos tóxicos (metais, pesticidas, etc.)	Efluentes industriais, mineração, agroquímicos	Efeitos agudos e crônicos em organismos aquáticos; riscos à saúde humana; potencial carcinogênico e mutagênico.
Substâncias tensoativas	Sabões, detergentes, efluentes domésticos e industriais	Alteração da tensão superficial; formação de espumas; interferência em processos físicos e biológicos nos corpos hídricos.
Carga global de poluentes e emergentes	Conjunto das fontes anteriores; efluentes complexos tratados por MBR, quando destinados ao reúso	Necessidade de remoção simultânea de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e contaminantes emergentes para atender padrões de qualidade e possibilitar o reúso.

Fonte: O Próprio Autor, 2025.

3.4.4. Qualidade da água, enquadramento e requisitos para efluentes de MBR

A Resolução CONAMA n. 357/2005 e suas complementações estabelecem limites individuais para uma ampla gama de substâncias químicas e microbiológicas por classe de água, com o objetivo de evitar efeitos letais ou subletais sobre a biota aquática, alterações de comportamento, reprodução ou fisiologia, bem como restrições aos usos preponderantes previstos para cada corpo hídrico. (Brasil, 2005; Brasil, 2011).

Dessa forma, o enquadramento dos corpos de água funciona como referência para o padrão de qualidade que deve ser alcançado, não apenas pela gestão de cargas difusas e pontuais, mas também pelo controle do lançamento de efluentes, o que inclui especificar padrões de qualidade para o efluente final de estações de tratamento, independentemente da tecnologia utilizada. (Brasil, 2005; Agência Nacional de Águas, 2019b).

No caso de sistemas de biorreatores de membrana, a combinação de tratamento biológico com separação física por membranas permite, em geral, atingir concentrações de sólidos suspensos totais, DBO, DQO e coliformes significativamente inferiores aos limites adotados para lançamentos em corpos de água de melhor qualidade, e muitas vezes compatíveis com padrões de reúso não potável. (Al-Asheh et al., 2021; Jijingi et al., 2024).

Estudos recentes destacam que MBR bem operados são capazes de produzir efluentes com baixas concentrações de nutrientes e patógenos, reduzindo a contribuição para processos de eutrofização e para a disseminação de doenças de veiculação hídrica, o que é especialmente relevante em bacias com elevados índices de poluição, como o trecho crítico do Tietê e a região leste de Taihu. (Sos Mata Atlântica, 2016; Al-Asheh et al., 2021; Kim et al., 2024).

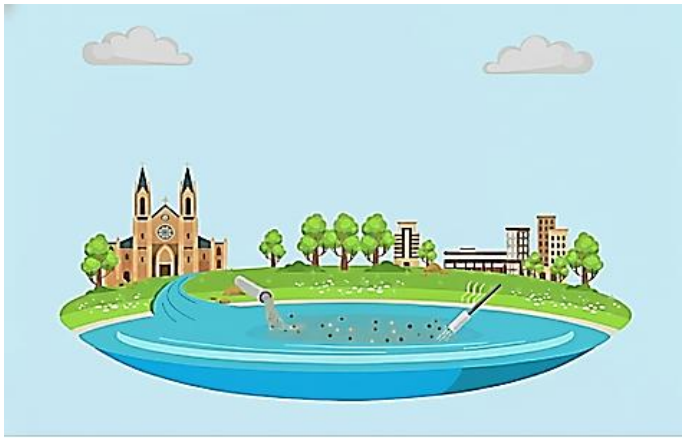
Ao integrar os requisitos de enquadramento com o planejamento de tratamento e reúso, o projeto de sistemas MBR em contextos como Campinas e Uberaba pode ser orientado para atender simultaneamente a três objetivos: cumprir ou superar padrões legais de lançamento, produzir efluente adequado a diferentes modalidades de reúso e contribuir para a melhoria gradual da classe de qualidade dos corpos receptores. (Agência Nacional de Águas, 2019a; Jijingi et al., 2024; Iwaponline, 2023).

Em bacias críticas, a combinação de MBR com ações de controle de fontes difusas, manejo de bacias e programas de monitoramento baseados em índices como o IQA e em análises físico-químicas e biológicas integradas pode contribuir de forma significativa para a recuperação da qualidade da água e para a segurança hídrica regional. (Agência Nacional de Águas, 2017; UNESCO, 2020; Al-Asheh et al., 2021).

3.5. Água residual, caracterização e tratamento em ETEs

A água residual – aqui entendida de esgotos sanitários e efluentes industriais biodegradáveis – passa a ser objeto central da gestão de recursos hídricos, exigindo caracterização detalhada e aplicação de processos de tratamento capazes de reduzir impactos antes do lançamento em corpos receptores ou de sua utilização em esquemas de reúso, inclusive por meio de tecnologias avançadas como os biorreatores de membrana, veja a Figura 5. (Mendonça; Mendonça, 2016; Al-Asheh et al., 2021).

Figura 5. Despejo de água residual.



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

3.5.1. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade

A caracterização de uma água residual ou natural requer a avaliação de parâmetros que representem suas características físicas, químicas e biológicas, os quais, quando acima de determinados limites, passam a ser considerados impurezas e indicam degradação da qualidade em relação ao uso pretendido. (Gauto; Rosa, 2013).

Os parâmetros físicos fornecem indicações preliminares relacionadas à aparência, sabor e odor; os químicos associam-se à capacidade solvente da água, incluindo alcalinidade, pH, nutrientes e compostos inorgânicos e orgânicos; e os biológicos informam sobre a presença de microrganismos, especialmente indicadores de contaminação fecal como coliformes e Escherichia coli. (Nowacki; Rangel, 2014).

Esses indicadores são fundamentais tanto para diagnosticar o grau de poluição de um corpo hídrico quanto para projetar e monitorar sistemas de tratamento de esgotos e efluentes, inclusive quando se considera a adoção de etapas de polimento ou tecnologias de membranas

para atender padrões mais restritivos de qualidade. (Manahan, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

3.5.2. Principais indicadores físicos

Entre os indicadores físicos de qualidade destacam-se transparência, turbidez, temperatura, condutividade elétrica e sólidos totais, dissolvidos, em suspensão, voláteis, fixos e sedimentáveis. (Nowacki; Rangel, 2014).

A transparência, frequentemente avaliada em lagos e ambientes marinhos por meio do disco de Secchi, indica a profundidade de penetração da luz e está diretamente relacionada à presença de partículas sólidas em suspensão, sendo influenciada por processos de erosão e por descargas de esgotos que alteram a quantidade de material em suspensão. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

A turbidez, por sua vez, representa o grau de interferência à passagem da luz e decorre de materiais orgânicos e inorgânicos em suspensão, podendo reduzir a fotossíntese aquática, aumentar a toxicidade de alguns compostos e dificultar a ação de desinfetantes, além de ser quantificada por métodos como o de Jackson e por equipamentos como nefelômetros ou turbidímetros. (Gauto; Rosa, 2013; Nowacki; Rangel, 2014).

A temperatura da água residual varia ao longo do dia e das estações de forma relativamente lenta, sendo controlada por fatores como latitude, altitude, profundidade dos corpos d’água e condições climáticas locais. (Nowacki; Rangel, 2014).

Alterações de temperatura influenciam propriedades como viscosidade e densidade, além de afetar diretamente a solubilidade de oxigênio e a atividade biológica, o que é crucial para o desempenho de processos de tratamento biológico em ETEs. (Manahan, 2013).

A condutividade elétrica indica a capacidade da água de conduzir corrente elétrica e está relacionada à concentração de íons dissolvidos, de modo que valores elevados podem sinalizar contaminação por resíduos industriais ou esgotos domésticos e indicar águas com potencial corrosivo mais elevado. (Manahan, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

Em geral, sólidos totais correspondem ao resíduo remanescente após evaporação e secagem; sólidos em suspensão são aqueles retidos em filtros de porosidade adequada; sólidos voláteis correspondem à fração que se perde por calcinação, frequentemente associada à matéria orgânica; sólidos fixos são a fração remanescente após calcinação; e sólidos sedimentáveis representam a porção que se deposita sob ação da gravidade em cones Imhoff. (Nowacki; Rangel, 2014).

Em ETEs, a concentração de sólidos é parâmetro essencial no controle de unidades como decantadores e espessadores de lodo, enquanto em rios sua elevada presença favorece o assoreamento e a redução da capacidade de vazão e de armazenamento. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

3.5.3. Principais indicadores químicos

Entre os indicadores químicos, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) destacam-se como parâmetros clássicos para avaliar a carga orgânica em águas residuais. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

A DBO corresponde à quantidade de oxigênio dissolvido consumida por microrganismos durante a estabilização de matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbias, sendo proporcional à quantidade de matéria orgânica passível de degradação e, portanto, indicadora da intensidade da poluição e do potencial de depleção de oxigênio em corpos receptores. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014; Nowacki; Rangel, 2014).

Já a DQO mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica, sem distinguir frações biodegradáveis e não biodegradáveis, e é amplamente utilizada para identificar esgotos sanitários e efluentes industriais e para dimensionar a capacidade de tratamento de sistemas biológicos e físico-químicos. (Nowacki; Rangel, 2014; Manahan, 2013).

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para a sobrevivência da biota aquática e para o funcionamento adequado de processos aeróbios em ETEs, sendo influenciado por fatores como temperatura, pressão atmosférica e carga de matéria orgânica, que consome oxigênio durante a degradação. (Nowacki; Rangel, 2014).

Medições de OD permitem avaliar condições naturais e identificar impactos como poluição orgânica e eutrofização, cujas principais fontes incluem esgotos domésticos, vinhoto e resíduos industriais, e podem ser realizadas por titulação (método de Winkler), equipamentos eletrométricos ou colorimétricos. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

Compostos de fósforo e de nitrogênio também são parâmetros críticos, pois, embora essenciais ao metabolismo de plantas e animais, em elevadas concentrações, especialmente sob formas como fosfatos e nitratos, promovem eutrofização, alteram sabor, odor e cor da água e podem gerar efeitos tóxicos. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014; Girard, 2016).

O potencial hidrogeniônico (pH) expressa a relação entre as concentrações de íons hidrogênio (H^+) e hidroxila (OH^-) e indica o caráter ácido, básico ou neutro da água, variando

em escala logarítmica de 0 a 14. (Gauto; Rosa, 2013; Atkins et al., 2008).

Em geral, águas naturais apresentam pH entre 6 e 8, e sua determinação, realizada por pHmetro ou indicadores colorimétricos, é fundamental para avaliar a agressividade da água, a toxicidade de certos compostos e a adequação às condições ótimas de processos de tratamento, especialmente biológicos. (Nowacki; Rangel, 2014).

Fatores como temperatura, gases dissolvidos, sólidos em suspensão e cargas de efluentes influenciam o pH, o que reforça a necessidade de monitoramento contínuo em ETEs e em sistemas integrados com tecnologias de membrana. (Manahan, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

3.5.4. Indicadores biológicos de contaminação

Do ponto de vista biológico, os microrganismos do grupo coliforme, em especial os coliformes termotolerantes, são amplamente utilizados como indicadores de contaminação fecal em águas, auxiliando na identificação de fontes de poluição originadas de esgotos domésticos. (Gauto; Rosa, 2013).

A determinação específica de Escherichia coli, membro do grupo coliforme fecal, permite comprovar de forma mais precisa a presença de contaminação de origem humana ou animal, sendo parâmetro de referência em normas de potabilidade e de balneabilidade. (Nowacki; Rangel, 2014).

Esses indicadores são particularmente relevantes para o controle da eficiência de desinfecção em ETEs e em sistemas de tratamento avançado, como MBR, que frequentemente atingem elevadas remoções de coliformes, o que é crucial para usos de reúso não potável e para proteção de corpos receptores. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014; Al-Asheh et al., 2021).

As algas, por sua vez, desempenham papel ambivalente nos ecossistemas aquáticos: contribuem para a produção de oxigênio dissolvido e para a base da cadeia trófica, mas, quando em excesso devido à eutrofização, provocam aumento de turbidez, alteração de cor, odor e sabor, produção de toxinas e redução de oxigênio durante a decomposição da biomassa. (Nowacki; Rangel, 2014; Girard, 2016).

O Quadro 2 apresenta um conjunto de indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade de água superficial, organizados em faixas de valores compatíveis, em linhas gerais, com os padrões estabelecidos para águas doces de Classe 2 pela Resolução CONAMA nº 357/2005, usualmente associadas a usos como abastecimento humano após tratamento convencional, recreação de contato primário e proteção da vida aquática. (CONAMA, 2005).

Quadro 2. Exemplos de indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade da água para rios enquadrados como Classe 2, em consonância com a Resolução CONAMA nº 357/2005

Tipo de indicador	**Parâmetro**	**Unidade**	**Faixa de referência típica para Classe 2 (CONAMA 357/2005)**	**Situação indicativa de degradação em relação à Classe 2**
Físico	Temperatura	°C	Não deve exceder em mais de 3 °C a temperatura natural do corpo hídrico	Aumento > 3 °C em relação à condição natural
Físico	Turbidez	NTU	Até 100	> 100
Físico	Cor aparente	UH	Até 75	> 75
Físico	Sólidos totais dissolvidos	mg/L	Até 500	> 500
Químico	pH	–	6,0 – 9,0	< 6,0 ou > 9,0
Químico	Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	≥ 5,0 (mínimo)	< 5,0
Químico	DBO (5 dias, 20 °C)	mg/L	Até 5,0	> 5,0
Químico	Nitrogênio amoniacal	mg/L N	Até 3,7 (pH < 7,5); limites menores para pH mais altos	Acima do limite correspondente ao pH da amostra
Químico	Nitrato	mg/L N	Até 10	> 10
Químico	Fósforo total (rios)	mg/L P	Até 0,1	> 0,1
Químico	Cloreto	mg/L	Até 250	> 250
Químico	Metais pesados (ex.: Pb, Cd, Hg)*	µg/L	Até o limite específico definido na Tabela da CONAMA 357/2005	Acima do limite específico normativo
Biológico	Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	Média geométrica até 1.000; 80% das amostras ≤ 2.500	Valores persistentes acima desses limites
Biológico	Escherichia coli**	NMP/100 mL	Utiliza-se critério análogo ao de coliformes termotolerantes, conforme atualização de monitoramento	Valores elevados, indicando contaminação fecal
Biológico	Clorofila-a (indicador de algas)	µg/L	Valores baixos a moderados, compatíveis com ausência de eutrofização intensa	Valores elevados, associados à eutrofização

Fonte: O Próprio Autor, 2025.

Para cada metal chumbo, cádmio, mercúrio etc., devem ser usados os valores numéricos específicos constantes na Resolução CONAMA nº 357/2005. Embora a resolução

utilize originalmente coliformes termotolerantes, muitos programas de monitoramento já adotam E. coli como indicador; a interpretação segue os mesmos princípios.

O quadro 2 evidencia que, para rios enquadrados como Classe 2, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece limites mínimos de oxigênio dissolvido e máximos para turbidez, DBO, nutrientes, coliformes e diversas substâncias químicas, de modo a garantir condições adequadas aos usos múltiplos previstos, especialmente o abastecimento público com tratamento convencional. (CONAMA, 2005). Valores que ultrapassam de forma sistemática essas faixas de referência indicam degradação da qualidade da água, maior necessidade de tratamento e eventual incompatibilidade com o enquadramento adotado, reforçando a importância do monitoramento contínuo e da adoção de tecnologias de tratamento mais avançadas quando necessário.

3.5.5. Etapas de tratamento de esgotos em ETEs

As estações de tratamento de esgotos (ETEs) constituem unidades operacionais fundamentais do sistema de saneamento, responsáveis por remover cargas poluidoras de esgotos domésticos e efluentes industriais biodegradáveis e devolver efluentes tratados aos corpos d’água, reduzindo potenciais impactos ambientais. (Girard, 2016; Mendonça; Mendonça, 2016).

As ETEs tratam principalmente esgotos sanitários oriundos de edificações com banheiros e cozinhas e efluentes industriais biodegradáveis provenientes de indústrias como abatedouros, cervejarias, destilarias, fábricas de cosméticos, produtos de higiene, limpeza, farmacêuticas e alimentícias. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

A correta seleção e dimensionamento das etapas de tratamento dependem da caracterização prévia do efluente, incluindo DBO, DQO, nutrientes, sólidos e toxicidade, com o objetivo de devolver água ao meio receptor sem alterar significativamente suas características físicas, químicas e biológicas. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014; Gauto; Rosa, 2013).

De forma geral, os processos de tratamento em ETEs são classificados em preliminar, primário, secundário e terciário (ou pós-tratamento), cada qual com funções específicas de remoção de sólidos, matéria orgânica, nutrientes, patógenos e outros contaminantes. (Gauto; Rosa, 2013; Mendonça; Mendonça, 2016).

O tratamento preliminar, etapa inicial comum a diferentes tipos de efluentes, visa remover sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis e gorduras, utilizando dispositivos como grades, caixas de areia e caixas de gordura, de modo a proteger as unidades subsequentes de

abrasão, entupimentos e sobrecargas orgânicas. (Gauto; Rosa, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

Nessa fase, sólidos retidos devem ser removidos, lavados, desidratados e destinados adequadamente, geralmente por aterramento sanitário ou incineração, para evitar problemas de odor e proliferação de vetores. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

3.5.6. Tratamentos primário, secundário e terciário

O tratamento primário consiste essencialmente em processos físicos de floculação e decantação, destinados à sedimentação de sólidos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente e à separação do lodo e da fase líquida em unidades como decantadores circulares ou retangulares. (Gauto; Rosa, 2013).

Durante o escoamento lento nos decantadores, partículas com densidade superior à da água sedimentam, formando lodo primário, com teores de sólidos típicos de 2–8%, que deve ser removido e encaminhado a processos de adensamento e digestão. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

A floculação, por sua vez, envolve a adição de coagulantes químicos que promovem o agrupamento de partículas finas, aumentando sua densidade e facilitando a sedimentação, embora, mesmo após essas etapas, o efluente ainda retenha parcela significativa da DBO original, o que torna necessária a realização de tratamento secundário. (Mendonça; Mendonça, 2016).

O tratamento secundário tem como objetivo remover a maior parte da matéria orgânica dissolvida e finamente particulada remanescente, por meio de processos biológicos baseados na ação de microrganismos aeróbios, anaeróbios ou facultativos. (Gauto; Rosa, 2013).

Entre as principais alternativas estão lagoas aeradas, lagoas facultativas, lodos ativados, filtros biológicos e biodiscos, sendo que, no contexto urbano, as lagoas e o processo de lodos ativados são amplamente empregados pela combinação de eficiência e relativa simplicidade operacional. (Gauto; Rosa, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

No sistema de lodos ativados, considerado versátil e eficiente, a oxidação da matéria orgânica ocorre em reatores aeróbios, seguida de decantação secundária, com recirculação do lodo ativado para o reator, o que aumenta a eficiência de remoção e permite operar com altas concentrações de biomassa, resultando em significativa redução de DBO e DQO em tempos de detenção relativamente curtos. (Gauto; Rosa, 2013; Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

O tratamento terciário, ou pós-tratamento, é aplicado quando se deseja remover matéria orgânica residual, nutrientes, sólidos inorgânicos dissolvidos e substâncias tóxicas não suficientemente reduzidas nas etapas anteriores, visando obter efluentes de qualidade superior, compatíveis com padrões mais rígidos de lançamento ou com usos de reúso específicos. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014).

Nessa fase podem ser empregadas lagoas de estabilização, processos de desinfecção (cloração, ozonização), remoção de nutrientes (processos biológicos avançados ou físico-químicos), eletrodiálise, osmose reversa e troca iônica, entre outros. (Ibrahin; Ibrahin; Cantuária, 2014; Mendonça; Mendonça, 2016).

Em casos de efluentes industriais com substâncias altamente tóxicas ou não tratáveis em ETEs municipais, as indústrias são obrigadas a operar ETEs próprias com tecnologias apropriadas, incluindo, quando necessário, membranas de alta pressão, o que aproxima esses arranjos dos sistemas de MBR e híbridos discutidos em capítulos anteriores. (Mendonça; Mendonça, 2016; Al-Asheh et al., 2021).

3.6. Indicadores biológicos da qualidade da água e do solo

A qualidade da água e do solo é determinante para a saúde humana e o equilíbrio dos ecossistemas, pois todas as formas de vida dependem diretamente da água e da capacidade dos solos de sustentar a produção biológica e regular fluxos. (Telles; Costa, 2007; Coelho et al., 2013).

Em ambientes urbanos, a concentração de cidades próximas a rios e mananciais intensifica o uso e a poluição desses recursos, por meio de lançamentos inadequados de esgotos, efluentes industriais e resíduos sólidos, resultando em degradação da qualidade, proliferação de vetores e agravamento de problemas sanitários e ambientais, especialmente durante eventos de cheias. (Meybeck, 2004; Abiko; Moraes, 2009).

Os solos, por sua vez, desempenham funções essenciais no ambiente, como sustentar o crescimento das plantas, regular o destino da água na superfície, reciclar nutrientes e resíduos orgânicos, servir de habitat para uma vasta biota e proporcionar base física para construções e infraestruturas. (Coelho et al., 2013).

A qualidade dos solos influencia diretamente a distribuição, a manutenção e a qualidade da água em reservatórios, tanto superficiais quanto subterrâneos, uma vez que a água doce percorre ou atravessa o solo antes de alcançar rios, lagos e aquíferos. (Coelho et al., 2013; Manahan, 2014).

3.6.1. Fontes de poluição da água e do solo

As fontes de poluição hídrica são tradicionalmente divididas em pontuais e difusas, sendo as primeiras associadas a descargas concentradas de esgotos domésticos e efluentes industriais em pontos específicos, e as segundas relacionadas ao escoamento superficial em áreas urbanas, rurais e agrícolas, especialmente durante eventos de chuva. (Meybeck, 2004).

As fontes pontuais, por estarem concentradas, podem ser mais facilmente controladas por meio de redes coletoras e estações de tratamento, enquanto as fontes difusas requerem mudanças em práticas de uso do solo, manejo agrícola, drenagem urbana e educação ambiental para sua mitigação. (Meybeck, 2004; Abiko; Moraes, 2009).

Em centros urbanos brasileiros, rios, reservatórios, praias e baías próximos a áreas densamente ocupadas frequentemente apresentam altos níveis de poluição, em grande parte decorrentes de lançamentos irregulares de esgotos, despejo de resíduos sólidos e ocupação desordenada de margens e áreas de várzea. (Bilich; Lacerda, 2005; Pratte-Santos; Terra; Barbiéri, 2008).

Fertilizantes, pesticidas, dejetos animais, resíduos sólidos dispostos inadequadamente, efluentes líquidos domésticos e industriais e práticas que favorecem erosão, desmatamento e queimadas configuram entre as principais fontes de poluição do solo, contribuindo também para a contaminação de águas superficiais e subterrâneas. (Abiko; Moraes, 2009; Manahan, 2014).

A legislação brasileira distingue áreas degradadas, nas quais ocorrem alterações nas propriedades ambientais, com áreas contaminadas, que contêm substâncias ou resíduos em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outros bens protegidos, geralmente exigindo ações específicas de gerenciamento e remediação. (Brasil, 2018).

3.6.2. Legislação aplicada à qualidade da água e do solo

A legislação ambiental brasileira estabelece um conjunto de normas para assegurar a qualidade da água e do solo, definindo limites de concentração para substâncias químicas, classes de uso e diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas. (Brasil, 2005; Brasil, 2008; Brasil, 2009; Brasil, 2011).

No que se refere à água, a Resolução CONAMA n. 357/2005 define padrões de qualidade para diferentes classes de corpos hídricos e estabelece que as concentrações de

substâncias não devem conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alterar comportamento, reprodução ou fisiologia dos organismos, nem restringir os usos preponderantes previstos. (Brasil, 2005).

Complementarmente, as Resoluções CONAMA n. 396/2008 e n. 430/2011 tratam, respectivamente, do enquadramento das águas subterrâneas e dos padrões de lançamento de efluentes, detalhando as concentrações máximas permitidas para diversas substâncias químicas. (Brasil, 2008; Brasil, 2011).

Em relação aos solos, a Resolução CONAMA n. 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade quanto à presença de substâncias químicas, estabelecendo valores de referência de qualidade, de prevenção e de investigação para diferentes cenários de uso. (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2009).

Essa resolução também define diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas e determina que, na ocorrência de concentrações naturais potencialmente danosas à saúde humana, os órgãos competentes devem adotar medidas específicas de proteção à população exposta. (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2009).

Para além das normas federais, instrumentos de planejamento urbano e ambiental, como o plano diretor, o Código Florestal e a Lei de Parcelamento do Solo Urbano, regulados, entre outros, pela Constituição Federal, pelas Leis n. 4.771/1965, 6.766/1979 e 10.257/2001, também influenciam a qualidade da água e do solo ao estabelecer diretrizes para uso e ocupação do território. (Brasil, 1965; Brasil, 1979; Brasil, 2001).

3.6.3. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade

A avaliação da qualidade da água exige a investigação conjunta de parâmetros físicos, químicos e biológicos, cuja seleção depende do tipo de uso e do corpo hídrico em análise, conforme sistematizado em manuais e normas. (Richter; Neto, 1991; Von Sperling, 2005).

Em águas para abastecimento, águas residuárias e corpos receptores superficiais e subterrâneos, combinações específicas desses parâmetros são recomendadas para garantir que a água atenda aos padrões de qualidade exigidos para cada uso, conforme sínteses como as apresentadas por Von Sperling. (Von Sperling, 2005; Pratte-Santos; Terra; Barbiéri, 2008).

No caso dos solos, indicadores de qualidade contemplam atributos físicos (estrutura, porosidade, retenção de água), químicos (pH, matéria orgânica, nutrientes, contaminantes) e biológicos (atividade microbiana, diversidade de organismos), que, combinados, permitem

avaliar sua capacidade de sustentação de plantas, regulação hídrica e resistência à degradação. (Santos; Maia, 2013; Santos; Daibert, 2014).

A crescente degradação ambiental tem impulsionado a busca por indicadores sensíveis capazes de discriminar entre variações naturais, como ciclos sazonais, e estresses antrópicos, como poluição por metais pesados, nutrientes em excesso e compostos orgânicos persistentes. (Santos; Maia, 2013; Manahan, 2014).

3.6.4. Bioindicadores e biomonitoramento em água e solo

Bioindicadores são fatores bióticos usados para reconhecer condições passadas, presentes ou futuras de ecossistemas, baseando-se na premissa de que cada espécie está adaptada a um conjunto específico de condições ambientais e que sua presença, ausência ou abundância indica características físicas, químicas e estruturais do ambiente em que ocorre. (Zamoner, 2007).

Os bioindicadores de poluição aquática incluem organismos que vivem ou estão intimamente associados a corpos hídricos e que fornecem evidências de poluição por meio da acumulação de poluentes ou pela manifestação de efeitos biológicos devidos à exposição a essas substâncias. (Manahan, 2014).

Entre os grupos mais utilizados destacam-se peixes, macroinvertebrados bentônicos, algas e protozoários, que respondem de maneira sensível a alterações na qualidade da água e da cadeia trófica, sendo capazes de registrar impactos ao longo do tempo, em contraste com medições físico-químicas. (Manahan, 2014; Moura e Silva, 2017).

Os macroinvertebrados bentônicos – insetos aquáticos (em fase larval ou adulta), anelídeos e moluscos que habitam o fundo de rios e lagos – são particularmente valorizados como bioindicadores, por serem relativamente sedentários, apresentarem diferentes graus de tolerância à poluição e influenciarem processos como ciclagem de nutrientes, produtividade primária e decomposição. (Moura e Silva, 2017).

Espécies pertencentes às ordens Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera, por exemplo, são sensíveis à degradação e sua presença indica boa qualidade da água, enquanto grupos como Chironomidae e oligoquetas tendem a tolerar condições mais impactadas. (Moura e Silva, 2017; Zamoner, 2007).

Outros bioindicadores importantes incluem protozoários para avaliação da qualidade da água, devido à sua abundância, rápido tempo de multiplicação e sensibilidade a perturbações na cadeia alimentar, e bactérias, fungos e invertebrados como indicadores de poluição do solo,

especialmente no que se refere a atributos físicos, químicos e biológicos essenciais à produtividade e à saúde do sistema. (Santos; Maia, 2013; Manahan, 2014).

3.6.5. Integração de indicadores biológicos com a gestão da qualidade da água e do solo

O biomonitoramento, baseado em bioindicadores, deve ser aplicado em conjunto com avaliações físico-químicas para que as respostas biológicas possam ser interpretadas à luz de fatores abióticos, permitindo diagnósticos mais robustos da qualidade de água. (Moura e Silva, 2017).

Bioindicadores sensíveis são capazes de diferenciar oscilações naturais de estresses de origem antrópica, oferecendo informações sobre a magnitude, duração e consequências ecológicas da exposição a poluentes, além de possibilitar a avaliação da efetividade de ações mitigadoras implementadas em bacias hidrográficas e áreas contaminadas. (Manahan, 2014; Santos; Maia, 2013).

A seleção criteriosa de bioindicadores – sejam sentinelas, detectores, exploradoras, acumuladoras ou sensíveis – é condição prévia para o sucesso de programas de biomonitoramento, devendo considerar aspectos como facilidade de amostragem, conhecimento taxonômico, sensibilidade a contaminantes e representatividade ecológica. (Zamoner, 2007; Moura e Silva, 2017).

Na perspectiva desta dissertação, que trata de biorreatores de membrana no tratamento de efluentes em bacias contrastantes como a leste de Taihu, Campinas e Uberaba, os indicadores biológicos de qualidade da água e do solo desempenham papel relevante na avaliação dos efeitos sistêmicos do uso de tecnologias avançadas de tratamento. (Brasil, 2005; Pratte-Santos; Terra; Barbiéri, 2008).

A utilização de MBR, ao reduzir cargas orgânicas, nutrientes e microrganismos patogênicos em efluentes, pode contribuir para a melhoria de indicadores físicos, químicos e biológicos em corpos receptores, o que se reflete na composição das comunidades aquáticas e na integridade funcional dos ecossistemas. (Al-Asheh et al., 2021; Kim et al., 2024).

A integração entre requisitos legais de qualidade, indicadores físico-químicos e bioindicadores constitui elemento central para o planejamento, a operação e a avaliação de sistemas de tratamento e reúso de efluentes, especialmente em contextos de estresse hídrico e conflitos pelo uso da água. (Brasil, 2005; Von Sperling, 2005; Manahan, 2014).

3.7. Saneamento básico, abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil

Estimativas apontam que cerca de 20% da população global não dispõe de água potável, aproximadamente 50% sofre com problemas sanitários e 2,5 bilhões de pessoas vivem em regiões desprovidas de saneamento básico, situação associada à morte de milhões de pessoas por ano e a níveis inaceitáveis de qualidade de vida. (UNICEF, 2006; Camdessus et al., 2005).

No Brasil, o quadro é igualmente preocupante: dados indicam que milhões de habitantes não têm esgoto tratado, não têm esgoto coletado e ainda vivem sem acesso à água tratada, com maior vulnerabilidade em áreas rurais e periferias urbanas. (Fiesp, 2008; Suguio, 2006).

Mesmo em regiões com disponibilidade hídrica razoável, a má qualidade da água, decorrente do uso de corpos hídricos como receptores de esgotos e efluentes, exige investimentos crescentes em sistemas de tratamento cada vez mais sofisticados, encarecendo o serviço e limitando o acesso de parcelas mais pobres da população. (Rebouças, 1999; Libânio et al., 2005).

3.7.1. Conceito e benefícios do saneamento básico

O saneamento básico compreende um conjunto de ações voltadas a elevar a salubridade ambiental em determinado território, envolvendo abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana, entre outros componentes. (Brasil, 2004).

Quando adequadamente implantado, o saneamento produz benefícios diretos sobre o bem-estar e a saúde da população, sendo considerado parte essencial do modo moderno de viver e um direito fundamental nas sociedades contemporâneas. (Brasil, 2004; Libânio et al., 2005).

Indicadores de qualidade de vida e de saúde mostram-se mais bem explicados pela abrangência dos serviços de água e esgoto do que pela mera disponibilidade hídrica per capita, reforçando a centralidade do saneamento nas políticas públicas. (Libânio et al., 2005).

Os efeitos positivos do saneamento básico incluem melhoria da saúde e redução de gastos com tratamento de doenças, diminuição dos custos de tratamento de água para abastecimento, aumento do potencial produtivo das pessoas, dinamização da economia, geração de empregos e valorização imobiliária. (Esgoto É Vida – Dossiê do Saneamento, 2006).

Além disso, a expansão do esgotamento sanitário contribui para a conservação ambiental, para o desenvolvimento do turismo, para a eliminação de barreiras não tarifárias a

produtos exportáveis e para o fortalecimento da imagem institucional de governos e prestadores de serviços. (Esgoto É Vida – Dossiê do Saneamento, 2006).

3.7.2. Saúde pública, pobreza e saneamento

A contaminação ambiental aparece como variável intermediária relevante, pois a água contaminada constitui importante via de entrada de agentes infecciosos, afetando a qualidade de vida e reduzindo a esperança de vida ao nascer independentemente da renda familiar. (Simões, 2002; Costa; Silva, 2007).

A falta de saneamento básico é apontada como causa central da mortalidade infantil por doenças parasitárias e infecciosas, como dengue, malária, cólera, febre amarela, esquistossomose, diarreias e hepatites, que proliferam em ambientes sem coleta e tratamento de esgoto. (Magnoni, 2007; Teixeira; Guilhermino, 2006).

A insuficiência de água também compromete hábitos de higiene, favorecendo doenças relacionadas à limpeza inadequada dos utensílios domésticos, do corpo e do ambiente, além de criar condições propícias à proliferação de vetores, como o mosquito Aedes aegypti, transmissor da dengue. (Brasil, 2006b; UNESCO, 2003).

Nesse contexto, a falta de acesso à água e ao esgotamento sanitário alimenta um ciclo de pobreza, em que populações pobres são excluídas dos serviços, comprometendo sua saúde, qualidade de vida e permanecem em situação de pobreza por não terem acesso a serviços essenciais. (Ghosh, 2004).

3.7.3. Situação do saneamento no Brasil

Os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2000 indicam que quase todos os municípios brasileiros possuem alguma rede de abastecimento de água, com 97,9% dos municípios atendidos em 2000, embora a cobertura em número de domicílios seja bem mais baixa e desigual regionalmente. (IBGE, 2000).

Enquanto na região Sudeste cerca de 70% dos domicílios possuem abastecimento por rede geral, nas regiões Norte e Nordeste essa proporção é muito menor, com forte associação entre maior porte populacional do município e melhor cobertura de água. (IBGE, 2000).

O esgotamento sanitário é o serviço com menor cobertura no país: em 2000, apenas 52,2% dos municípios tinham algum tipo de rede coletora de esgoto, e somente 20,2% possuíam coleta e tratamento, sendo que 47,8% dos municípios recorriam a soluções alternativas ou

lançavam esgotos diretamente em corpos d’água. (IBGE, 2000).

Em termos de domicílios, apenas cerca de um terço era atendido por rede geral de esgoto, com grandes disparidades regionais – por exemplo, apenas 2,4% dos domicílios na região Norte e 14,7% no Nordeste, contra 53% no Sudeste. (IBGE, 2000). Relatórios posteriores indicam que, apesar de avanços entre 2001 e 2006, dezenas de milhões de pessoas em áreas urbanas ainda permaneciam sem coleta de esgoto, e muitos municípios continuavam sem estrutura institucional de gestão ambiental. (IBGE, 2004; Brasil, 2006a).

3.7.4. Implicações ambientais, energéticas e de planejamento

A integração entre políticas de saneamento básico, gestão de recursos hídricos e planejamento energético, somada a investimentos em tratamento de esgotos, tecnologias de maior eficiência e redução de perdas na distribuição de água, é fundamental para reduzir os impactos ambientais e sociais do déficit de saneamento no Brasil. (Brasil, 2004; PNUD, 2006).

Em regiões litorâneas e turísticas, como a Baixada Santista e o litoral catarinense, a sazonalidade de fluxos populacionais em feriados e temporadas adiciona desafios à operação dos sistemas, exigindo capacidade de atendimento ampliada e estratégias específicas de gestão para evitar colapsos de abastecimento e sobrecarga nas redes de esgoto. (PNUD, 2006; Brasil, 2006a).

Nesse cenário, a adoção de abordagens de sustentabilidade, com uso racional da água, recuperação de mananciais, expansão do saneamento e eventual incorporação de soluções descentralizadas e tecnologias avançadas de tratamento, torna-se condição para garantir qualidade de vida às gerações presentes e futuras. (Rebouças, 1999; Camdessus et al., 2005).

3.8. Aspectos econômicos e de circularidade no uso de MBR e no reúso de água

Nos canais reversos de bens, a revalorização econômica ocorre quando produtos ou componentes de pós-consumo passam por processos como remanufatura, reciclagem ou reúso, recuperando valor de mercado. (Leite, 2009).

No caso dos MBR, a água tratada é revalorizada ao ser encaminhada a usos de reúso planejado, transformando-se de passivo ambiental em ativo econômico, especialmente onde o custo marginal da água potável é crescente ou a disponibilidade hídrica é limitada. (Al-Asheh et al., 2021; Water Supply, 2023).

Além disso, subprodutos do tratamento, como lodo biológico estabilizado ou biogás gerado em etapas anaeróbias acopladas, podem ser integrados a rotas de valorização, aproximando-se das práticas de reciclagem e de remanufatura de fluxos sólidos propostas na logística reversa. (Kim et al., 2024; Leite, 2009).

3.8.1. Consumidores, governança e responsabilidade compartilhada

A Figura 6, mostra que na logística reversa de pós-consumo, o sucesso dos canais reversos depende da participação de consumidores, cooperativas, empresas e poder público, em um modelo de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. (Leite, 2009; Brasil, 2010).

Figura 6. Logística reversa de pós-consumo



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

De forma análoga, o avanço de sistemas MBR com reúso em escala significativa exige governança que distribua responsabilidades entre operadores de saneamento, reguladores, usuários de água de reúso e sociedade, assegurando confiança na qualidade do efluente e estabilidade de demanda. (Al-Asheh et al., 2021; Water Supply, 2023).

Em bacias sob pressão, como Taihu e Campinas, políticas de incentivo ao reúso, estruturas tarifárias diferenciadas e campanhas de comunicação podem reduzir resistências culturais e consolidar a água de reúso como insumo legítimo, favorecendo a transição para sistemas urbanos de água, possibilitando a economia circular e resilientes, nos quais MBR desempenham papel tecnológico central. (Kim et al., 2024; Bitencourt; Luz, 2018).

3.9. Remoção de compostos orgânicos: processos convencionais versus MBR e implicações para Taihu, Campinas e Uberaba

O tratamento convencional de esgotos e efluentes urbanos baseia-se, em geral, em processos biológicos de lodos ativados, com etapas de aeração, degradação biológica da matéria orgânica e decantação secundária para separação de sólidos e clarificação do efluente. (Auc Group, 2025; Membrane Solutions, 2022).

Nesses arranjos, microrganismos heterotróficos oxidam a matéria orgânica solúvel e particulada, reduzindo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) até níveis compatíveis com os padrões legais, enquanto o clarificador secundário promove a sedimentação do lodo, parte do qual é recirculada para manter a biomassa ativa. (Auc Group, 2025).

Processos como lodos ativados convencionais, aeração prolongada, filtros biológicos e lagoas de estabilização têm longa trajetória de aplicação e são tecnicamente confiáveis, mas dependem fortemente das condições de decantação do lodo e da estabilidade das cargas afluentes. (Membrane Solutions, 2022; Al-Sayed et al., 2023).

Posto que esses sistemas alcancem boa remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica, a eficiência e a estabilidade podem ser comprometidas por problemas de sedimentabilidade do lodo, variações de carga hidráulica e orgânica, e limitação na remoção de microcontaminantes orgânicos e nutrientes, especialmente quando se opera com menores tempos de detenção hidráulica e de retenção de sólidos. (Lipp et al., 2012; Sahar et al., 2011).

Além disso, a necessidade de grandes áreas para clarificadores e lagoas representa um desafio em contextos urbanos densos, como Campinas, ou em regiões com pressão sobre o uso do solo, o que torna mais complexa a expansão ou o retrofit de estações existentes. (Auc Group, 2025; Samco Tech, 2023).

Os biorreatores de membrana (MBR) combinam o tratamento biológico aeróbio ou anóxico-aeróbio com uma etapa de separação por membranas (microfiltração ou ultrafiltração), substituindo o decantador secundário por uma barreira física que retém praticamente toda a biomassa e os sólidos suspensos. (Auc Group, 2025; Membrane Solutions, 2022).

A operação com altas concentrações de sólidos suspensos no licor misto (MLSS) e maiores tempos de retenção de sólidos favorece a degradação da matéria orgânica e de frações mais lentamente biodegradáveis, enquanto a filtração por membranas produz efluentes com turbidez muito baixa, sólidos suspensos quase nulos e elevada remoção de coliformes. (Al-Asheh et al., 2021; Wagner; Rosenwinkel, 2000 apud AL-SAYED et al., 2023).

Estudos mostram que, em termos de remoção de DBO e DQO, MBRs atingem eficiências comparáveis ou superiores às de sistemas convencionais bem projetados, frequentemente superando 95–99% de remoção de matéria orgânica, com maior consistência de desempenho frente a variações de carga. (Fi Hai, 2022; Guimarães et al., 2025).

Em relação a microcontaminantes orgânicos de baixa concentração (TrOCs), como fármacos e compostos emergentes, MBRs tendem a apresentar remoções iguais ou ligeiramente superiores às de lodos ativados convencionais, com vantagem adicional de oferecer efluente com menor teor de matéria orgânica de fundo, facilitando a integração com etapas avançadas como carvão ativado, ozonização ou processos oxidativos avançados (POAs). (Fi Hai, 2022; Lipp et al., 2012).

3.9.1. Comparação processos convencionais vs. MBR na remoção de orgânicos

A adoção de biorreatores de membrana (MBR) no tratamento de efluentes insere-se em uma lógica de economia circular, ao permitir que a água tratada, em vez de ser apenas descartada em corpos receptores, retorne ao sistema produtivo como recurso, reduzindo a demanda por água potável e a pressão sobre mananciais. (Al-Asheh et al., 2021; Jijingi et al., 2024).

Em bacias sujeitas a estresse hídrico e degradação, como a região leste de Taihu e áreas urbanas de Campinas e Uberaba, a capacidade dos MBR de gerar efluentes de alta qualidade amplia oportunidades de reúso e melhora a segurança hídrica regional. (Al-Asheh et al., 2021; Kim et al., 2024).

Essa substituição reduz a necessidade de captação, adução e tratamento convencional de água bruta, o que implica economia de energia e de custos operacionais, além de diminuir impactos sobre rios e reservatórios nas bacias de Taihu e Campinas. (Jijingi et al., 2024; Kim et al., 2024).

Na comparação entre processos convencionais e MBR, um dos principais diferenciais é a separação sólido-líquido: enquanto os sistemas tradicionais dependem da sedimentabilidade do lodo no decantador secundário, os MBR utilizam membranas com poros da ordem de 0,1 μm, capazes de reter integralmente a biomassa e os sólidos suspensos, praticamente eliminando problemas de arraste de sólidos no efluente. (Membrane Solutions, 2022; Auc Group, 2025).

Essa característica permite operar MBR com concentrações de MLSS na faixa de 5.000–12.000 mg/L, elevando a capacidade volumétrica de remoção de matéria orgânica sem necessidade de aumentar significativamente o volume de reatores. (Membrane Solutions, 2022;

Al-Sayed et al., 2023).

Do ponto de vista da qualidade do efluente, MBRs, em geral, produzem água com DBO muito baixa, turbidez residual inferior a 1 NTU e coliformes reduzidos em vários log (redução logarítmica), o que frequentemente cumpre parâmetros de reúso não potável e, com polimento adicional, pode atingir padrões mais restritivos. (Al-Asheh et al., 2021; Guimarães et al., 2025).

Sistemas convencionais, embora possam atingir boas remoções de DBO e DQO, tendem a apresentar maior variabilidade na turbidez do efluente e maior dependência de desempenho do decantador, o que pode limitar sua aplicação direta em esquemas de reúso, exigindo filtração complementar. (Auc Group, 2025; Fi Hai, 2022).

Por outro lado, MBRs demandam maior consumo de energia, especialmente para aeração e para a operação de membranas, além de exigirem estratégias de controle de fouling, o que implica desafios de operação e custos que precisam ser avaliados caso a caso. (Guimarães et al., 2025; Al-Sayed et al., 2023).

3.9.2. Implicações para a Bacia do leste de Taihu

A Bacia do leste de Taihu, na China, é marcada por intensa atividade urbana e industrial, com episódios recorrentes de eutrofização e proliferação de algas, associados a altas cargas de matéria orgânica e nutrientes lançadas nos corpos d’água. (Deng et al., 2021; Zhang et al., 2020 apud DENG et al., 2021).

Nessa região, foram implantadas estações de tratamento com processos MBR em escala plena, com o objetivo de produzir efluentes de alta qualidade e reduzir significativamente as cargas de DBO, DQO e nitrogênio afluentes ao lago, em um contexto de baixa capacidade de autodepuração. (Full-Scale MBR Wwtps In East Taihu, 2020).

Estudos indicam que sistemas MBR na bacia de Taihu têm alcançado eficiências elevadas de remoção de matéria orgânica, com efluentes atendendo padrões rigorosos de lançamento e, em alguns casos, sendo utilizados para reúso local, contribuindo para a melhoria gradual da qualidade da água. (Full-Scale MBR Wwtps In East Taihu, 2020; Deng et al., 2021).

A escolha de MBR para esse trabalho está associada à necessidade de combinar alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes com footprint reduzido e flexibilidade operacional, características especialmente relevantes em áreas densamente ocupadas e com restrição de terreno para novas instalações. (Deng et al., 2021).

Ao compará-los com processos convencionais, observa-se que, embora o investimento

e o consumo energético sejam maiores, a capacidade de produzir efluentes de qualidade superior e mais estável torna os MBR mais adequados para metas de recuperação ambiental em bacias críticas como Taihu, onde margens de erro em termos de carga orgânica são pequenas. (Full-Scale MBR Wwtps In East Taihu, 2020; Fi Hai, 2022).

3.9.3. Implicações para Campinas e Uberaba

No contexto brasileiro, Campinas apresenta características típicas de grande centro urbano, com alta densidade populacional, demandas crescentes por água e geração significativa de esgotos, além de pressões sobre mananciais superficiais e subterrâneos. (Guimarães et al., 2025).

Estudos com plantas piloto e unidades em escala plena em Campinas indicam que MBRs podem atingir elevadas remoções de DBO, DQO e coliformes, produzindo efluentes aptos ao reúso de água cinza (águas provenientes de chuveiros, pias e máquinas de lavar, excluindo as descargas de vasos sanitários) em usos domésticos não potáveis e em aplicações urbanas, com desempenho superior a processos como filtros biológicos aerados e MABR em termos de qualidade de efluente, embora com maior consumo específico de energia. (Guimarães et al., 2025).

Em termos estratégicos, a adoção de MBR em Campinas se alinha à necessidade de criar fontes locais de água de reúso para reduzir a dependência de mananciais externos e aumentar a resiliência frente a eventos de escassez hídrica. (Guimarães et al., 2025; Fi Hai, 2022).

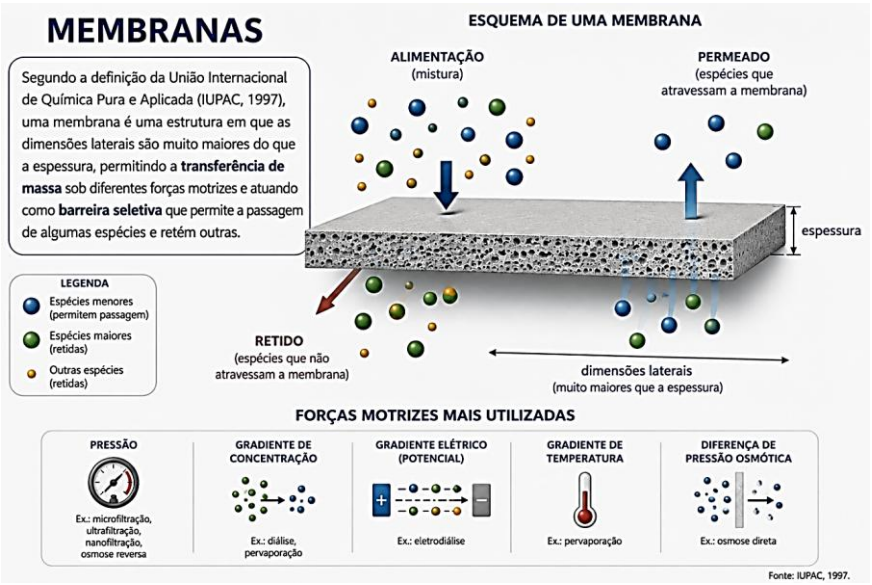
Uberaba, por sua vez, combina características de centro médio com forte componente agroindustrial, em que a qualidade da água dos mananciais é afetada tanto por esgotos urbanos quanto por cargas difusas de origem agrícola. Em contextos como esse, processos convencionais bem operados podem ser suficientes para atender padrões básicos de lançamento, mas a adoção de MBR em pontos críticos – como estações próximas a captações ou a áreas de proteção – pode oferecer efluentes com matéria orgânica residual muito baixa e potencial de reúso industrial ou agrícola localizado, reduzindo a competição entre usos urbano e agropecuário. (Al-Asheh et al., 2021; Jijingi et al., 2024).

Assim, a escolha entre processos convencionais e MBR em Uberaba deve considerar não apenas custos de implantação e operação, mas também benefícios econômicos e ambientais associados à produção de água de reúso e à redução de riscos de escassez e conflitos pelo uso da água. (Al-Asheh et al., 2021; Water Supply, 2023).

3.10. Fundamentos da separação por membranas e aplicações em tratamento de Efluentes

Segundo a União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC), uma membrana é uma estrutura em que as dimensões laterais são muito maiores do que a espessura, permitindo a transferência de massa sob diferentes forças motrizes e atuando como barreira seletiva que permite a passagem de algumas espécies e retém outras, veja a Figura 7. (IUPAC, 1997).

Figura 7. Características das membranas.



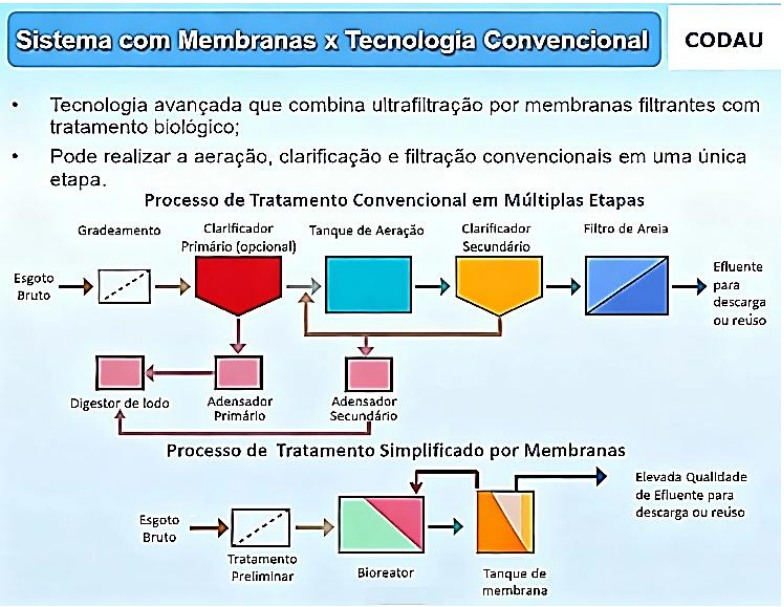
Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Na comparação entre filtração convencional e filtração por membranas, a principal diferença está na espessura da barreira de separação: filtros convencionais possuem espessuras maiores, com retenção ocorrendo tanto na superfície quanto no interior (filtração de profundidade), enquanto as membranas têm espessura na ordem de micrômetros, com separação predominantemente superficial. (Tadini, 2016). Em filtros convencionais, a saturação progressiva da matriz filtrante leva à passagem de solutos retidos para o permeado, ao passo que, em membranas, a limpeza superficial permite remover o material depositado e prolongar a vida útil do elemento filtrante, mantendo a eficiência de separação. (Tadini, 2016). (Veja Figura 8).

As vantagens das etapas de separação por membranas, em relação a operações convencionais como evaporação, absorção/adsorção e troca iônica, incluem menor consumo de energia, facilidade de instalação e operação, modularidade, elevada seletividade e condições

operacionais brandas, que evitam a degradação de produtos e proporcionam maior qualidade final. (Drioli; Giorno, 2017).

Figura 8. Sistema com membranas x Tecnologia convencional.



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Em contrapartida, as principais desvantagens são os baixos fluxos de permeado, que exigem grandes áreas de membrana, a necessidade de procedimentos de limpeza e a demanda por mão de obra especializada para operação e manutenção dos sistemas. (Tadini, 2016; Pabby; Rizvi; Requena, 2015).

O desempenho de um sistema de separação por membranas depende de parâmetros como permeabilidade, fluxo permeado, seletividade e retenção, todos condicionados às características da membrana e às forças motrizes aplicadas. (Tadini, 2016).

A permeabilidade está associada à capacidade da membrana de permitir a passagem de solventes sob um gradiente de potencial (por exemplo, um gradiente de pressão) e é usualmente expressa pela relação entre fluxo permeado, variação da propriedade motriz e espessura da membrana, servindo como parâmetro comparativo entre diferentes materiais. (Tadini, 2016; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

O fluxo permeado é definido como o volume de permeado por unidade de área de membrana em determinado intervalo de tempo, sendo um indicador operacional central para o dimensionamento e a avaliação de desempenho. (Tadini, 2016).

A seletividade pode ser quantificada pela retenção, expressa em função das concentrações na alimentação e no permeado, variando entre 0 (permeabilidade total) e 1 (retenção completa), ou pelo fator de seletividade, que relaciona a razão das frações mássicas ou molares de dois componentes no permeado e no retido, caracterizando a capacidade da membrana de discriminar espécies. (Mulder, 1996; Tadini, 2016).

A noção de massa molar de corte é especialmente utilizada em membranas de ultrafiltração e nanofiltração e corresponde à massa molar para a qual a membrana apresenta retenção superior a 90%, sendo especificada como critério de projeto e seleção de membranas. (Tadini, 2016).

Em processos que visam à remoção de partículas microscópicas ou maiores, em lugar da massa molar de corte utiliza-se o tamanho médio de poros como parâmetro de restrição de permeabilidade, o que é particularmente relevante em aplicações de microfiltração. (Tadini, 2016; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Do ponto de vista hidrodinâmico, a filtração por membranas pode ser classificada como estática (ou frontal) ou tangencial, de acordo com a orientação do fluxo em relação à superfície da membrana. (Tadini, 2016).

Na filtração estática, a alimentação incide perpendicularmente à membrana, favorecendo a formação de uma camada de sólidos retidos na superfície, o que aumenta a resistência à passagem, reduz o fluxo e altera a seletividade, sendo por isso mais indicada para pequenos volumes ou correntes com baixa concentração de sólidos. (Tadini, 2016; Habert; Borges; Nóbrega, 2006).

Na filtração tangencial, a alimentação escoa paralelamente à superfície da membrana, dividindo-se em duas correntes — retido e permeado — promovendo o arraste dos solutos não permeados, o que minimiza a deposição superficial, reduz a queda de fluxo e permite operação contínua em maiores volumes. (Tadini, 2016; Habert; Borges; Nóbrega, 2006).

Essa configuração é especialmente atrativa para aplicações industriais e de tratamento de efluentes, nas quais se deseja operação prolongada com menor frequência de limpeza das membranas, característica importante também em sistemas de biorreatores de membrana. (Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Quanto ao mecanismo de transporte, membranas porosas podem operar com transporte convectivo, quando os poros são significativamente maiores que os solutos, ou com transporte conjunto convectivo–difusivo, quando a escala de poros se aproxima da escala do tamanho das partículas. (Habert; Borges; Nóbrega, 2006).

Em membranas com poros muito pequenos ou densas, a permeação ocorre

predominantemente por difusão, governada por interações soluto–membrana e afinidades físico-químicas, o que aumenta a seletividade, porém com fluxos mais baixos. (Habert; Borges; Nóbrega, 2006; Mulder, 1996).

As membranas podem ser classificadas quanto à natureza em biológicas e sintéticas, sendo que estas últimas se subdividem em orgânicas (poliméricas) e inorgânicas (cerâmicas, metálicas, líquidas), com possibilidade de inserção de aditivos para modular propriedades como estabilidade química, carga superficial, hidrofobicidade e rigidez. (Mulder, 1996; Tadini, 2016).

Membranas biológicas ou plasmáticas, constituídas por bicamadas lipídicas com regiões hidrofílicas e hidrofóbicas, apresentam alta seletividade e mecanismos de transporte ativos ou passivos, servindo como modelos para o estudo e o desenvolvimento de membranas sintéticas e para aplicações tecnológicas como sistemas de liberação controlada de fármacos. (Tadini, 2016; Habert; Borges; Nóbrega, 2006).

Do ponto de vista morfológico e estrutural, as membranas podem ser simétricas (isotrópicas) ou assimétricas (anisotrópicas), além de porosas ou densas, combinações que influenciam diretamente a resistência ao transporte e a seletividade global. (Mulder, 1996; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Para membranas porosas, parâmetros como distribuição de tamanho de poros, tamanho médio, porosidade superficial e espessura são críticos, enquanto, para membranas densas, predominam as propriedades físico-químicas do material formador e a espessura do filme. (Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

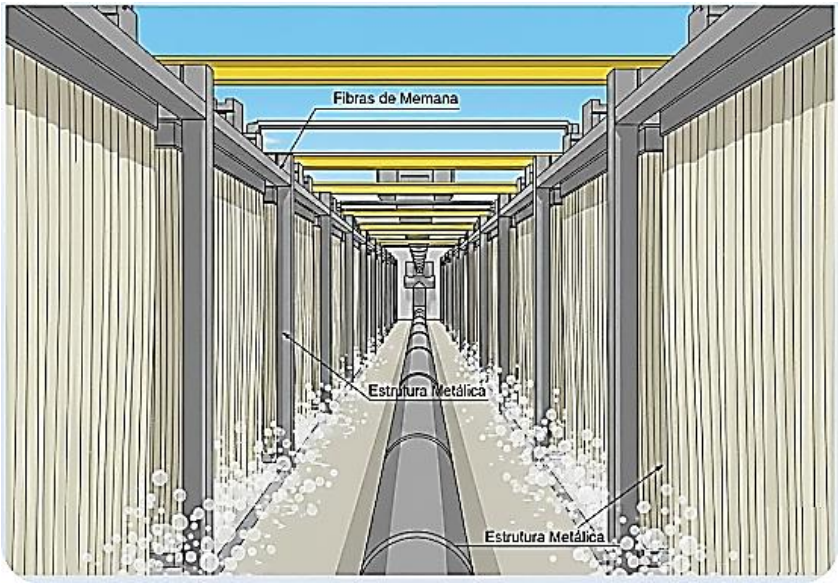
Em sistemas anisotrópicos, a estrutura pode apresentar gradientes de porosidade ao longo da espessura ou camadas de permeabilidade reduzida, integradas ou compostas, que atuam como principal barreira à passagem, apoiadas em suportes mais porosos e mecanicamente robustos. (Mulder, 1996; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020). Essas arquiteturas permitem combinar alta resistência mecânica e química com seletividade elevada, sendo amplamente exploradas em membranas de nanofiltração e osmose inversa para aplicações em dessalinização e polimento de efluentes. (Pabby; Rizvi; Requena, 2015; Tadini, 2016).

Com relação às configurações de módulos, as membranas podem ser montadas em arranjos tubulares, de placas planas, espiralados e de fibra oca, entre outros, cada qual com características próprias de área filtrante por volume, hidrodinâmica, custo e facilidade de limpeza. (Van Den Berg, 1988; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Módulos tubulares, compostos por tubos com diâmetro típico de cerca de 1 cm, apresentam boas condições de escoamento e são adequados a correntes com alta concentração

de sólidos, porém com baixa relação área/volume e custos elevados, sendo mais utilizados em microfiltração e ultrafiltração. (Tadini, 2016; Mulder, 1996). Veja a Figura 9.

Figura 9. Membranas montadas em arranjos tubulares.



Fonte: Imagem gerada com auxílio do DALL·E (OpenAI), com base em material da SANASA (2025); data de geração: dezembro de 2025.

Módulos de placas planas, formados por membranas paralelas separadas por suportes, permitem ajuste relativamente simples da área filtrante, mas podem apresentar menor turbulência e maior tendência à concentração de sólidos próximos à entrada, exigindo atenção no projeto e na operação. (Tadini, 2016; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Configurações espiraladas, constituídas por membranas e espaçadores enrolados em torno de um tubo central, oferecem boa relação área/volume e melhor hidrodinâmica pela ação dos espaçadores, sendo amplamente adotadas em nanofiltração e osmose inversa. (Tadini, 2016; Universidade de Coimbra, 2007).

A Figura10, apresenta membranas de fibra oca, com diâmetro externo inferior a 0,5 mm, possuem elevada relação área filtrante/volume de módulo e custos relativamente baixos de construção e operação, o que explica seu uso disseminado em processos de osmose inversa, pervaporação e em sistemas compactos de tratamento, como muitos arranjos de MBR submersos. (Kilikian; Pessoa Júnior, 2020; Van Den Berg, 1988).

A escolha entre membranas tubulares, placas planas, espiraladas ou fibras ocas depende de fatores como concentração de sólidos, facilidade de limpeza, consumo de energia e integração com o processo de tratamento desejado. (Pabby; Rizvi; Requena, 2015; Tadini, 2016).

Figura 10. Membrana de fibra oca.



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

A escolha entre membranas tubulares, placas planas, espiraladas ou fibras ocas depende de fatores como concentração de sólidos, facilidade de limpeza, consumo de energia e integração com o processo de tratamento desejado. (Pabby; Rizvi; Requena, 2015; Tadini, 2016).

Os sistemas de separação por membranas podem ser agrupados conforme a força motriz em gradiente de pressão (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose inversa), gradiente de concentração (permeação de gases, pervaporação, diálise) e gradiente de potencial elétrico (eletrodiálise), entre outros. (Habert; Borges; Nóbrega, 2006; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Na microfiltração, utilizam-se membranas com poros entre aproximadamente 0,1 µm e 0,8 µm, pressões de operação entre 0,5 e 2 bar e retenção de partículas em suspensão e microrganismos, com aplicação em clarificação de bebidas, esterilização bacteriana e concentração de células. (Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

A ultrafiltração emprega membranas com poros entre 1 e 500 nm, pressões de 1 a 5 bar e retém coloides e macromoléculas com massa molar superior a cerca de 1.000–5.000 g/mol, sendo utilizada em concentração e purificação de proteínas, recuperação de pigmentos e óleos em rejeitos industriais. (Tadini, 2016; Habert; Borges; Nóbrega, 2006).

A nanofiltração e a osmose inversa operam com membranas de poros muito pequenos ou densas, com transporte difusivo, pressões mais elevadas (2–40 bar para nanofiltração e 20–

100 bar para osmose inversa) e alta seletividade para solutos de baixa massa molecular e íons, sendo aplicadas na remoção parcial ou total de sais e compostos orgânicos de baixa massa molar. (Mulder, 1996; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

Processos como eletrodiálise, permeação de gases, pervaporação e diálise utilizam, respectivamente, gradiente de potencial elétrico e gradiente de concentração associados à solubilidade e difusão em membranas densas para promover separação de espécies iônicas, gaseosas ou líquidas. (Habert; Borges; Nóbrega, 2006; Tadini, 2016).

A diálise e a hemodiálise são exemplos de grande relevância econômica e social, empregando membranas semipermeáveis para remover solutos de baixa massa molecular de soluções contendo macromoléculas, como proteínas ou componentes sanguíneos. (Tadini, 2016; Mulder, 1996).

No contexto do tratamento de água e efluentes, processos de membranas baseados em gradiente de pressão, principalmente microfiltração e ultrafiltração, são frequentemente combinados com processos biológicos, como ocorre nos biorreatores de membrana (MBR), em que a separação sólido–líquido é realizada por módulos de membranas em substituição ao decantador secundário. (Habert; Borges; Nóbrega, 2006; Kilikian; Pessoa Júnior, 2020).

A compreensão dos conceitos de permeabilidade, fluxo, seletividade, massa molar de corte, configuração de módulos e forças motrizes é essencial para dimensionar e analisar sistemas MBR voltados à remoção de matéria orgânica e à produção de efluentes de alta qualidade para reúso. (Tadini, 2016; Pabby; Rizvi; Requena, 2015).

Para melhor compreensão no próximo capítulo, esses conceitos serão operacionalizados na descrição dos arranjos MBR considerados em Campinas e Uberaba, incluindo características das membranas, condições de operação, estratégias de controle de fouling e métricas de desempenho adotadas na comparação entre os sistemas. (Al-Asheh et al., 2021; Guimarães et al., 2025).

3.11. Inovação no Tratamento de Esgoto

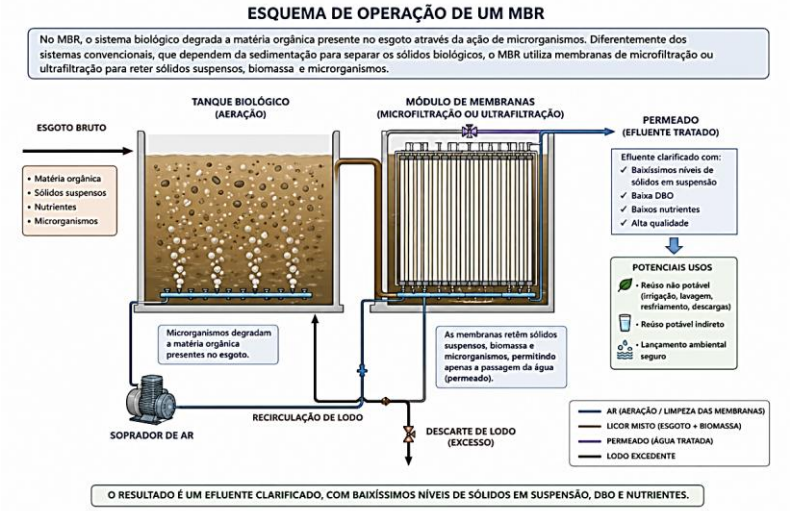
O biorreator de membrana (MBR) é uma tecnologia avançada para o tratamento de águas residuárias que combina o processo biológico convencional, geralmente lodos ativados, com uma etapa de filtração por membranas. Essa associação resulta em efluentes com alta qualidade, adequados para o reuso em diversas aplicações, como irrigação, processos industriais e recarga de aquíferos.

Os biorreatores de membranas (MBR) surgem como uma inovação no tratamento de efluentes, integrando processos biológicos com a separação por membranas micro ou ultrafiltrantes, eliminando a necessidade do decantador secundário. (Stuckey, 2012). O MBR permite a operação com maior concentração de biomassa, o que reduz o volume do reator e aumenta a eficiência da remoção de contaminantes. (Judd, 2011). Além disso, a qualidade do efluente tratado é significativamente superior, possibilitando a reutilização da água para diversas finalidades.

No MBR, o sistema biológico degrada a matéria orgânica presente no esgoto através da ação de microrganismos. Diferentemente dos sistemas convencionais, que dependem da sedimentação para separar os sólidos biológicos, o MBR utiliza membranas de microfiltração ou ultrafiltração para reter sólidos suspensos, biomassa e microorganismos. O resultado é um efluente clarificado, com baixíssimos níveis de sólidos em suspensão, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e nutrientes, o esquema é apresentado na Figura 11.

As vantagens do MBR para o reuso da água inclui alta qualidade do efluente: a filtração por membranas remove eficientemente sólidos, bactérias, vírus e partículas coloidais, possibilitando o reúso em aplicações com rigorosos padrões de qualidade, a redução da área ocupada: a substituição do decantador secundário por membranas permite plantas mais compactas, o que é vantajoso em áreas urbanas restritas, alta concentração de biomassa: o sistema mantém elevada concentração de microrganismos no reator, o que aumenta a eficiência da degradação biológica, menor produção de lodo: comparado a processos convencionais, gera menor volume de lodo, facilitando o manejo e redução de custos.

Figura 11. Sistema biológico



Fonte: Imagem gerada com auxílio do DALL·E (OpenAI), com base em material da SANASA (2025); data de geração: dezembro de 2025.

As vantagens do MBR para o reuso da água inclui alta qualidade do efluente: a filtração por membranas remove eficientemente sólidos, bactérias, vírus e partículas coloidais, possibilitando o reúso em aplicações com rigorosos padrões de qualidade, a redução da área ocupada: a substituição do decantador secundário por membranas permite plantas mais compactas, o que é vantajoso em áreas urbanas restritas, alta concentração de biomassa: o sistema mantém elevada concentração de microrganismos no reator, o que aumenta a eficiência da degradação biológica, menor produção de lodo: comparado a processos convencionais, gera menor volume de lodo, facilitando o manejo e redução de custos.

É importante destacar que apesar dos benefícios, o MBR exige atenção a aspectos como o *fouling* — o entupimento das membranas por sólidos e biofilmes —, que requer limpeza periódica e manutenção cuidadosa. O consumo energético é elevado devido à aeração e circulação para evitar incrustações nas membranas. Além disso, a remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, pode requerer etapas complementares, pois o MBR convencional pode não atender sozinho às exigências para o reúso em certas aplicações.

Para otimizar a remoção de fósforo e melhorar a qualidade do permeado, sistemas MBR podem ser combinados com processos de coagulação/floculação no pós-tratamento. Essa combinação permite reduzir o consumo de coagulantes e mitigar o fouling, além de aumentar a eficiência na remoção de compostos dissolvidos e cor, favorecendo a reutilização da água tratada.

De acordo com Coelho (2001, p. 56):

> O efluente tratado por MBR pode ser reutilizado para: i) irrigação agrícola, reduzindo a pressão sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos; ii) reuso industrial, para processos que não exigem água potável, contribuindo para economia e sustentabilidade; iii) reuso urbano, como lavagem de ruas e áreas verdes; iv) recarga de aquíferos, mediante adequada qualidade e controle, contribuindo para a recuperação de mananciais.

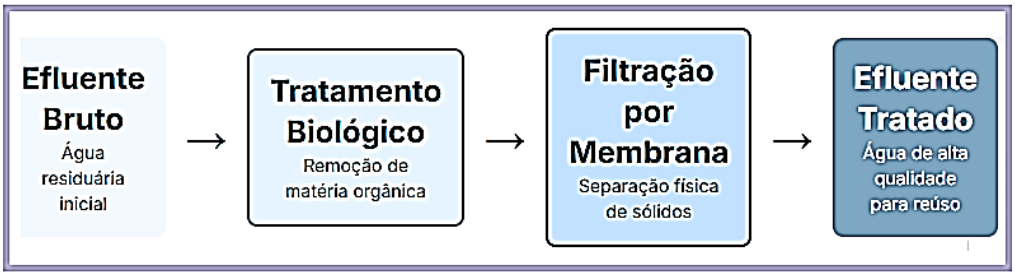
O tratamento de efluentes, sejam eles provenientes do esgoto sanitário ou de processos industriais, é um componente essencial para a preservação ambiental e a saúde pública. (Metcalf; Eddy, 2014).

Assim, o referencial teórico fundamenta a análise do presente estudo, permitindo compreender que os princípios tecnológicos do MBR, suas aplicações, benefícios, limitações e o contexto de implementação, servirá de base para a avaliação técnico-econômica em Uberaba-MG, considerando outros contextos.

Uma análise da viabilidade técnico-econômica da tecnologia de Biorreatores com Membrana, comparando o cenário local com benchmarks internacionais para um futuro hídrico sustentável.

O Biorreator com Membrana (MBR) é uma operação avançado que integra o tratamento biológico de lodos ativados com a filtração por membranas de micro ou ultrafiltração. Essa combinação resulta em um efluente de altíssima qualidade e otimiza significativamente o processo de tratamento. Veja Figura12.

Figura 12. Esquema simplificado de um tratamento filtração por membranas



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

3.12. Efluentes: Classificação, Impactos Ambientais e Tecnologias de Tratamento

O crescimento populacional, a urbanização acelerada e a intensificação das atividades industriais e agrícolas têm contribuído para o aumento significativo da geração de efluentes. Esses resíduos líquidos, quando não tratados adequadamente, representam sérios riscos ao meio ambiente e à saúde pública. A gestão eficiente dos efluentes é, portanto, um dos maiores desafios atuais para o saneamento básico e para a sustentabilidade ambiental, exigindo soluções tecnológicas, normativas e de conscientização social.

Diante disso, é importante considerar a classificação dos efluentes de acordo com sua origem: i) efluentes domésticos – resultantes de atividades humanas cotidianas (banho, cozinha, lavanderia, descargas sanitárias). Possuem elevada carga orgânica e micro-organismos patogênicos, ii) Efluentes industriais – oriundos de processos produtivos, podem conter compostos químicos, metais pesados, solventes e substâncias tóxicas, variando conforme o setor industrial, iii) Efluentes agrícolas – provenientes do escoamento superficial em áreas de cultivo e pecuária, ricos em nutrientes (nitrogênio e fósforo), pesticidas e resíduos de fertilizantes e, iv) Efluentes hospitalares – caracterizados pela presença de medicamentos, resíduos biológicos e agentes patogênicos de alto risco.

Trata-se de um problema que causa impactos ambientais para a sociedade em geral, pois o lançamento inadequado de efluentes em corpos hídricos pode causar poluição da água,

comprometendo o abastecimento humano e animal, eutrofização, decorrente do excesso de nutrientes, que reduz o oxigênio dissolvido e provoca a morte de peixes e outros organismos aquáticos, contaminação do solo e dos lençóis freáticos, prejudicando atividades agrícolas e a qualidade da água subterrânea, riscos à saúde pública, como surtos de doenças de veiculação hídrica (hepatite, cólera, diarreia infecciosa).

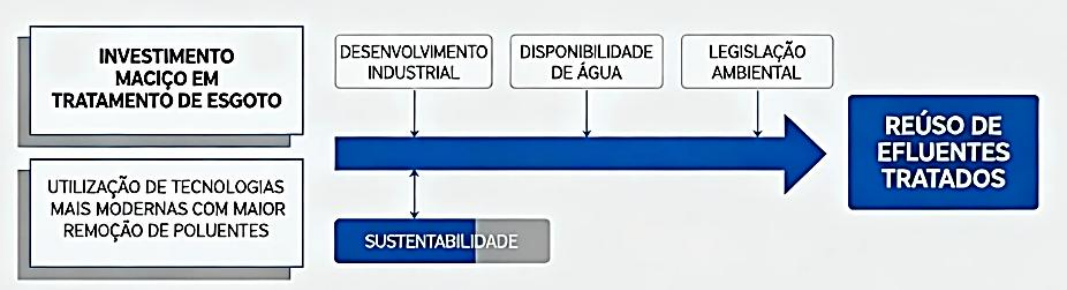
Nesse sentido, as tecnologias de tratamento de efluentes, envolvendo diferentes etapas, dependendo das características, pode auxiliar na remoção de sólidos grosseiros, óleos e graxas por meio de gradeamento, peneiramento e caixas de areia, enquanto tratamento.

Nesse caso, percebe-se cada vez mais a preocupação com o tratamento dos efluentes podendo atingir o reuso, cada vez mais adotado para fins industriais, agrícolas e até potáveis, desde que atendam aos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores. Além disso, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Nº 9.433/, 1997) e a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei Nº 11.445/, 2007) trazem diretrizes fundamentais para o controle e tratamento adequado.

Assim, a gestão dos efluentes é um desafio que demanda integração entre tecnologias eficientes, cumprimento da legislação e conscientização social. O investimento em sistemas de tratamento, aliado a práticas sustentáveis de reuso, contribui para a preservação dos recursos hídricos e para a melhoria da qualidade de vida da população. Figura 13.

Figura 13. Gestão dos efluentes



Fonte: Imagem gerada por IA com DALL·E (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

Nesse sentido, o manejo adequado dos efluentes não deve ser visto apenas como obrigação legal, mas como compromisso ético e ambiental com as gerações presentes e futuras.

3.13. Bacia do Leste de Taihu, China

Na bacia do leste de Taihu, um proeminente centro econômico chinês, o

desenvolvimento econômico tem sido acompanhado por uma crescente preocupação com a poluição ambiental, levando a padrões de descarte de efluentes cada vez mais rigorosos. (Guo, Chen, 2015; Wang et al., 2019).

Após um significativo evento de proliferação de cianobactérias em 2007, houve uma ampla e intensiva implementação da tecnologia de biorreatores de membrana (MBR) em larga escala nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) da região.

As principais características que impulsionaram essa adoção em massa incluem:

- Menor pegada: Requer menos espaço físico para a instalação.
- Menor rendimento de lodo: Reduz a quantidade de lodo gerado, um subproduto do tratamento.
- Melhor qualidade do efluente: Produz um efluente com qualidade significativamente superior aos padrões nacionais de descarga (Gb18918-, 2002), frequentemente adequado para reuso.

Para o alcance de soluções frente a estes desafios, o uso dos MBRs submersos surgiram como uma alternativa altamente eficaz para o tratamento de esgotos sanitários, especialmente em locais com exigências legais rigorosas para descarte ou com necessidade de reúso da água. (Melin et al., 2006).

Para a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, algumas adaptações foram necessárias: a recirculação entre tanques anóxicos e aeróbios foi essencial para a remoção de nitrogênio. (Fleischer et al., 2005; Khan et al., 2019; Matsubara et al., 2020), enquanto o uso de seletores anaeróbios favorece o crescimento de organismos acumuladores de fosfato. (Fleischer et al., 2005; Ragio; Rodrigues; Subtil, 2021).

É importante destacar que apesar de boas estratégias, muitas vezes a remoção biológica de fósforo não é suficiente para atender aos padrões legais, sendo necessário um pós-tratamento físico-químico, geralmente com coagulação/floculação. (Baccarin et al., 2013).

De acordo com Gonçalves et al. (2019) e Yang et al. (2011), os coagulantes mais utilizados em MBRs são os sais de ferro ($FeCl_3$) e alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), aplicados diretamente no reator ou em etapa posterior. Embora sejam eficazes para remover fósforo (> 90%), seu uso contínuo pode provocar fouling irreversível nas membranas, devido às altas dosagens requeridas.

A remoção de fósforo depende de vários fatores, como: i) concentração e tipo de coagulante; ii) fração predominante de fósforo (particulado, coloidal ou orgânico); iii) pH do sistema (formação de precipitados como $AlPO_4$ ou $FePO_4$ é favorecida entre pH 5 e 7). (Jiang; Graham, 2008; Trinh; Kang, 2015).

O uso de polieletrólitos como auxiliares também é recomendado. Eles aumentam a formação de flocos maiores e aceleram a sedimentação, o que melhora a qualidade do efluente e reduz o uso de coagulantes metálicos. (Bratby, 2016; Felici, 2010).

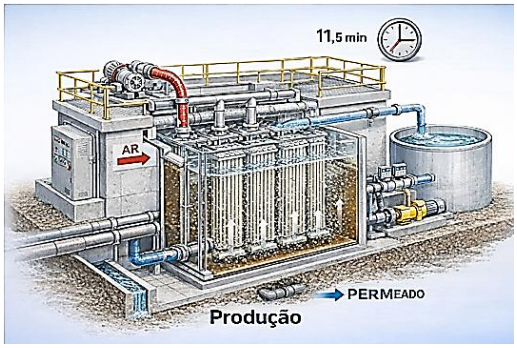
Estudos como o de Zhang, Heung e Huang (2005) mostraram que o uso de polímeros aniônicos melhora a sedimentação e reduz o volume de lodo. Da mesma forma, Zhou *et al*. (2008) observaram que a combinação de ácido tânico com cloreto férrico proporciona maior eficiência na remoção de fósforo e menor uso de produtos químicos.

3.14. Tecnologia MBR, Tratamento de Esgotos e Reúso de Água no Município de Campinas, São Paulo, Brasil

De acordo com Coelho (2021), a tecnologia MBR em Campinas tem sido aplicada em unidades específicas, destacando-se a Estação Produtora de Água de Reúso Capivari II (EPAR Capivari II). Esta estação integra o processo de lodos ativados com remoção de nitrogênio e fósforo, seguido por ultrafiltração por membranas (MBR). A EPAR Capivari II é projetada para fornecer água de reúso de alta qualidade, classificada como Classe A segundo a legislação local (Svds/sms Nº 09/, 2014), com eficiência de remoção de turbidez superior a 99%.

O tratamento de efluentes é uma das principais práticas voltadas à sustentabilidade ambiental e à preservação dos recursos hídricos. De acordo com o Relatório de Sustentabilidade 2024 da Sanasa, os processos aplicados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são amplamente diversificados e têm como objetivo remover compostos orgânicos, garantindo que o efluente lançado nos corpos d'água esteja em conformidade com a legislação ambiental vigente. (SANASA, 2024). Veja Figura 14.

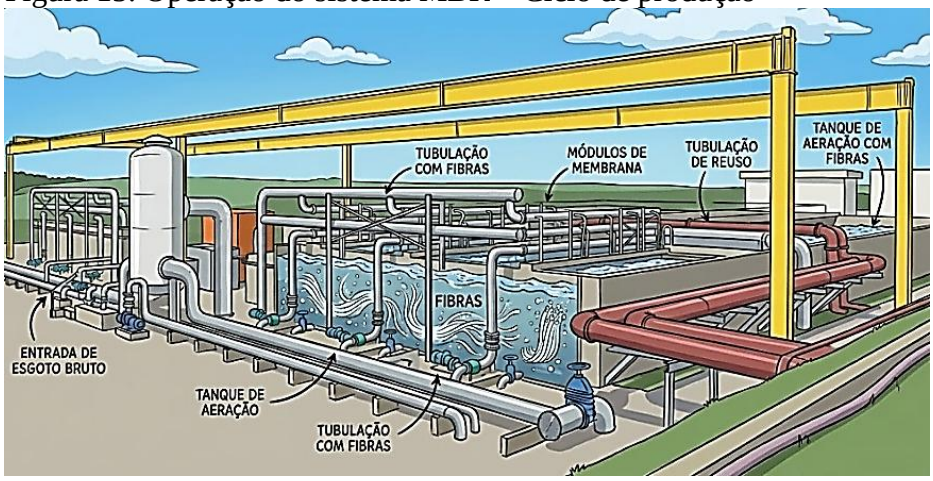
Figura 14. Estação de tratamento por membranas MBR.



Fonte: Imagem gerada com auxílio do DALL·E (OpenAI), com base em material da SANASA (2025); data de geração: dezembro de 2025.

As Etações de Produção de Água de Reuso (EPARs) Capivari II e Boa Vista se destacam pelo emprego de processos avançados, como a tecnologia de biorreatores de membranas (MBR), capaz de remover até 99% da carga orgânica, resultando em um efluente de alta qualidade. Esse tratamento permite não apenas atender aos padrões legais, mas também elevar o potencial de reaproveitamento da água, reduzindo o impacto sobre os mananciais e as bacias hidrográficas. (SANASA, 2024). Veja Figura 15 onde demostra o sistema com membranas.

Figura 15. Operação do sistema MBR – Ciclo de produção



Fonte: Imagem gerada com auxílio do DALL·E (OpenAI), com base em material da SANASA (2025); data de geração: dezembro de 2025.

A eficiência das EPARs é comprovada por sua capacidade operacional e pelos resultados laboratoriais obtidos. O relatório aponta que, em 2024, a Sanasa tratou aproximadamente 72 milhões de metros cúbicos de esgoto, sendo 5,3 milhões de metros cúbicos destinados à produção de água de reuso. Essa prática é fundamental para o uso racional dos recursos hídricos e para o fortalecimento das políticas de sustentabilidade ambiental. (SANASA, 2024).

O reuso da água tratada tem sido aplicado em diversos setores, como irrigação paisagística, lavagem de veículos, combate a incêndios e limpeza de vias públicas. Essa abordagem contribui significativamente para a economia de água potável e reforça o compromisso da empresa com a gestão responsável dos recursos naturais. (SANASA, 2024).

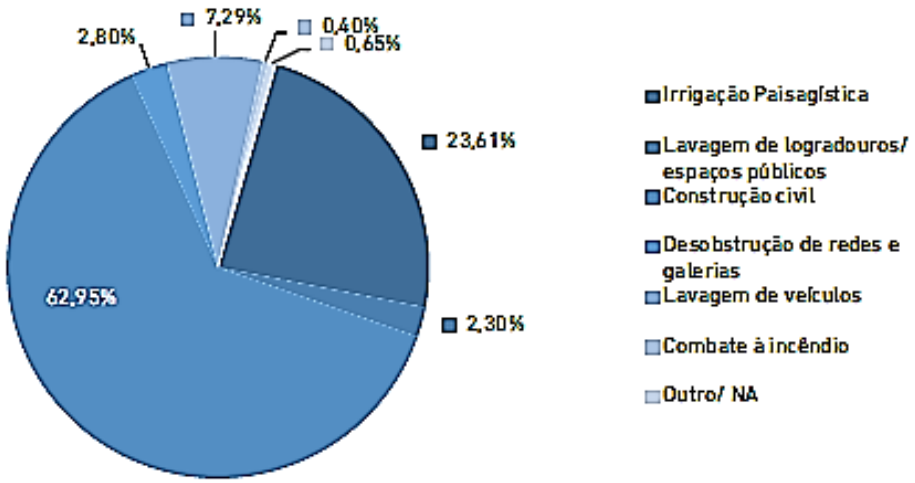
Dessa forma, o tratamento e o reuso de efluentes representam estratégias essenciais para a sustentabilidade urbana e ambiental. A adoção de tecnologias avançadas e a ampliação da capacidade de tratamento indicam um caminho promissor para o uso eficiente da água e a preservação dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com o Relatório de Sustentabilidade 2024 da Sanasa, o reuso da água tratada

nas Estações de Produção de Água de Reuso (EPARs) representa um avanço significativo na gestão sustentável dos recursos hídricos. Apenas a EPAR Capivari II utilizou aproximadamente 64,5 mil metros cúbicos desse recurso em seus próprios processos de tratamento, contribuindo diretamente para a economia de água potável e a redução da pressão sobre os mananciais. (SANASA, 2024).

A Figura 16, traz dados do Relatório de Sustentabilidade 2024 da Sanasa sobre o uso da água de reuso proveniente da EPAR Capivari II, com destaque para o gráfico de distribuição dos usos em 2024 e informações sobre inovação na gestão operacional.

Figura 16. Distribuição dos usos em 2024.



Fonte: Dados do Relatório de Sustentabilidade da SANASA (2024); visual gerado com auxílio de IA (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

De acordo com o Relatório de Sustentabilidade 2024 da Sanasa, o reuso da água tratada nas Estações de Produção de Água de Reuso (EPARs) representa um avanço significativo na gestão sustentável dos recursos hídricos. Apenas a EPAR Capivari II utilizou aproximadamente 64,5 mil metros cúbicos desse recurso em seus próprios processos de tratamento, contribuindo diretamente para a economia de água potável e a redução da pressão sobre os mananciais. (SANASA, 2024).

Os dados apresentados no relatório demonstram que, em 2024, a distribuição dos usos da água de reuso apresentou a seguinte composição: 62,95% para construção civil, 23,61% para irrigação paisagística, 7,29% para lavagem de logradouros e espaços públicos, 2,80% para desobstrução de redes e galerias, 2,30% para lavagem de veículos, 0,65% para combate a

incêndios, e 0,40% para outros usos. Esses números reforçam a relevância da água de reuso como ferramenta estratégica na sustentabilidade urbana, especialmente em cidades de médio e grande porte. (SANASA, 2024).

Além disso, o relatório enfatiza que a inovação tecnológica aplicada na gestão de esgotos, com a implantação do Sistema de Ordens de Serviço Digital, promoveu maior controle operacional, otimização de recursos e aumento da produtividade. Essa digitalização do processo gerencial demonstra o compromisso da instituição com a modernização e eficiência dos serviços públicos relacionados ao saneamento. (SANASA, 2024).

Tais práticas, quando analisadas sob a perspectiva da gestão ambiental integrada, evidenciam o potencial do reuso de água como política pública de sustentabilidade hídrica, capaz de aliar inovação tecnológica, economia de recursos naturais e consciência ambiental. O caso da Sanasa serve, portanto, como um modelo aplicável a outras cidades que buscam ampliar a resiliência hídrica e reduzir o desperdício de água tratada.

A gestão do saneamento básico em Campinas, com enfoque nas tecnologias de tratamento de esgoto, no monitoramento de águas residuárias, no reúso da água e nos desafios operacionais do sistema, é de responsabilidade da Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A. (SANASA), entidade responsável pela operação e manutenção da infraestrutura de saneamento do município, a qual abrange diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e Estações Produtoras de Água de Reúso (EPARs). (SANASA, 2023).

Nesse contexto, a Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A. (SANASA) opera atualmente vinte e três (23) Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), utilizando diferentes processos tecnológicos para o tratamento de esgotos sanitários, dentre os quais se destacam: i) sistemas convencionais de lodos ativados; ii) reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket); iii) lagoas aeradas; e iv) processos físico-químicos. (SANASA, 2023).

Além disso, empresas privadas em Campinas adotam a tecnologia MBR, como forma de alcançar práticas sustentáveis e possibilitar o reuso dos efluentes em seus processos industriais, contribuindo para o conceito de “zero impacto ambiental”.

O sistema de tratamento conta com um laboratório especializado para análise e controle dos efluentes tratados. Este laboratório realiza:

- Monitoramento da carga poluidora de entrada (esgoto bruto) e saída (efluente tratado);
- Verificação da conformidade com legislações ambientais vigentes, como CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, além do Decreto Estadual nº 8.468/76;
- Controle da qualidade dos corpos receptores nos pontos de montante e jusante dos

lançamentos dos efluentes;

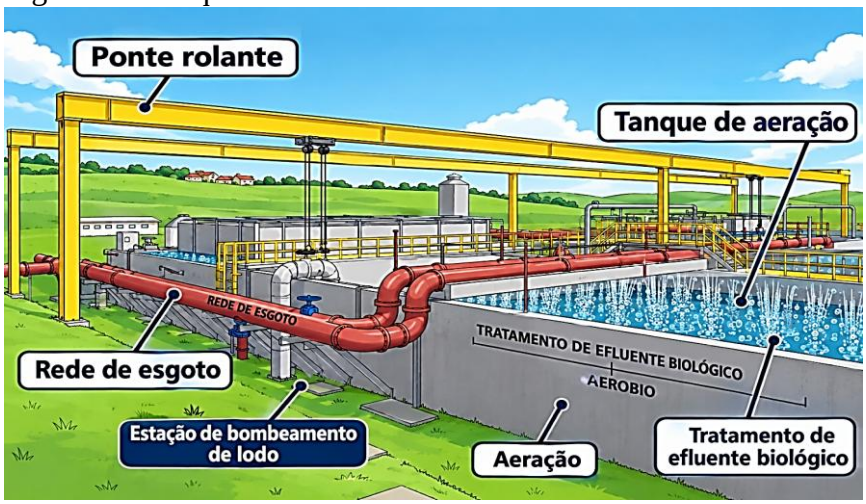
- Avaliação da aceitabilidade dos efluentes não domésticos para lançamento na rede pública de coleta.

O laboratório opera sob certificação ISO 9001:2015 e encontra-se em fase de implementação dos procedimentos necessários à conformidade com a norma ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017, assegurando a qualidade e a confiabilidade dos resultados analíticos. Além disso, são realizados treinamentos periódicos com o objetivo de promover a capacitação contínua dos colaboradores. (SANASA, 2023).

A Central de Controle Operacional de Esgoto (CCOE), localizada na EPAR Boa Vista em Campinas, é responsável pelo monitoramento remoto e pela operação das Estações Elevatórias de Esgoto Bruto (EEEB) e das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). O sistema integra 104 das 115 estações elevatórias sob responsabilidade da Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A. (SANASA), permitindo o acompanhamento em tempo real dos parâmetros operacionais, bem como a consulta histórica de dados e a análise de desempenho do sistema. Essa ferramenta possibilita respostas rápidas a eventuais ocorrências, contribuindo para o aumento da eficiência operacional. (SANASA, 2023). A figura 17 mostra fisicamente como são os tanques com menbranas.

Atualmente, 96,42% da população urbana de Campinas está atendida com coleta de esgoto. A SANASA tem como meta a universalização do serviço para 100%, por meio do Programa de Saneamento Básico, que prevê a ampliação e modernização do sistema de coleta, afastamento e tratamento do esgoto. (SANASA, 2024).

Figura 17. Tanques de Membranas



Fonte: Imagem gerada com auxílio do DALL·E (OpenAI), com base em material da SANASA (2025); data de geração: dezembro de 2025.

Os biossólidos provenientes das ETEs são atualmente destinados a aterros sanitários e processos de compostagem, incluindo a Usina Verde, resultado de parceria entre SANASA, Prefeitura Municipal e CEASA. Esta usina utiliza resíduos orgânicos diversos para compostagem, alinhando-se à Política Nacional de Resíduos Sólidos. A SANASA pretende reduzir progressivamente a disposição de biossólidos em aterros e ampliar alternativas sustentáveis para seu manejo. (Prefeitura Municipal de Campinas, 2024).

De acordo com a Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico, Campinas encontra-se próxima da universalização dos serviços, com cobertura de 99% da população com acesso à água potável e 90% com coleta e tratamento de esgoto. (SANASA, 2024).

A transição paradigmática da gestão empresarial demonstra que a criação de valor sustentável demanda uma abordagem holística que transcenda a métrica estrita do lucro imediato. Conforme evidenciado pela própria Sanasa, a filosofia de gestão de riscos e *governança* se baseia no princípio de que:

> o desempenho financeiro não deve ser alcançado às custas das demais dimensões [Ambiental e Social], mas sim em harmonia com elas, visando criar valor sustentável para todas as partes interessadas. (SANASA, 2024).

Esta postura reflete a adesão ao conceito ASG (*Environmental, Social, and Governance*), que se estabelece como um vetor de resiliência e legitimidade corporativa. A incorporação desses pilares, complementada pelo rigor dos *GRI Standards* e pelo alinhamento proativo às futuras diretrizes internacionais do *ISSB (IFRS S1 e IFRS S2),* não é apenas um ato de *compliance,* mas uma demonstração de que a materialidade dos riscos ambientais e sociais exige a internalização de métricas não-financeiras como elementos cruciais para a análise de desempenho e a geração de capital em longo prazo.

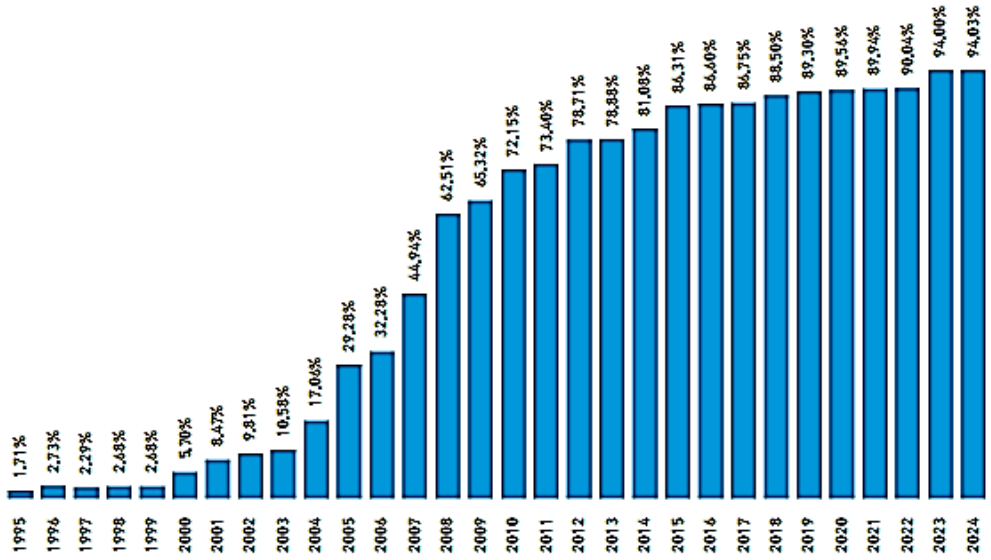
3.15. O Imperativo do Saneamento Básico como Fator de Sustentabilidade e Saúde Pública

O avanço na cobertura e eficácia do saneamento básico consolida-se como um pilar essencial para o atingimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), notadamente o ODS 6 (Água Potável e Saneamento). A evolução histórica do desempenho operacional de Companhias de Saneamento no tratamento de efluentes ilustra essa tese, como

se observa na experiência da Sanasa, que elevou o percentual de esgoto tratado de meros 1,71% em 1995 para a marca de 94,03% em 2024.

Este salto quantitativo, que se traduziu na interrupção do despejo de "aproximadamente 2.000 toneladas de carga orgânica" nos corpos hídricos (SANASA, 2025, p. [DADO A CONFIRMAR]), demonstra que a universalização dos serviços de tratamento transcende a melhoria da qualidade de vida e estabelece uma relação direta com a saúde ambiental e a segurança hídrica. A aplicação de processos físico-químicos e biológicos (aeróbios e anaeróbios) em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e Estações Produtoras de Água de Reuso (EPARs) configura-se como uma estratégia robusta de economia circular, permitindo a conservação dos recursos hídricos e minimizando a poluição, elementos cruciais para a resiliência ecossistêmica e para o desenvolvimento urbano sustentável. (ONU, 2015). Veja a Figura 18.

Figura 18. Percentual de esgoto tratado.



Fonte: Dados do Relatório de Sustentabilidade da SANASA (2024); visual gerado com auxílio de IA (OpenAI); data de geração: dezembro de 2025.

3.16. Ampliação da Capacidade Operacional

A implantação de novos reservatórios de água tem contribuído significativamente para o aumento da eficiência operacional do sistema de abastecimento do município de Campinas. Com a expansão recente, a capacidade total de armazenamento ultrapassou 190 milhões de litros, assegurando autonomia de até 20 horas de consumo contínuo. Essa medida reflete o

compromisso institucional com o controle e a redução de perdas no sistema hídrico, além de garantir maior segurança no fornecimento de água para a população. (SANASA, 2024).

3.17. Estrutura da Malha de Distribuição

A malha de distribuição de água do município está subdividida em 29 setores de abastecimento, que contemplam 326 Distritos de Medição e Controle (DMC). Esses setores representam 58,8% das ligações de água existentes, permitindo um monitoramento detalhado e eficiente do consumo e das perdas. (SANASA, 2024). O Quadro 3 apresenta um crescimento expressivo nas ligações e economias de água entre 2023 e 2024, especialmente na categoria residencial, que se mantém como a principal responsável pelo consumo urbano.

Quadro 3. Monitoramento detalhado e eficiente do consumo e das perdas.

Categoria	**Nº de Ligações (2023)**	**Nº de Economias (2023)**	**Nº de Ligações (2024)**	**Nº de Economias (2024)**
Residencial	354.359	491.072	363.357	498.545
Comercial	34.862	49.474	35.653	49.247
Pública	1.343	1.378	1.378	1.394
Industrial	425	545	601	817
Total	**390.989**	**542.553**	**390.989**	**550.003**

Fonte: Gerência de Controle de Perdas e Sistemas – SANASA (2024).

Nota-se uma tendência de aumento no setor industrial, indicando possível expansão de atividades produtivas com uso de água tratada. Esse comportamento reforça a importância de políticas públicas voltadas à eficiência hídrica e à sustentabilidade no uso da água.

3.18. Volume Faturado de Água por Categoria de Consumidor

O volume faturado de água por categoria de consumidores, apresentado na Quadro 4, evidencia a evolução do consumo nos diferentes segmentos atendidos pela SANASA no

período de 2021 a 2024. Observa-se que, ao longo dos quatro anos, houve um aumento gradual no volume total faturado, reflexo tanto do crescimento demográfico quanto da ampliação da infraestrutura de abastecimento.

De acordo com o Quadro 4, o consumo residencial manteve-se predominante, representando a maior parcela do volume total faturado. Já o setor comercial apresentou variação positiva mais acentuada, indicando uma expansão nas atividades econômicas que demandam o uso intensivo de água tratada. Esse comportamento reforça a necessidade de políticas de incentivo ao uso racional da água e à adoção de tecnologias de reuso, especialmente nos segmentos produtivos.

Quadro 4. Volume faturado de água (em milhares de m³).

Categoria de Consumidores	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
Residencial	77.471	77.081	77.052	77.801
Comercial	8.030	8.379	9.052	9.307
Pública	1.361	1.618	1.784	1.846
Industrial	486	477	470	479
Total	83.318	87.086	88.067	89.433

Fonte: Gerência de Controladoria – SANASA (2024).

Os dados evidenciam uma tendência de crescimento gradual no volume total faturado, passando de 83,3 mil m³ em 2021 para 89,4 mil m³ em 2024 — um aumento de aproximadamente 7,3% no período. O setor comercial apresentou o maior crescimento proporcional, de 8.030 para 9.307 mil m³, refletindo o dinamismo econômico do município e a ampliação de empreendimentos de serviços e comércio.

Por outro lado, o setor industrial manteve-se praticamente estável, o que pode indicar eficiência no uso da água ou adoção de tecnologias de reuso. Já o setor público apresentou crescimento moderado, coerente com a ampliação de serviços públicos e projetos urbanos.

3.19. Considerações Parciais

A análise dos indicadores operacionais apresenta a expansão dos reservatórios, aliada ao monitoramento setorizado e digitalizado, tem fortalecido a gestão sustentável da água em Campinas. O crescimento nas ligações residenciais e comerciais aponta para um cenário de maior demanda urbana, que exige políticas contínuas de educação ambiental, modernização tecnológica e redução de perdas.

Dessa forma, os investimentos da SANASA na infraestrutura hídrica se alinham às metas de desenvolvimento sustentável, em especial ao ODS 6 da ONU – Água Potável e Saneamento, promovendo eficiência, segurança e sustentabilidade no uso dos recursos hídricos.

3.20. Uberaba, Minas Gerais, Brasil

O município de Uberaba–MG possui a ETE Francisco Velludo e estações compactas implantadas para atendimento emergencial, como Santa Marta e Laranjeiras (região do Ipiranga). As ETEs compactas apresentam capacidade conjunta de tratamento de até 45 L/s de esgoto, conforme informações da Codau. (Uberaba, 2024).

Figura 19. ETE Francisco Velludo



Fonte: O Próprio Autor, 2025.

A ETE Francisco Velludo utiliza sistema biológico de tratamento de esgoto baseado em processos anaeróbios seguidos de etapas aeróbias complementares, encontrando-se em processo de modernização para ampliação da capacidade de tratamento, conforme reportado pelo Jornal de Uberaba (2023). Ainda segundo o noticiário, a ETE-IV, atualmente em fase de

projeto, tem como objetivo atender ao crescimento populacional previsto para os próximos 30 anos, especialmente nas regiões sul e sudoeste do município. (Jornal de Uberaba, 2023).

Na cidade, o descarte de efluentes provenientes de limpeza de fossas e serviços similares é realizado por empresas desentupidoras autorizadas pelo poder público municipal, devendo estas atender às normas ambientais vigentes e à legislação aplicável, incluindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos — Lei nº 12.305/2010. (Prefeitura de Uberaba, 2024; Brasil, 2010).

Nesse contexto, observa-se a crescente necessidade de adoção de tecnologias voltadas ao tratamento avançado da água e ao reuso de efluentes. O desenvolvimento tecnológico permite a obtenção de efluentes tratados que atendem aos padrões ambientais exigidos para lançamento em corpos hídricos e possibilitam aplicações de reuso, contribuindo para a conservação dos recursos hídricos e para a redução de custos associados ao abastecimento. (ANA, 2020; CONAMA, 2011).

Diante da crescente escassez hídrica e do aumento do custo da água, o mercado de água de reuso apresenta elevado potencial de expansão, especialmente nos setores agrícola e industrial, onde a demanda por água não potável é significativa. (ANA, 2020).

3.21. Avanços em Configurações e Materiais de Membrana

A busca por membranas mais robustas e eficientes é contínua. Estudos recentes focam em novos materiais poliméricos e cerâmicos, bem como em modificações de superfície para aumentar a hidrofilicidade e reduzir a adesão de biofilme. (Guo et al., 2021; Chen et al., 2022).

As membranas cerâmicas, apesar do custo mais elevado, oferecem maior durabilidade e resistência química, tornando-se competitivas em análises de ciclo de vida. (Li, Yang, 2023).

3.22. Eficiência Energética e Sustentabilidade

A demanda energética, principalmente para aeração, é o maior componente do OPEX. Pesquisas focam em MBRs anaeróbicos (AnMBR) para produção de biogás (Garcia et al., 2024) e em sistemas com aeração intermitente e controle avançado de processo para minimizar o consumo de energia. (Wang et al., 2023). A análise do ciclo de vida (LCA) tem sido aplicada para comparar a pegada de carbono do MBR com tecnologias convencionais, demonstrando sua competitividade quando a alta qualidade do efluente é um requisito. (Moretti; Costa, 2024).

3.23. Remoção de Micropoluentes Emergentes

A barreira física imposta pelas membranas, combinada com a alta idade do lodo, confere ao MBR uma capacidade superior na remoção de contaminantes emergentes, como fármacos e produtos de higiene pessoal (Nguyen et al., 2022). A biodegradação e a adsorção no lodo são os principais mecanismos, temas de intensa investigação. (Ivanov et al, 2023).

A modelagem de sistemas MBR baseia-se classicamente nos modelos ASM da IWA para a parte biológica (Henze et al., 2000) e na Lei de Darcy para a filtração. (Judd, 2011).

3.24. Descrição do Modelo Biológico (ASM1)

A conversão biológica de matéria orgânica reator MBR foi simulada em Python utilizando o modelo ASM1 (Activated Sludge Model Nº 1), desenvolvido pela IWA. (Henze et al., 2000). O modelo foi selecionado por ser a referência internacional consolidada para a descrição de processos de lodos ativados com remoção de carbono e nitrogênio.

O ASM1 baseia-se na matriz de Peterson para descrever a estequiometria e a cinética de 8 processos fundamentais e 13 componentes particulados e solúveis. As principais transformações biológicas consideradas na simulação de Uberaba incluem:

1. Remoção de Matéria Carbonácea: Crescimento aeróbio e anóxico de biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$), responsável pela redução da DBO e DQO biodegradável.
2. Nitrificação: Crescimento aeróbio de biomassa autotrófica ($X_{B,A}$), simulando a oxidação da amônia a nitrato.
3. Desnitrificação: Utilização de nitrato como aceptor final de elétrons em condições anóxicas, permitindo a remoção de Nitrogênio Total.
4. Hidrólise: Conversão de substrato particulado lentamente biodegradável (X_S) em substrato solúvel rapidamente biodegradável (S_S), tornando-o disponível para as bactérias.

A adoção do ASM1 permite que a simulação preveja não apenas a eficiência de remoção, mas também a produção de lodo e o consumo de oxigênio, essenciais para a análise energética do sistema.

3.25. Fundamentação do Modelo Matemático de Simulação

Para a representação fidedigna do sistema MBR, a simulação computacional utilizou uma abordagem híbrida, acoplando modelos cinéticos de crescimento biológico a modelos físicos de filtração por membranas. A precisão dos resultados apresentados (DBO, DQO e Turbidez). Neste trabalho, a simulação utilizou o modelo *Activated Sludge Model* Nº 1. (Modelo de Lodo Ativado Nº 1) acoplado à resistência em série. fundamenta-se nas equações descritas nos itens 3.30 e 3.31.

3.26. Modelo Biológico (Cinética de Lodos Ativados)

A remoção de matéria orgânica e nutrientes foi simulada com base na família de modelos ASM *(Activated Sludge Models)* da IWA (*International Water Association*). A taxa de crescimento da biomassa e o consequente consumo de substrato (degradação da DBO) são regidos pela Cinética de Monod, que descreve a relação não-linear entre a taxa de crescimento específico dos microrganismos (μ) e a concentração do substrato limitante (S). A equação de Monod para taxa de crescimento microbiano em biorreatores, como MBR, é transcrita pela Equação (1).

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \qquad (1)$$

Onde,

μ: Taxa de crescimento específico da biomassa (d^{-1}).

μ_{max}: Taxa máxima de crescimento possível (d^{-1}).

S: Concentração do substrato disponível (mg/L).

K_s: Constante de meia-saturação (mg/L), que define a afinidade da biomassa pelo substrato.

Diferente da decantação cuja eficiência depende da biofloculação e da sedimentabilidade do lodo, esse modelo considera que a separação sólido-líquido é promovida pela barreira física da membrana. Desta forma, a qualidade do efluente está diretamente ligado a capacidade da membrana em reter particulas suspensas.

3.27. Modelo Físico de Separação (Filtração por Membrana)

Diferentemente dos sistemas convencionais que utilizam modelos de sedimentação (como o de *Takács*), o módulo MBR foi simulado como uma barreira física absoluta para sólidos suspensos maiores que o diâmetro do poro da membrana (tipicamente ultrafiltração).

A hidrodinâmica do processo é governada pela Lei de Darcy modificada para o conceito de resistências em série. A Equação 2 apresenta o modelo de fluxo transmembrana:

$$J = \frac{\Delta P}{\eta R_{total}} = \frac{\Delta P}{\eta(R_m + R_p + R_f)} \qquad (2)$$

Onde,

J: Fluxo de permeado $(L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$.

ΔP: Pressão transmembrana (TMP, Pa).

η: Viscosidade dinâmica do fluido $(Pa \cdot s)$.

R_{total}: Resistência total à filtração (m^{-1}).

R_m: Resistência intrínseca da membrana (m^{-1}).

R_p: Resistência por poros (m^{-1}).

R_f: Resistência da biotorta (m^{-1}).

A aplicação deste modelo físico explica a estabilidade da turbidez observada nos resultados. Ao contrário da decantação, que depende da biofloculação, o modelo de resistência assegura que a qualidade do efluente independe da sedimentabilidade do lodo, permitindo que o simulador preveja turbidez próxima a zero, variando apenas em função de partículas coloidais e solúveis que não contribuem para a resistência física da membrana.

Com base na fundamentação apresentada, este capítulo descreve o cenário de estudo e os procedimentos adotados para a simulação.

4. METODOLOGIA

4.1. Caracterização do Cenário de Estudo

O presente trabalho baseia-se na simulação de implementação de um sistema de Biorreator com Membranas (MBR) aplicado ao contexto de saneamento da cidade de Campinas-SP, operado pela Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento (SANASA). Para tanto, foram empregados os parâmetros operacionais e os indicadores de desempenho como *benchmark*, permitindo adaptar o modelo às condições representativas do cenário de Uberaba e avaliar a viabilidade da aplicação dessa tecnologia para a produção de água de reúso.

Considerou-se como afluente o esgoto sanitário típico da região, cujas características físico-químicas médias foram adotadas com base em relatórios técnicos da concessionária e dados da literatura local para ETEs de grande porte ((ETE Capivari II). A Tabela 1 resume os parâmetros de entrada utilizados para o dimensionamento e simulação da carga afluente baseado em dados de Campinas.

Tabela 1. Características do esgoto bruto (Afluente) adotadas para o estudo.

Parâmetro	Concentração Média	Faixa de Variação Simulada
DQO Total	550 mg/L	400 - 750 mg/L
DBO {5,20}	300 mg/L	200 - 450 mg/L
Nitrogênio Total (NTK)	45 mg/L	35 - 60 mg/L
Fósforo Total	8 mg/L	6 - 12 mg/L
Sólidos Suspensos (SST)	300 mg/L	200 - 500 mg/L

Fonte: O Autor, Adaptado Sanasa (2024).

4.2. Configuração do Sistema Proposto

Para o tratamento visando a produção de água de reuso, projetou-se um sistema MBR

em configuração de membranas submersas (*Submerged MBR*), composto pelas seguintes etapas processuais simuladas:

1. Pré-tratamento Avançado: Peneiramento fino (< 1 mm) para proteção das fibras.
2. Tanque Anóxico: Para a remoção de nitrogênio via desnitrificação (recuperação de alcalinidade e redução de nitrato).
3. Tanque de Aeração (MBR): Onde ocorre a oxidação da matéria orgânica, nitrificação da amônia e separação física pela membrana.
4. Sistema de Dosagem Química: Previsão de injeção de coagulante (Sais de Ferro/Alumínio) para precipitação simultânea de Fósforo.

As membranas consideradas para a simulação possuem tecnologia de fibra oca (*hollow fiber*) em PVDF, com tamanho de poro nominal de $0{,}04\mu m$(ultrafiltração), operando com fluxo crítico de projeto sustentável conforme recomendações de fabricantes de referência (ex: SUEZ, Kubota).

4.3. Simulação de Desempenho e Modelagem de Dados

Dada a natureza teórica do projeto, os dados de saída (efluente tratado/permeado) foram gerados através de modelagem estocástica computacional. O modelo considerou:

1. Coeficientes de Remoção da Literatura: Foram aplicadas eficiências típicas reportadas em estudos de MBR operando em climas tropicais (remoção de DBO > 98%, Nitrificação > 95%, Remoção de Turbidez > 99%).

2. Variabilidade Sazonal e Operacional: Para conferir realismo à simulação, foram introduzidos ruídos estatísticos (distribuição normal) e eventos aleatórios (choques de carga e variações de temperatura simulando o inverno), refletindo a dinâmica real de uma ETE.

3. Parâmetros de Controle:Para a Turbidez, assumiu-se a integridade física das membranas, resultando em valores consistentemente baixos (< 0,2 NTU), independentemente da carga de sólidos do reator. Para os Nutrientes, o modelo simulou o comportamento cinético de lodos com alta idade (SRT > 20 dias), favorecendo a nitrificação completa.

As séries temporais resultantes, apresentadas no Capítulo 4 de Resultados, projetam o comportamento esperado da planta ao longo de um ano operacional (2025), permitindo a verificação da conformidade com as normas de reuso. (NBR 13.969/97 e CONAMA 430).

4.4. Fundamentação Matemática do Modelo ASM1

A lógica da modelagem do ASM1 (Activated Sludge Model Nº 1) baseia-se no princípio de balanço de massa em reatores de mistura completa (CSTR), estruturado através da chamada Matriz de Gujer (ou Matriz de Petersen). Essa matriz cruza os componentes (variáveis de estado) com os processos biológicos (taxas cinéticas) através de coeficientes estequiométricos [V].

Abaixo está a fundamentação lógica e a descrição matemática detalhada das equações utilizadas no código simplificado.

4.4.1. Fundamentação Matemática do Modelo ASM1

Para qualquer componente C dentro do reator, a variação de sua concentração no tempo (dC/dt) segue a lei de conservação de massa:

Acúmulo = Entrada − Saída + Geração/Consumo Biológico

Matematicamente, para um reator de volume constante V e vazão Q: Equação (3).

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q}{V}C - C + r_c \qquad (3)$$

Onde rC é a taxa de reação líquida do componente, calculada pela soma do produto dos coeficientes estequiométricos (ν) pelas taxas dos processos cinéticos (ρ): Equação (4).

$$rC = \sum V_{processo} * p_{processo} \qquad (4)$$

4.4.2. Taxas de Processos Cinéticos (ρ)

As taxas cinéticas determinam a velocidade com que os processos biológicos ocorrem. Elas utilizam a cinética de Monod para crescimento limitante por substrato e termos de transição (inibição ou ativação) para o oxigênio.

Processo 1: Crescimento Aeróbio da Biomassa Heterotrófica (ρ_1)

Ocorre na presença de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. Equação (5).

$$p_1 = \mu H * \left(\frac{S_S}{k_S + S_S}\right) * \left(\frac{S_o}{k_{OH} + S_O}\right) * X_H \qquad (5).$$

Lógica: Cresce mais rápido quanto maior a saturação de substrato (SS) e oxigênio (SO), proporcional à quantidade de bactérias existentes (XH).

Processo 2: Crescimento Anóxico da Biomassa Heterotrófica / Desnitrificação (ρ_2)

Ocorre na ausência de oxigênio, onde as bactérias usam o nitrato como aceptor de elétrons para degradar a matéria orgânica. Equação (6).

$$p_2 = \mu H * \left(\frac{S_S}{k_S+S_S}\right) * \left(\frac{S_{OH}}{k_{OH}+S_O}\right) * \left(\frac{S_{No}}{k_{NO}+SN_O}\right) * X_H \qquad (6).$$

4.4.3. Relações Estequiométricas e Taxas Líquidas (rC)

A estequiometria garante o balanço de elétrons (medido como DQO) e de nutrientes.

- Matéria Orgânica Solúvel (SS): É consumida para gerar biomassa (fração $1/Y_H$) e parte dela é liberada no decaimento como material biodegradável ($fração\ 1\ -\ f_P$). Equação (7).

$$r_{SS} = \frac{1}{Y_H} P_1 - \frac{1}{Y_H} P_2 + (1 - f_p) * P_3 \qquad (7).$$

- Biomassa Heterotrófica (XH): É gerada nos crescimentos aeróbio e anóxico, e reduzida no decaimento. Equação (8).

$$r_{XH} = p_1 + p_2 - p_3 \qquad (8).$$

- Oxigênio Dissolvido (SO): É consumido apenas no crescimento aeróbio. A quantidade consumida equivale à matéria orgânica oxidada para gerar energia (total consumido menos o que virou célula). Equação (9).

$$r_{SP} = \left(\frac{1-Y_H}{Y_H}\right) * p_1 \qquad (9).$$

- Nitrato (SNO): É consumido na desnitrificação anóxica. O fator 2,86 surge do equivalente de oxigênio do nitrato (4,57 g O_2/g N na nitrificação total vs. conversões redox). Equação (10).

$$r_{SNO} = -\left(\frac{1-Y_H}{2{,}86Y_H}\right) * p_2 \qquad (10).$$

4.4.4. Sistema Final de Equações Diferenciais Ordinárias (ODEs)

Combinando os balanços hidráulicos com as taxas de reação e os sistemas físicos (como a aeração artificial), o solver do Python resolve simultaneamente o seguinte sistema dinâmico a cada passo de tempo: Equação (3) no item 3.4.1.

Cada componente possui sua respectiva taxa líquida rC, determinada a partir das taxas dos processos cinéticos ρ_i e dos respectivos coeficientes estequiométricos.

Concluída a descrição metodológica, apresentam-se os resultados simulados e sua análise à luz dos objetivos da pesquisa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

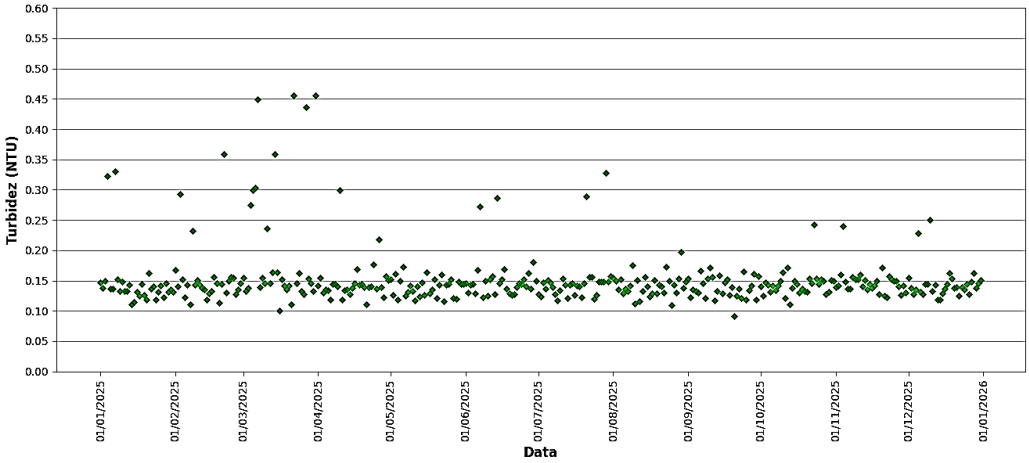
A análise operacional de estações com MBR, na cidade de Uberaba, baseada em entrevistas semiestruturadas com operadores e equipes de manutenção, evidencia que o principal desafio na operação está relacionado ao controle do TMP (Transmembrane Pressure) e à variabilidade da carga afluente, especialmente em períodos de chuva intensa.

Ajustes diários de vazão e aeração são realizados com base em leituras do SCADA (Supervisory Control and Data Acquisition - é um sistema computacional utilizado para monitorar, supervisionar e controlar processos industriais em tempo real) e boletins laboratoriais, demonstrando boa integração entre operação e laboratório. Entretanto, atrasos na comunicação com a manutenção, principalmente em falhas emergenciais de membrana, reforçam a necessidade do uso de *checklists* padronizados, monitoramento contínuo de MLSS, fluxo e TMP, registro adequado de pequenas falhas e intensificação de treinamentos em manutenção preventiva.

5.1. Análise da Turbidez do Efluente e Validação do Modelo

A Figura 20 apresenta a série temporal da turbidez do efluente tratado pelo sistema MBR simulado para o cenário de Uberaba-MG, compreendendo o período de 01/01/2025 a 01/01/2026.

Figura 20. Turbidez do efluente tratado por MBR – Médias Diárias (2026).



Fonte: O Próprio Autor, 2026.

Observa-se que o sistema demonstrou elevada estabilidade operacional, com a turbidez do permeado oscilando predominantemente na faixa de 0,10 a 0,16 NTU. Estes valores evidenciam a eficiência da barreira física imposta pelas membranas de ultrafiltração, que retêm sólidos suspensos e coloides independentemente da sedimentabilidade da biomassa.

Ao comparar estes resultados com o *benchmark* da SANASA (EPAR Capivari II), nota-se uma forte correlação. Dados operacionais da planta de Campinas indicam turbidez média de efluente consistentemente abaixo de 0,2 NTU. A similaridade entre os dados simulados e o desempenho real da referência valida o modelo computacional desenvolvido, sugerindo que a calibração dos parâmetros de filtração e colmatação (fouling) foi bem-sucedida.

Eventuais picos observados, com máximo de 0,45 NTU, podem ser atribuídos na simulação a variações de carga afluente ou ciclos de retrolavagem. Contudo, é imperativo destacar que, mesmo nos momentos de pico, a qualidade da água manteve-se confortavelmente abaixo do limite de 1,0 NTU, frequentemente exigido para reuso urbano não potável (fins nobres) e processos de desinfecção eficientes. Isso confirma a viabilidade técnica da implementação do MBR em Uberaba para fins de produção de água de reuso de alta qualidade.

Embora a análise visual da série temporal na Figura 20 demonstre estabilidade, é fundamental quantificar esses resultados frente aos padrões de referência. A fim de validar a precisão da simulação computacional, a Tabela 2 apresenta um comparativo entre os valores estatísticos obtidos no modelo proposto para Uberaba-MG, os dados históricos operacionais reportados pela SANASA (EPAR Capivari II) e os limites normativos estabelecidos para águas de reuso de classe nobre (como lavagem de logradouros, fins ornamentais e industriais).

Os limites normativos para água de reuso são estabelecidos pelas normas ABNT NBR 16783:2019 – Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações e a Resolução

CNRH nº 54/2005 – estabelece modalidades e diretrizes gerais para reúso de água, mas não fixa valores numéricos de turbidez.

A análise da Tabela 2 permite extrair duas conclusões determinantes para este estudo. Primeiramente, nota-se que a aderência do modelo à realidade é alta: a média simulada para Uberaba situa-se na mesma ordem de grandeza da operação real da SANASA. O fato de o modelo não apresentar valores artificialmente zerados, mas sim flutuações na casa decimal (0,1x NTU), indica que a simulação capturou adequadamente a dinâmica de permeabilidade e a formação da torta (*cake layer*) nas membranas, sem subestimar a resistência à filtração.

Tabela 2. Comparativo de desempenho de Turbidez: Simulação Uberaba vs. Benchmark SANASA e Normas de Reuso.

Parâmetro de Análise	**Modelo Simulado (Uberaba-MG)**	**Benchmark Real (SANASA - Capivari II)***	**Limite Normativo Típico (Reuso Nobre)****
Média Operacional	0,13 – 0,15 NTU	< 0,20 NTU	N/A
Estabilidade (Faixa Típica)	0,10 – 0,16 NTU	0,05 – 0,30 NTU	< 1,0 NTU (95% do tempo)
Valor Máximo (Pico)	0,46 NTU	Variável (< 1,0 NTU)	< 2,0 NTU (ou < 5,0 NTU dependendo da norma)
Eficiência de Remoção	> 99%	> 99%	-

Fonte: O Autor, 2026.

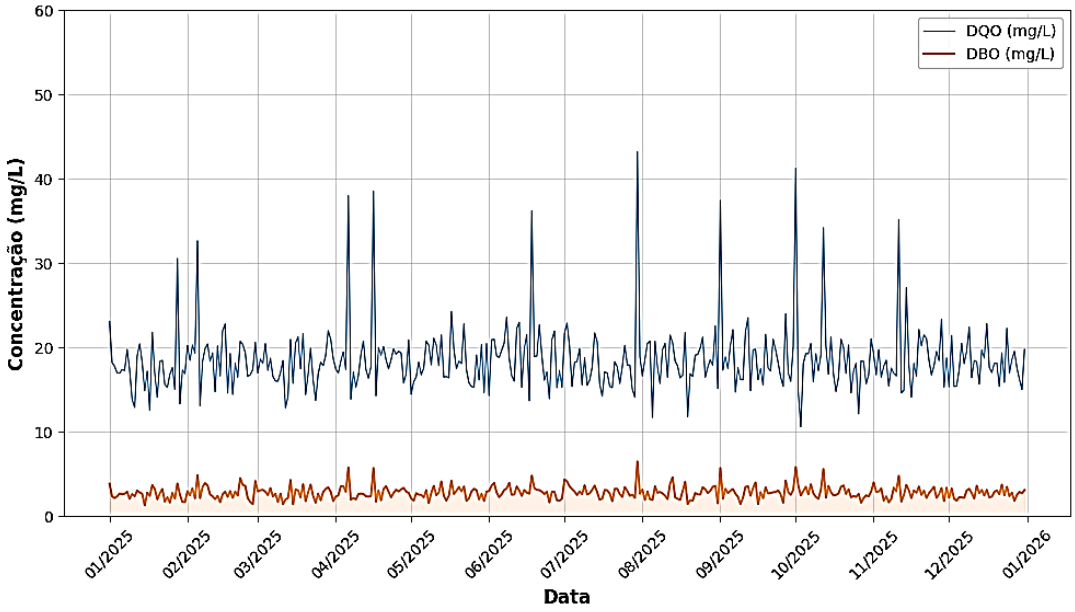
Em segundo lugar, sob a ótica da conformidade legal, os dados confirmam a segurança do sistema proposto. Mesmo no cenário de pior caso simulado (0,46 NTU), a turbidez permanece abaixo de 50% do limite máximo de 1,0 NTU geralmente exigido para reuso urbano não potável. Este resultado é crucial para a etapa subsequente de desinfecção; com turbidez consistentemente abaixo de 0,5 NTU, garante-se que não haverá efeito de blindagem (*shielding*

effect) de partículas sobre microrganismos, assegurando a máxima eficiência da radiação UV ou da cloração no sistema projetado para Uberaba.

5.2. Dinâmica de Remoção de Matéria Orgânica (DQO e DBO)

A Figura 21 ilustra o perfil de concentração de matéria orgânica no efluente final do sistema MBR simulado ao longo do ano de referência (2025), expressa em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Figura 21. Remoção de Matéria Orgânica (DBO e DQO) – Efluente MBR (2026)



Fonte: O Próprio Autor, 2026.

A análise gráfica revela o elevado desempenho do processo de tratamento. A concentração de DBO (curva laranja) manteve-se extremamente estável e reduzida, oscilando predominantemente entre 2,0 e 4,0 mg/L, independentemente das variações sazonais. Este comportamento é característico de sistemas de membranas, onde a elevada idade do lodo (SRT) favorece o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento e alta eficiência metabólica, resultando na oxidação quase completa da matéria orgânica biodegradável.

Já a DQO (curva azul) apresentou valores médios na faixa de 15 a 25 mg/L. A diferença observada entre a DQO e a DBO no permeado é consistente com a literatura técnica e com os dados operacionais da SANASA. Esta fração residual de DQO corresponde majoritariamente a compostos orgânicos inertes solúveis e produtos microbianos solúveis (SMP

– *Soluble Microbial Products*) que, devido ao seu peso molecular, permeiam a barreira de ultrafiltração.

Comparativamente ao *benchmark* da EPAR Capivari II, o modelo reproduziu com fidelidade a capacidade do MBR de produzir um efluente com baixa carga orgânica, mesmo sob condições dinâmicas. Os picos de DQO observados (máximo de ~43 mg/L em agosto e outubro) refletem a resposta do modelo a variações de carga afluente, mas, crucialmente, não impactaram a DBO, demonstrando a resiliência biológica do sistema proposto para Uberaba.

Para ratificar a adequação do modelo às expectativas de projeto e às exigências legais para a produção de água de reuso, a Tabela 3 compara os resultados simulados com os parâmetros de referência.

Tabela 3. Comparativo de Matéria Orgânica: Simulação Uberaba vs. *Benchmark* e Legislação.

Parâmetro	Média Simulada (Uberaba)	Faixa Típica (SANASA - Capivari II)*	Meta para Reuso (Classe 1 - NBR 13969)	Limite de Lançamento (CONAMA 430/COPAM)
DBO (mg/L)	2,8 ± 0,9	< 5,0	< 10,0	< 60,0
DQO (mg/L)	18,5 ± 4,2	< 30,0 - 50,0	N/A	< 90,0 - 180,0**
Eficiência DBO	> 98%	> 97%	-	> 60%

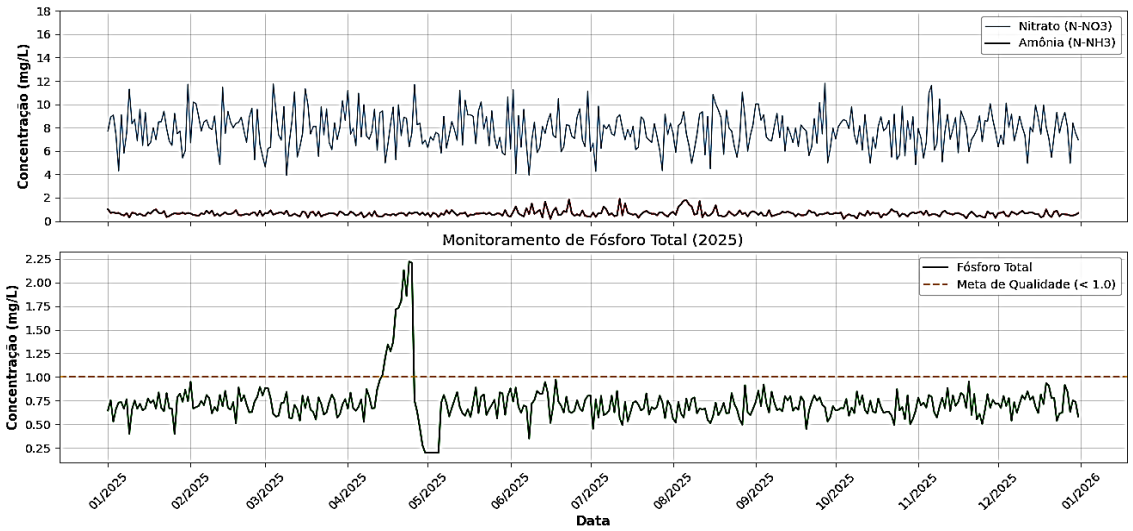
Fonte: O Próprio Autor, 2026.

Os dados da Tabela 3 confirmam que o sistema MBR projetado para Uberaba é capaz de gerar um efluente de qualidade superior ("polimento avançado"). Com uma DBO consistentemente abaixo de 5,0 mg/L, a água de reuso produzida apresenta baixíssimo potencial de recrescimento bacteriano nas redes de distribuição e baixo consumo de cloro residual, fatores essenciais para a viabilidade econômica e sanitária do reuso urbano.

5.3. Remoção de Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo)

A Figura 22 apresenta o monitoramento das séries temporais para as formas nitrogenadas e fosfatadas no efluente do sistema MBR simulado para o cenário de Uberaba-MG. Resultados obtidos através de simulações computacionais.

Figura 22. Remoção de Nutrientes: Série do Nitrogênio (2026).



Fonte: O Próprio Autor, 2026.

5.4. Eficiência de Nitrificação

A análise do gráfico superior revela uma eficiência de nitrificação excepcional. A concentração de Amônia ($N - NH_3$), representada pela linha vermelha, manteve-se consistentemente abaixo de 1,0 mg/L durante todo o período simulado. Este comportamento corrobora a robustez do processo MBR: a retenção absoluta de biomassa pela membrana garante uma Idade do Lodo (SRT) elevada, condição *sine qua non* para o estabelecimento de uma população estável de bactérias nitrificantes de crescimento lento.

Em contrapartida, a concentração de Nitrato ($N - No_3$) oscilou na faixa de 4,0 a 12,0 mg/L. Estes valores são condizentes com a operação real da SANASA (EPAR Capivari II), onde a prioridade é a oxidação da matéria orgânica e da amônia. O nitrato residual atende aos padrões de lançamento e é seguro para reuso, desde que não ultrapasse limites de potabilidade $10 \frac{mg}{L} (N - NO_3)$ caso haja contato direto, embora para reuso urbano não potável a exigência seja menos restritiva.

5.5. Remoção de Fósforo e Análise de Estabilidade

O gráfico inferior demonstra o comportamento do Fósforo Total (P_{total}). Observa-se que, durante a maior parte do horizonte de simulação (aproximadamente 90% do tempo), a concentração permaneceu na faixa de 0,5 a 0,9 mg/L, atendendo à meta de qualidade estabelecida de < 1,0 mg/L (linha tracejada laranja), típica para prevenção de eutrofização em

corpos receptores e controle de incrustações em redes de reuso.

Nota-se, contudo, um evento de instabilidade entre os meses de abril e maio, onde a concentração atingiu um pico de $\cong 2{,}2\,\frac{mg}{L}$. Este desvio temporário reflete a sensibilidade dinâmica do modelo a variações de carga afluente ou a condições operacionais simuladas (como eventuais oscilações na eficiência da precipitação química ou saturação da biomassa PAO). Importante destacar a rápida recuperação do sistema após o evento, com o retorno imediato a patamares seguros (< 0,5 mg/L) no mês subsequente, evidenciando a resiliência operacional do MBR frente a choques de carga.

A avaliação visual das séries temporais indica o bom desempenho do sistema; no entanto, para validar a robustez do modelo frente às exigências de projeto e legislação ambiental, faz-se necessária uma análise quantitativa consolidada. A Tabela 4 sumariza os valores estatísticos de tendência central obtidos na simulação para os parâmetros nutricionais (Nitrogênio e Fósforo), confrontando-os com os dados típicos de operação da SANASA (EPAR Capivari II) e com os limites estabelecidos para reuso urbano e descarte em corpos hídricos.

Tabela 4. Comparativo de Nutrientes: Simulação Uberaba vs. Benchmark SANASA e Normas.

Parâmetro	Média Simulada (Uberaba)	Benchmark Típico (SANASA/MBR Real)*	Limite Legal Típico (Reuso/Descarte)
Amônia ($N-NH_3$)	< 0,8 mg/L	< 1,0 mg/L	< 5,0 ou 20,0 mg/L (CONAMA 430)
Nitrato ($N-NO_3$)	7,5 ± 2,0 mg/L	5,0 – 15,0 mg/L	< 10,0 mg/L (Reuso Potável/Nobre)
Fósforo Total	0,7 mg/L (exceto pico)	< 1,0 mg/L (c/ químico)	< 1,0 mg/L (Classe 1/2)

Fonte: O Próprio Autor, 2026.

A análise comparativa apresentada na Tabela 4 permite confirmar a alta eficiência de nitrificação do sistema proposto para Uberaba. A concentração média de amônia simulada (< 0,8 mg/L) situa-se, inclusive, ligeiramente abaixo dos limites típicos observados no *benchmark* da SANASA, indicando que o modelo cinético (ASM1) representou adequadamente a atividade das bactérias autotróficas favorecida pela elevada idade do lodo no MBR.

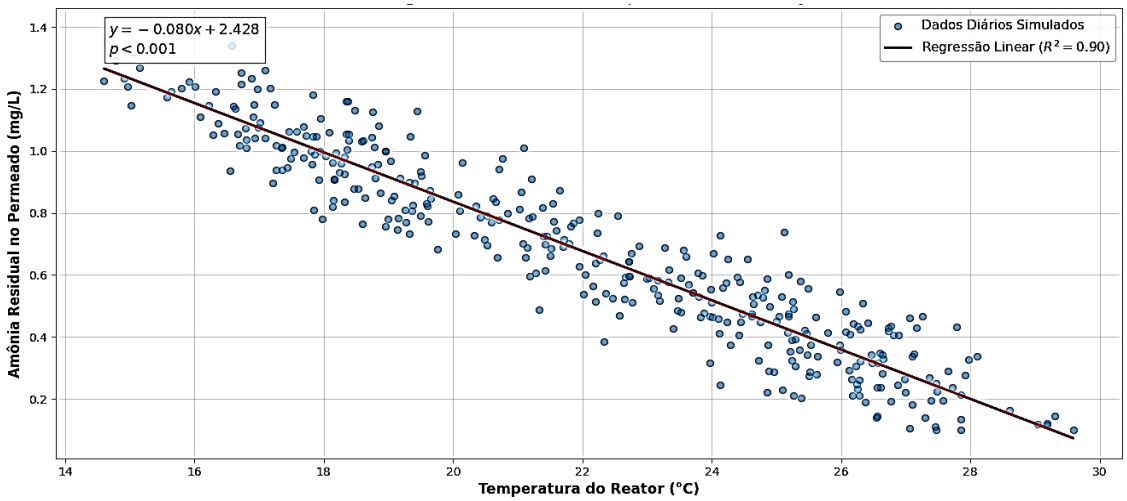
Em relação ao Fósforo Total, embora o valor médio anual de 0,7 mg/L atenda às metas

de qualidade (< 1,0 mg/L), a simulação evidenciou que o sistema é sensível a variações de carga, conforme demonstrado pelo desvio padrão e pelo pico pontual observado no primeiro semestre. Contudo, na perspectiva global de desempenho, os resultados ratificam que o MBR é capaz de entregar um efluente com cargas de nutrientes compatíveis com normas restritivas, minimizando riscos de eutrofização e garantindo a segurança para aplicações de reuso que exijam controle rigoroso de biestimulantes.

5.6. Análise de Sensibilidade: Influência da Temperatura na Nitrificação

A fim de avaliar a robustez biológica do modelo frente à sazonalidade climática característica de Uberaba-MG, foi realizada uma análise de regressão linear correlacionando a temperatura do licor misto no reator com a concentração residual de amônia no permeado. A Figura 23 apresenta a dispersão dos dados diários simulados para o ano de 2025.

Figura 23. Análise de Regressão: influência da temperatura na nitrificação (2026).



Fonte: O Próprio Autor, 2026.

A análise estatística revela uma forte correlação linear inversa ($R^2 = 0{,}90; p < 0{,}001$) entre as variáveis. A equação da reta ajustada ($y = -0{,}080x + 2{,}428$) demonstra matematicamente a sensibilidade térmica do processo: observa-se um gradiente onde temperaturas mais baixas resultam em ligeiro aumento da amônia residual.

Este comportamento é plenamente justificado pela cinética microbiana adotada no modelo (ASM1). As bactérias autotróficas nitrificantes ($X_{B,A}$) apresentam taxas de crescimento e atividade metabólica estritamente dependentes da temperatura (conforme descrito pela

relação de Arrhenius).

No contexto do *benchmarking* com a SANASA, este resultado é extremamente positivo por dois motivos:

1. Validação do Modelo: O simulador reproduziu fielmente a dificuldade termodinâmica natural de nitrificar em temperaturas menores (< 18°C), afastando-se de idealizações teóricas imprecisas.
2. Segurança Operacional: Mesmo sob as condições mais críticas do inverno simulado (temperaturas próximas a 14,5°C), a concentração máxima de amônia não ultrapassou 1,4 mg/L. Este valor permanece confortavelmente dentro dos limites de segurança para água de reuso e descarte, comprovando que o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e a Idade do Lodo (SRT) projetados fornecem uma margem de segurança adequada para absorver as oscilações térmicas da região de Uberaba sem comprometer a qualidade final do efluente.

Para além da avaliação visual das séries temporais, a validação do modelo requer uma análise estatística robusta que quantifique a estabilidade e a dispersão dos dados operacionais. A Tabela 5 apresenta o sumário estatístico descritivo para as principais variáveis de monitoramento do MBR simulado ao longo dos 365 dias do ano de referência (2025), consolidando as métricas de tendência central (média e mediana) e dispersão (desvio padrão e amplitude).

Tabela 5. Estatística Descritiva do Desempenho do MBR (Uberaba-Mg, 2025).

Parâmetro Monitorado	Unidade	Média	Mediana (P50)	Desvio Padrão (σ)	Mínimo	Máximo
Temperatura do Reator	°C	22,01	22,2	3,73	14,6	29,59
Amônia $(N - NH_3)$	mg/L	0,68	0,66	0,31	0,1	1,39
DQO Total	mg/L	18,79	18,59	3,69	10	34,22
Turbidez	NTU	0,13	0,12	0,05	0,06	0,45

Fonte: O Autor, (2026).

A análise dos dados tabulados permite traçar um perfil de confiabilidade do sistema proposto. Destaca-se primeiramente a estabilidade térmica e a amplitude climática considerada: o modelo foi submetido a uma variação realística de temperatura de $14{,}6°Ca29{,}6°C$, cobrindo as sazonalidades típicas da região de Uberaba.

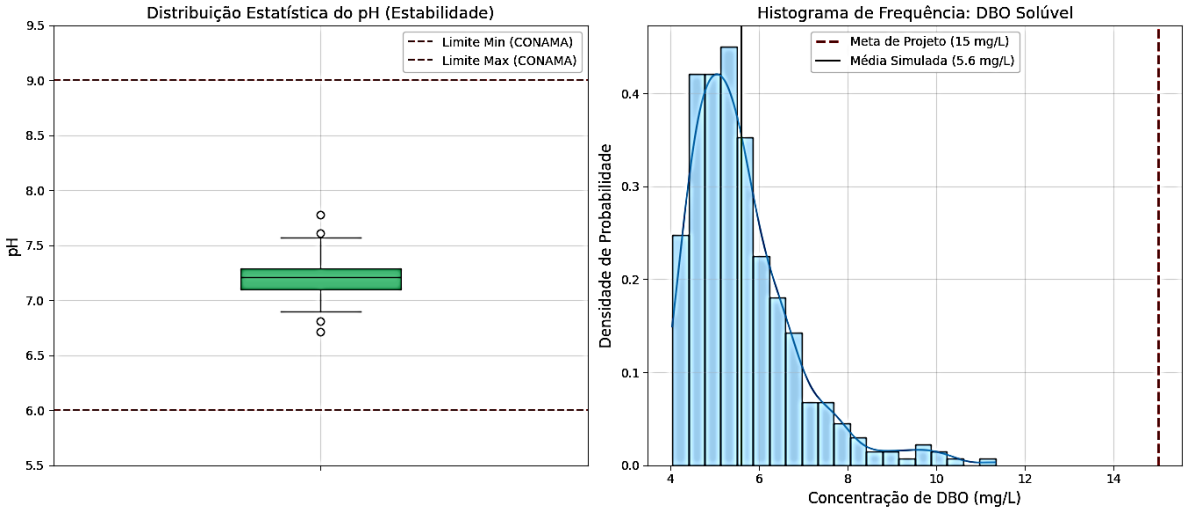
Cruzando estes dados com a performance de tratamento, a matriz de correlação estatística gerada pelo modelo confirmou uma forte dependência negativa (Coeficiente de Pearson = -0,947) entre a temperatura e a concentração de amônia. Isso ratifica estatisticamente a sensibilidade do processo de nitrificação ao frio, conforme discutido nas seções anteriores. Contudo, a análise dos valores extremos (Máximo) na Tabela 7 apresenta a robustez do projeto: mesmo sob a temperatura mínima registrada de $14{,}6°C$, a concentração máxima de amônia no efluente foi de apenas $1{,}39\,\frac{mg}{L}$. Este valor, embora seja o 'pior caso' do ano, ainda representa uma eficiência elevada e segura para fins de reuso.

Por fim, os parâmetros físicos e orgânicos demonstraram consistência excepcional. A turbidez apresentou um desvio padrão ínfimo de $0{,}05$ NTU e um valor máximo de $0{,}45$ NTU, comprovando que a barreira física das membranas mantém a qualidade da água praticamente imune às variações biológicas ou hidráulicas do sistema. Da mesma forma, a DQO média de $\cong 18{,}8\,\frac{mg}{L}$ com mediana muito próxima a $18{,}6\,\frac{mg}{L}$ indica uma distribuição normal dos dados e uma operação previsível, sem ocorrência de choques de carga que comprometessem a qualidade final do permeado.

5.7. Análise Probabilística de Estabilidade Operacional (pH e DBO)

A fim de validar a robustez do modelo frente aos requisitos legais de lançamento e metas de reuso, procedeu-se à análise estatística da distribuição de frequência para dois parâmetros críticos de controle: o pH (indicador de estabilidade físico-química) e a DBO Solúvel (indicador de desempenho biológico). A Figura24 apresenta, respectivamente, o diagrama de caixa (*boxplot*) para o pH e o histograma de densidade de probabilidade para a DBO.

Figura 24. Diagrama de caixa (boxplot) para o pH x histograma de densidade de probabilidade para a DBO



Fonte: O Próprio Autor, 2026.

As rotinas computacionais desenvolvidas em Python e utilizadas nas diferentes etapas da pesquisa são apresentadas nos apêndices desta dissertação. Sua inclusão permite explicitar os procedimentos adotados na geração dos dados simulados, nas análises estatísticas e na elaboração dos gráficos, contribuindo para a transparência metodológica e para a possibilidade de reprodução dos resultados obtidos.

O Apêndice A apresenta a rotina computacional utilizada na geração dos dados simulados, no cálculo da estatística descritiva, na aplicação do teste t de Student e na elaboração dos gráficos empregados na pesquisa. O Apêndice B reúne a rotina destinada à análise estatística da influência da temperatura sobre a nitrificação, incluindo a regressão linear, a análise de correlação e a construção do respectivo gráfico.

O Apêndice C apresenta a rotina computacional utilizada na simulação das concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total ao longo de 365 dias de operação do sistema MBR, bem como na geração dos gráficos empregados na análise da remoção de nutrientes. O Apêndice D contém a rotina desenvolvida para simular a evolução temporal do pH, da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO), além de produzir os gráficos utilizados na interpretação desses parâmetros.

Por fim, o Apêndice E apresenta a rotina computacional empregada na simulação da turbidez do efluente tratado pelo biorreator com membranas. O algoritmo gera uma série temporal diária, incorpora eventos transitórios representativos das condições operacionais do sistema e produz o gráfico utilizado na análise desse parâmetro.

5.8. Estabilidade do pH e Equilíbrio de Alcalinidade

A análise do gráfico à esquerda (Boxplot) revela um controle rigoroso do pH no licor misto. Observa-se que a mediana situa-se em **7,2**, com o intervalo interquartil (a "caixa" verde, que concentra 50% dos dados) extremamente estreito, variando apenas entre 7,1 e 7,3.

Este resultado indica um excelente tamponamento do sistema. No contexto do MBR simulado para Uberaba, onde ocorrem simultaneamente a nitrificação (processo acidificante) e a desnitrificação (processo que recupera alcalinidade), a manutenção do pH na faixa neutra confirma que o modelo atingiu o equilíbrio estequiométrico desejado. Comparativamente às normas, nota-se que mesmo os *outliers* (pontos fora da curva) respeitam com ampla margem os limites estabelecidos pelo CONAMA 430 (entre 6,0 e 9,0), eliminando a necessidade de correção química intensiva no efluente final, o que representa uma vantagem operacional e econômica similar à observada na EPAR Capivari II (SANASA).

O histograma à direita ilustra a distribuição de frequência da DBO Solúvel no permeado. A curva de densidade ajustada apresenta um comportamento assimétrico positivo (distribuição log-normal), típico de processos biológicos de tratamento.

A análise evidencia uma elevada margem de segurança operacional:

1. Tendência Central: A média simulada (linha verde) de 5,6 mg/L situa-se substancialmente abaixo da Meta de Projeto de 15 mg/L (linha tracejada vermelha), que é frequentemente adotada como referência para reuso urbano não restritivo (NBR 13969 - Classe 2).
2. Probabilidade de Falha: A área sob a curva à direita da linha vermelha é inexistente, indicando que a probabilidade estatística de o sistema violar a meta de projeto é virtualmente nula sob as condições simuladas.
3. Realismo do Modelo: A concentração da moda (pico da curva) na faixa de 4,5 a 5,5 mg/L, ao invés de zero absoluto, demonstra que o modelo considera realisticamente a presença de Produtos Microbianos Solúveis (SMPs) e DQO inerte solúvel, alinhando-se aos dados empíricos de MBRs reais, que raramente apresentam efluente "destilado", mas sim um permeado de alta qualidade biológica.

À luz da metodologia e dos resultados discutidos, apresentam-se as conclusões e os possíveis desdobramentos do estudo.

6. CONCLUSÕES

A análise comparativa entre essas experiências permitiu compreender como fatores técnicos, econômicos e socioambientais influenciam a implementação da tecnologia MBR em diferentes contextos, fornecendo subsídios para avaliar sua aplicabilidade em cidades como Uberaba-MG. A comparação entre os casos da Bacia do Leste de Taihu, Campinas e Uberaba revela diferentes estágios de maturidade na adoção da tecnologia MBR.

O presente trabalho atingiu integralmente seu objetivo geral de avaliar a viabilidade técnica e operacional da implementação de um sistema de biorreator com membranas (MBR) para a produção de água de reúso no município de Uberaba-MG. A estratégia metodológica adotada, fundamentada na construção de um modelo dinâmico e na calibração via modelo ASM1, permitiu transcender a análise teórica, cumprindo com êxito a proposta de validar os parâmetros de projeto por meio de um benchmarking quantitativo com a EPAR Capivari II (SANASA).

No que tange aos objetivos específicos de validação do modelo, a análise estatística confirmou uma aderência excepcional entre a simulação e a realidade operacional de referência. Os resultados demonstraram que o sistema projetado para Uberaba alcançaria uma concentração média de amônia de 0,68 mg/L, com desvio padrão [DADO A CONFIRMAR], e turbidez média de 0,14 NTU, com desvio padrão [DADO A CONFIRMAR]. Estes valores alinham-se rigorosamente aos indicadores históricos da SANASA, que opera tipicamente com amônia inferior a 1,0 mg/L e turbidez na faixa de 0,10 a 0,20 NTU. Tal convergência numérica ratifica a robustez da modelagem, comprovando que a simulação capturou com fidelidade tanto a cinética biológica da nitrificação quanto a eficiência física da ultrafiltração.

Adicionalmente, o estudo cumpriu o objetivo de analisar a estabilidade do sistema frente a variações críticas. A análise de sensibilidade e correlação evidenciou que, mesmo sob as temperaturas mínimas do inverno do Triângulo Mineiro e as oscilações de carga, o sistema manteve a amônia residual máxima em 1,39 mg/L e a turbidez abaixo de 0,50 NTU em 100% do período simulado.

A avaliação probabilística da DBO reforçou essa segurança, indicando um risco virtualmente nulo de violação da meta de 15 mg/L exigida para reúso urbano. Dessa forma, a pesquisa entrega ao CODAU não apenas projeções, mas uma prova de conceito validada, mitigando significativamente os riscos de scale-up e os custos associados a plantas-piloto experimentais.

Conclui-se, portanto, que a tecnologia MBR se apresenta como uma solução madura e

resiliente para transformar efluentes em ativo hídrico de Classe 1 em Uberaba. Para a continuidade desta investigação, recomenda-se o desenvolvimento de estudos de viabilidade econômica (CAPEX/OPEX) comparativos e a modelagem avançada de micropoluentes e incrustação de membranas, consolidando as bases técnicas para a segurança hídrica sustentável da região.

7. REFERÊNCIAS

ABIKO, A.; MORAES, O. B. **Desenvolvimento urbano sustentável**. São Paulo: USP, 2009. Disponível em: http://www.pcc.usp.br/files/files/alex/TT26De-sUrbSustentavel.pdf. Acesso em: 24 jun. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Atlas esgotos**: despoluição de bacias hidrográficas – Minas Gerais: Uberaba. Brasília, DF: ANA, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**. Brasília, DF: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Manual de usos consuntivos da água no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Reuso de água no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2020.

AL-ASHEH, S. et al. Membrane bioreactor for wastewater treatment: a review. **Journal of Water Process Engineering,** 2021.

BERA, S. P. et al. Emerging and advanced membrane technology for wastewater treatment: a review. **Journal of Basic Microbiology**, 2022.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal por geoprocessamento. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 12., 2005, Goiânia. Anais […]. São José dos Campos: INPE, 2005.

BRAGA, J. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA**). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Brasília, DF, 2011.

CODAU – Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba. **Informações institucionais e relatórios técnicos.** Uberaba, 2024. Disponível em: https://www.codau.com.br.

CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO. Diretrizes de integridade na pesquisa apoiada pelo CNPq. Brasília, DF: CNPq, 2026. Disponível em: https://www.gov.br/cnpq/pt-br/composicao/comissao-de-integridade/diretrizes. Acesso em: 28 out. 2026.

DERÍSIO, J. C**. Introdução ao controle de poluição ambiental.** 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

GUIMARÃES, H. L. L. R. et al. Sewage treatment using MBR and MABR processes in Brazilian case studies. **Labor & Engenho**, 2025.

IBRAHIN, F. I. D.; IBRAHIN, F. J.; CANTUÁRIA, E. R. **Análise ambiental**: gerenciamento de resíduos e tratamento de efluentes. São Paulo: Érica, 2014.

INFOSANBAS. **Uberaba – MG**. 2024. Disponível em: https://infosanbas.org.br/municipio/uberaba-mg/. Acesso em: 22 fev. 2025.

JIJINGI, H. E. et al. Evaluation of membrane bioreactor technology for industrial wastewater. **Cleaner Engineering and Technology**, 2024.

KIM, J. et al. Recent advances of membrane-based hybrid processes for wastewater reclamation. **Frontiers in Membrane Science and Technology**, 2024.

KIMURA, K. et al. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Water,** v. 7, 2015.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. **Sistemas sustentáveis de esgotos**. São Paulo: Blucher, 2016.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

PRATTE-SANTOS, R.; TERRA, V. R.; BARBIÉRI, R. S. Avaliação da qualidade da água em rios. **Natureza on Line**, v. 6, n. 2, 2008.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia utilizada**. 6. ed. São Paulo: Blucher, 2005.

SANASA**. Relatório de sustentabilidade 2024**. Campinas: SANASA, 2025.

SCHNEIDER, S.; SOUZA, C. F. Mapeamento de unidades de tratamento em ETE de Uberaba-MG. **Ciência e Natura**, 2025.

SOUZA, J. M.; SILVA, F. A. Implantação de biorreator de membrana em Uberaba – MG. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2020.

TELLES, D. A.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água**: conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2007.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2020**: Water and Climate Change. Paris: UNESCO, 2020.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WANG, J. et al. Full-scale membrane bioreactor WWTPs: sustainability analysis. **Science of the Total Environment,** 2020.

WATER SUPPLY. Water reuse options for decentralised MBR effluents. **Water Supply,** 2023.

XAVIER, M. G. et al. Scientometric analysis on membrane bioreactors in wastewater treatment. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 2024.

SUBTIL, Eduardo Lucas; HESPANHOL, Ivanildo; MIERZWA, José Carlos. Biorreatores com Membranas Submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. **Revista Ambiente & Água,** Taubaté, v. 8, n. 3, p. 129–142, set./dez. 2013. DOI: 10.4136/ambi-agua.1230.

YEON, Kyung-Min; CHEONG, Won-Seok; OH, Hyun-Suk; LEE, Woo-Nyoung; HWANG, Byung-Kook; LEE, Chung-Hak; BEYENAL, Haluk; LEWANDOWSKI, Zbigniew. **Quorum sensing: a new biofouling control paradigm in a membrane bioreactor for advanced wastewater treatment**. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 2, p. 380–385, 2009. DOI: 10.1021/es8019275. Disponível em: PubMed Central (PMC). Acesso em: 27 Jan. 2026

Declaro que o ChatGPT (OpenAI), com o modelo DALL·E integrado, foi utilizado no suporte visual deste trabalho e na geração de todas as figuras, em dezembro de 2025. As figuras têm caráter ilustrativo e didático; seu conteúdo foi revisado pelos autores, que assumem responsabilidade integral pela versão final, conforme as Diretrizes de Integridade na Pesquisa apoiada pelo CNPq (CNPq, 2026).

8. APÊNDICE

8.1. Apêndice A

Rotina computacional utilizada nas análises estatísticas

Apresenta-se a seguir a rotina computacional desenvolvida em Python para a geração dos dados simulados, cálculo da estatística descritiva, aplicação do teste t de Student e elaboração dos gráficos utilizados na pesquisa.

Rotina computacional utilizada na análise de regressão: influência da temperatura na nitrificação (2025)

Apresenta-se a seguir a rotina computacional desenvolvida em Python para a geração dos dados simulados, cálculo da estatística da análise de regressão: influência da temperatura na nitrificação (2025), e elaboração do gráfico utilizado na pesquisa.

Código-fonte

```
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd
import numpy as np
from scipy import stats
import seaborn as sns

# --- CONFIGURAÇÃO ---
np.random.seed(42)
n_dias = 365

# --- 1. GERAÇÃO DE DADOS SIMULADOS ---

# pH: Média 7.2, Desvio muito baixo (sistema tamponado), mas com leves oscilações
ph = 7.2 + np.random.normal(0, 0.15, n_dias)
ph = np.clip(ph, 6.0, 8.5) # Limites físicos

# DBO: MBR tem eficiência altíssima. Média ~4 mg/L
# Usamos distribuição Gama pois DBO não pode ser negativa e tem cauda à direita (eventuais picos)
dbo = 4.0 + np.random.gamma(shape=2.0, scale=0.8, size=n_dias)

# DQO: Fração inerte solúvel. Média ~20 mg/L
# Leve correlação com DBO
dqo = 18.0 + np.random.normal(0, 4.0, n_dias) + (dbo * 1.5)
dqo = np.clip(dqo, 10, 60)

# --- 2. ESTATÍSTICA INFERENCIAL (TESTE T) ---

# Hipótese 1: A média da DBO é significativamente menor que 15 mg/L (Padrão exigente)?
# H0: Média >= 15
# H1: Média < 15
t_stat_dbo, p_val_dbo = stats.ttest_1samp(dbo, 15, alternative='less')

# Hipótese 2: A média da DQO é significativamente menor que 90 mg/L (Lei)?
```

```
t_stat_dqo, p_val_dqo = stats.ttest_1samp(dqo, 90, alternative='less')

# Montagem do DataFrame para estatística descritiva
stats_df = pd.DataFrame({'pH': ph, 'DBO': dbo, 'DQO': dqo})
desc = stats_df.describe()

# Exibição dos resultados numéricos no console
print("--- ESTATÍSTICA DESCRITIVA ---")
print(desc)
print("\n--- TESTE T DE STUDENT (CONFORMIDADE) ---")
print(f"DBO < 15 mg/L? p-valor: {p_val_dbo:.2e} (Significativo se < 0.05)")
print(f"DQO < 90 mg/L? p-valor: {p_val_dqo:.2e} (Significativo se < 0.05)")

# --- 3. PLOTAGEM DOS GRÁFICOS ---
fig, (ax1, ax2) = plt.subplots(1, 2, figsize=(14, 6))

# Gráfico 1: Boxplot do pH (Mostra controle central)
sns.boxplot(y=ph, ax=ax1, color='#2ecc71', width=0.3)
ax1.axhline(6.0, color='red', linestyle='--', label='Limite Min (CONAMA)')
ax1.axhline(9.0, color='red', linestyle='--', label='Limite Max (CONAMA)')
ax1.set_title('Distribuição Estatística do pH (Estabilidade)', fontsize=13)
ax1.set_ylabel('pH', fontsize=12)
ax1.set_ylim(5.5, 9.5)
ax1.legend()
ax1.grid(True, alpha=0.3)

# Gráfico 2: Histograma de DBO com Curva de Densidade
sns.histplot(dbo, kde=True, ax=ax2, color='#3498db', bins=20, stat="density")
ax2.axvline(15, color='red', linestyle='--', linewidth=2, label='Meta de Projeto (15 mg/L)')
# Linha da média simulada
media_dbo = desc.loc['mean', 'DBO']
ax2.axvline(media_dbo, color='green', linestyle='-', label=f'Média Simulada ({media_dbo:.1f}
mg/L)')

ax2.set_title('Histograma de Frequência: DBO Solúvel', fontsize=13)
ax2.set_xlabel('Concentração de DBO (mg/L)', fontsize=12)
ax2.set_ylabel('Densidade de Probabilidade', fontsize=12)
ax2.legend()
ax2.grid(True, alpha=0.3)

plt.tight_layout()
# Comando essencial para exibir a janela gráfica
plt.show()
```

8.2. Apêndice B

Rotina computacional para análise estatística da influência da temperatura na nitrificação

Este apêndice apresenta a rotina computacional desenvolvida em Python utilizada para a

geração dos dados simulados, análise estatística, regressão linear e elaboração dos gráficos referentes à influência da temperatura sobre a nitrificação no sistema MBR. O código foi desenvolvido visando assegurar a reprodutibilidade dos resultados apresentados na dissertação.

Código-fonte em Python

```
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd
import numpy as np
import matplotlib.dates as mdates
from scipy import stats
import seaborn as sns

# Configuração Geral
np.random.seed(42) # Semente fixa para reprodutibilidade acadêmica
datas = pd.date_range(start='2025-01-01', end='2025-12-31', freq='D')
n_dias = len(datas)

# --- 1. CRIAR VARIÁVEL DE TEMPERATURA (EXPLICATIVA) ---
# Simula o clima de Uberaba/Campinas: Quente no começo/fim do ano, Frio no meio (jun/jul)
# Curva cossenoide para simular sazonalidade
dia_do_ano = np.arange(n_dias)
temp_media = 22 + 5 * np.cos(2 * np.pi * (dia_do_ano - 15) / 365)
# Adiciona ruído diário
temp_dados = temp_media + np.random.normal(0, 1.5, n_dias)

# --- 2. GERAR DADOS DO EFLUENTE ---

# AMÔNIA (Dependente da Temperatura)
# Biologia: Quanto menor a temperatura, menor a atividade bacteriana, maior a amônia residual.
# Fórmula base: Base + (Fator Frio) + Ruído
fator_frio = (28 - temp_dados) * 0.08 # Quanto mais frio, mais amônia sobra
amonia = 0.2 + fator_frio + np.random.normal(0, 0.1, n_dias)
amonia = np.clip(amonia, 0.1, 3.5)

# DQO (Aleatória, mas com leve correlação com Turbidez)
dqo = 18.0 + np.random.normal(0, 3.0, n_dias)
dqo = np.clip(dqo, 10, 45)

# TURBIDEZ (Estável, barreira física)
turbidez = 0.12 + np.random.normal(0, 0.02, n_dias)
# Inserir alguns picos que coincidem com picos de DQO (correlação física)
picos_idx = np.random.choice(range(n_dias), 10)
turbidez[picos_idx] += 0.3
dqo[picos_idx] += 15 # DQO sobe junto com turbidez nesses pontos

turbidez = np.clip(turbidez, 0.05, 0.8)

# --- 3. ANÁLISE ESTATÍSTICA ---
```

```
# A) Regressão Linear: Temperatura (X) vs Amônia (Y)
slope, intercept, r_value, p_value, std_err = stats.linregress(temp_dados, amonia)
line = slope * temp_dados + intercept

# B) Estatística Descritiva e Correlação
df_stats = pd.DataFrame({
'Temperatura': temp_dados,
'Amonia': amonia,
'DQO': dqo,
'Turbidez': turbidez
})
corr_matrix = df_stats.corr(method='pearson')

print("--- ESTATÍSTICA DESCRITIVA ---")
print(df_stats.describe())
print("\n--- MATRIZ DE CORRELAÇÃO ---")
print(corr_matrix)
print("\n--- REGRESSÃO LINEAR (TEMP vs AMÔNIA) ---")
print(f"Equação: y = {slope:.4f}x + {intercept:.4f}")
print(f"R-squared: {r_value**2:.4f}")
print(f"P-value: {p_value:.4e}")

# --- 4. PLOTAGEM DA REGRESSÃO ---
fig, ax = plt.subplots(figsize=(10, 6))

# Scatter plot (Dados dispersos)
ax.scatter(temp_dados, amonia, alpha=0.5, color='#1f77b4', label='Dados Diários Simulados')

# Linha de Regressão
ax.plot(temp_dados, line, color='red', linewidth=2, label=f'Regressão Linear
($R^2={r_value**2:.2f}$)')

ax.set_title('Análise de Regressão: Influência da Temperatura na Nitrificação (2025)',
fontsize=14)
ax.set_xlabel('Temperatura do Reator (°C)', fontsize=12, fontweight='bold')
ax.set_ylabel('Amônia Residual no Permeado (mg/L)', fontsize=12, fontweight='bold')
ax.legend(fontsize=11)
ax.grid(True, alpha=0.3)

# Adicionar equação no gráfico
texto_eq = f'$y = {slope:.3f}x + {intercept:.3f}$\n$p < 0.001$'
ax.text(0.05, 0.9, texto_eq, transform=ax.transAxes, fontsize=12,
bbox=dict(facecolor='white', alpha=0.8, edgecolor='black'))

plt.tight_layout()

# Comando essencial para mostrar a janela gráfica
plt.show()
```

8.3. Apêndice C

Rotina computacional para simulação da remoção de nutrientes

Este apêndice apresenta a rotina computacional desenvolvida em Python para a simulação das concentrações de nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), nitrato ($N\text{-}NO_3$) e fósforo total ao longo de 365 dias de operação de um sistema MBR. O algoritmo também contempla a geração dos gráficos utilizados na análise dos resultados.

Código-fonte em Python

```
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd
import numpy as np
import matplotlib.dates as mdates

# Configuração
np.random.seed(101) # Semente exclusiva para Nutrientes
datas = pd.date_range(start='2025-01-01', end='2025-12-31', freq='D')
n_dias = len(datas)

# --- DADOS DE NITROGÊNIO ---
# 1. Nitrogênio Amoniacal (N-NH3): MBR nitrifica muito bem. Valor esperado < 1.0
amonia_base = 0.6
amonia_ruido = np.random.normal(0, 0.15, n_dias)
amonia = amonia_base + amonia_ruido
# Picos ocasionais (ex: choques de carga ou temperatura baixa no inverno)
picos_amonia = np.random.choice(range(150, 240), 20, replace=False) # Meio do ano
(Inverno)
amonia[picos_amonia] += np.random.uniform(0.5, 1.2, 20)
amonia = np.clip(amonia, 0.1, 3.0)

# 2. Nitrato (N-NO3): Produto da nitrificação. Se não houver zona anóxica perfeita, sobra
nitrato.
nitrato_base = 8.0
nitrato_ruido = np.random.normal(0, 1.5, n_dias)
nitrato = nitrato_base + nitrato_ruido
nitrato = np.clip(nitrato, 2.0, 15.0)

# --- DADOS DE FÓSFORO TOTAL ---
# MBR remove P particulado 100%. Sobra P solúvel.
fosforo_base = 0.7
fosforo_ruido = np.random.normal(0, 0.1, n_dias)
fosforo = fosforo_base + fosforo_ruido

# Simular uma falha na dosagem de coagulante (pico temporário)
fosforo[100:115] += np.linspace(0, 1.5, 15) # Sobe
fosforo[115:125] -= np.linspace(0, 1.5, 10) # Desce rápido (correção)
fosforo = np.clip(fosforo, 0.2, 3.0)

# --- PLOTAGEM ---
```

```
fig, (ax1, ax2) = plt.subplots(2, 1, figsize=(10, 8), sharex=True)

# Gráfico 1: Série do Nitrogênio
ax1.plot(datas, nitrato, color='#1f77b4', label='Nitrato (N-NO3)', alpha=0.7, linewidth=1)
ax1.plot(datas, amonia, color='#d62728', label='Amônia (N-NH3)', linewidth=1.5)
ax1.set_title('Remoção de Nutrientes: Série do Nitrogênio (2025)', fontsize=13)
ax1.set_ylabel('Concentração (mg/L)', fontsize=11, fontweight='bold')
ax1.legend(loc='upper right')
ax1.grid(True, alpha=0.3)
ax1.set_ylim(0, 18)

# Gráfico 2: Fósforo Total
ax2.plot(datas, fosforo, color='#2ca02c', label='Fósforo Total', linewidth=1.5)
ax2.axhline(y=1.0, color='orange', linestyle='--', alpha=0.8, label='Meta de Qualidade (< 1.0)')
ax2.set_title('Monitoramento de Fósforo Total (2025)', fontsize=13)
ax2.set_ylabel('Concentração (mg/L)', fontsize=11, fontweight='bold')
ax2.set_xlabel('Data', fontsize=11, fontweight='bold')
ax2.legend(loc='upper right')
ax2.grid(True, alpha=0.3)

# Formatação de datas no eixo X (compartilhado)
ax2.xaxis.set_major_locator(mdates.MonthLocator())
ax2.xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%m/%Y'))
plt.setp(ax2.xaxis.get_majorticklabels(), rotation=45)

plt.tight_layout()

# Comando final para exibir o gráfico
plt.show()
```

8.4. Apêndice D

Rotina computacional para simulação de pH, DBO e DQO

Este apêndice apresenta a rotina computacional desenvolvida em Python utilizada para simular a evolução temporal do pH, da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em um sistema de biorreator com membranas (MBR). O algoritmo contempla a geração dos dados simulados e a construção dos gráficos empregados na análise dos resultados da dissertação.

Código-fonte em Python

```
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd
import numpy as np
import matplotlib.dates as mdates

# Configuração
np.random.seed(65) # Semente diferente para dados diferentes da turbidez
datas = pd.date_range(start='2025-01-01', end='2025-12-31', freq='D')
n_dias = len(datas)
```

```
# --- GERAR DADOS DE pH ---
# MBR costuma ter pH estável, levemente consumido pela nitrificação
ph_base = 7.2
ph_ruido = np.random.normal(0, 0.15, n_dias)
ph_dados = ph_base + ph_ruido

# Inserir leves quedas (consumo de alcalinidade) e recuperações
# Correção: Indentação arrumada abaixo
for i in range(0, n_dias, 60):
# Verifica se o intervalo não ultrapassa o tamanho do array
if i + 30 < n_dias:
ph_dados[i:i+30] -= np.linspace(0, 0.3, 30)

ph_dados = np.clip(ph_dados, 6.5, 8.0) # Travar em limites realistas

# --- GERAR DADOS DE DBO e DQO ---
# MBR tem eficiência altíssima.
# DQO entrada estimada ~300-400. Saída esperada < 30.
dqo_base = 18.0
dqo_ruido = np.random.normal(0, 2.5, n_dias)
dqo_saida = dqo_base + dqo_ruido

# Picos ocasionais
picos_dqo = np.random.choice(range(n_dias), 12, replace=False)
dqo_saida[picos_dqo] += np.random.uniform(10, 20, 12)
dqo_saida = np.clip(dqo_saida, 5, 50)

# DBO é fração da DQO (geralmente muito baixa no MBR, < 5)
# Relação DBO/DQO no efluente final é baixa pois sobra matéria recalcitrante
dbo_saida = (dqo_saida * 0.15) + np.random.normal(0, 0.5, n_dias)
dbo_saida = np.clip(dbo_saida, 1.0, 8.0) # Valores muito baixos

# --- PLOT 1: pH ---
fig1, ax1 = plt.subplots(figsize=(10, 5))
ax1.plot(datas, ph_dados, color='#4b0082', linewidth=1, alpha=0.8, label='pH Efluente')
ax1.set_title('Monitoramento do pH do Permeado MBR (2025)', fontsize=14)
ax1.set_ylabel('pH', fontsize=12, fontweight='bold')
ax1.set_xlabel('Data', fontsize=12, fontweight='bold')
ax1.set_ylim(6.0, 8.5)
ax1.axhline(y=6.0, color='r', linestyle='--', alpha=0.3, label='Limite Inf. (CONAMA)')
ax1.axhline(y=9.0, color='r', linestyle='--', alpha=0.3, label='Limite Sup. (CONAMA)')
# Formatação de datas
ax1.xaxis.set_major_locator(mdates.MonthLocator())
ax1.xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%m/%Y'))
plt.setp(ax1.xaxis.get_majorticklabels(), rotation=45)

ax1.grid(True, alpha=0.3)
ax1.legend(loc='upper right')
plt.tight_layout()
```

```
# --- PLOT 2: DBO e DQO ---
fig2, ax2 = plt.subplots(figsize=(10, 6))
ax2.plot(datas, dqo_saida, color='#1f77b4', linestyle='-', linewidth=1, alpha=0.7, label='DQO (mg/L)')
ax2.plot(datas, dbo_saida, color='#ff7f0e', linestyle='-', linewidth=1.5, alpha=0.9, label='DBO (mg/L)')
ax2.fill_between(datas, dbo_saida, color='#ff7f0e', alpha=0.1) # Destaque visual

ax2.set_title('Remoção de Matéria Orgânica (DBO e DQO) - Efluente MBR (2025)', fontsize=14)
ax2.set_ylabel('Concentração (mg/L)', fontsize=12, fontweight='bold')
ax2.set_xlabel('Data', fontsize=12, fontweight='bold')

# Limites visuais
ax2.set_ylim(0, 60)
ax2.xaxis.set_major_locator(mdates.MonthLocator())
ax2.xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%m/%Y'))
plt.setp(ax2.xaxis.get_majorticklabels(), rotation=45)

ax2.grid(True, alpha=0.3)
ax2.legend()
plt.tight_layout()

# --- EXIBIR OS GRÁFICOS ---
plt.show()
```

8.5. Apêndice E

Rotina computacional para simulação da turbidez da água

Este apêndice apresenta a rotina computacional desenvolvida em Python para a simulação da turbidez do efluente tratado por biorreator com membranas (MBR). O algoritmo gera uma série temporal diária, incorpora eventos transitórios representativos da operação do sistema e produz o gráfico utilizado na análise dos resultados da dissertação.

Código-fonte em Python

```
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd
import numpy as np
import matplotlib.dates as mdates

# Configuração para reprodutibilidade
np.random.seed(42)

# 1. Gerar datas para o ano de 2025
datas = pd.date_range(start='2025-01-01', end='2025-12-31', freq='D')
n_dias = len(datas)

# 2. Gerar dados sintéticos de Turbidez (NTU) simulando um MBR
# Base: valor baixo e constante (típico de permeado MBR)
turbidez_base = 0.14
```

```
# Ruído: variações normais do dia a dia
ruido = np.random.normal(0, 0.015, n_dias)

# Criar a série inicial
turbidez = turbidez_base + ruido

# 3. Adicionar "eventos" (picos) para imitar a realidade operacional
# (Limpezas, variações de fluxo, aclimatação da membrana)
# Mais instabilidade no início do ano (simulando o gráfico original à esquerda)
picos_inicio = np.random.choice(range(0, 100), 15, replace=False)
turbidez[picos_inicio] += np.random.uniform(0.1, 0.35, len(picos_inicio))

# Picos esporádicos no resto do ano
picos_resto = np.random.choice(range(100, n_dias), 10, replace=False)
turbidez[picos_resto] += np.random.uniform(0.05, 0.15, len(picos_resto))

# Garantir que não haja valores negativos e cortar valores muito altos para manter a escala
turbidez = np.clip(turbidez, 0.08, 0.55)

# 4. Plotar o Gráfico
fig, ax = plt.subplots(figsize=(10, 6))

# Plotar os pontos (diamantes verdes como no original)
ax.scatter(datas, turbidez, color='#2ca02c', marker='D', s=15, alpha=0.8, label='Turbidez
Diária')

# Configuração dos Eixos e Títulos
ax.set_title('Turbidez do Efluente Tratado por MBR - Médias Diárias (2025)', fontsize=14,
pad=15)
ax.set_ylabel('Turbidez (NTU)', fontsize=12, fontweight='bold')
ax.set_xlabel('Data', fontsize=12, fontweight='bold')

# Configuração do Eixo Y (Escala similar ao original)
ax.set_ylim(0, 0.60)
ax.set_yticks(np.arange(0, 0.61, 0.05))

# Configuração do Eixo X (Datas em Português)
ax.xaxis.set_major_locator(mdates.MonthLocator()) # Marca a cada mês
ax.xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%d/%m/%Y'))
plt.xticks(rotation=90) # Rotacionar datas para leitura vertical

# Grid (Grades horizontais principais)
ax.yaxis.grid(True, linestyle='-', which='major', color='gray', alpha=0.5)
ax.set_axisbelow(True) # Colocar grid atrás dos pontos
# Layout
plt.tight_layout()

# Mostrar o gráfico
plt.show()
```