

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Coeficientes cinéticos de decaimento de microrganismos patogênicos e indicadores em sistemas alagados construídos: revisão sistemática e modelagem hidráulica

Guilherme Kurtemback Almeida
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

GUILHERME KURTEMBACK ALMEIDA

Coeficientes cinéticos de decaimento de microrganismos patogênicos e indicadores em sistemas alagados construídos: revisão sistemática e modelagem hidráulica

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Andre Pereira Rosa

Coorientadores: Edgard H. Oliveira Dias
Alisson Carraro Borges

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

A447c
2026 Almeida, Guilherme Kurtemback, 1997-
Coeficientes cinéticos de decaimento de microrganismos
patogênicos e indicadores em sistemas alagados construídos:
revisão sistemática e modelagem hidráulica / Guilherme
Kurtemback Almeida. – Viçosa, MG, 2026.

1 dissertação eletrônica (118 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: André Pereira Rosa.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Agrícola, 2026.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.396>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.
2. Saneamento. 3. Cinética química. 4. *Escherichia coli*.
5. Água - Reuso. 6. Solução (Química). I. Rosa, André Pereira,
1983-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 628.3

GUILHERME KURTEMBACK ALMEIDA

Coeficientes cinéticos de decaimento de microrganismos patogênicos e indicadores em sistemas alagados construídos: revisão sistemática e modelagem hidráulica

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 27 de fevereiro de 2026.

Assentimento:

Guilherme Kurtemback Almeida
Autor

Andre Pereira Rosa
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pelo autor em 01/07/2026 às 14:12:24 e pelo orientador em 01/07/2026 às 16:51:00. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **XGBP.VTSY.01YR** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por ser a base de tudo e por me dar força, saúde e persistência para vencer os desafios desta caminhada.

Ao meu orientador, André Pereira Rosa, agradeço pela confiança e pela paciência. A sua experiência e seus conselhos foram essenciais para a minha formação e para a realização deste trabalho. Agradeço também aos meus coorientadores, Alisson Carraro Borges e Edgard Henrique Oliveira Dias, pela parceria, pelo conhecimento compartilhado e por estarem sempre disponíveis para me ajudar em cada etapa da pesquisa.

À minha família, que é o meu porto seguro, agradeço pelo amor e pelo apoio de sempre, mesmo nos momentos em que precisei estar ausente. Vocês acreditaram em mim e são a razão de cada conquista minha.

Aos colegas e amigos do LQA, agradeço pela convivência diária no laboratório. As conversas e a ajuda de cada um transformaram o trabalho em um lugar de muito aprendizado e amizade.

Agradeço aos professores da banca examinadora por aceitarem o convite e pelo tempo dedicado a ler e sugerir melhorias para este trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA), deixo o meu agradecimento pela oportunidade e pela estrutura oferecida. Agradeço também à CAPES pela bolsa de estudos, que permitiu que eu me dedicasse totalmente a esta pesquisa.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Aos meus professores da graduação e da pós-graduação, obrigado por ensinarem tanto e por me ajudarem a chegar até aqui. Por fim, agradeço aos meus amigos pelo incentivo e por estarem ao meu lado, tornando tudo mais leve.

"O que vemos altera o que sabemos. O que sabemos altera o que vemos."

Jean Piaget

RESUMO

ALMEIDA, Guilherme Kurtemback, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2026. **Coeficientes cinéticos de decaimento de microrganismos patogênicos e indicadores em sistemas alagados construídos: revisão sistemática e modelagem hidráulica.** Orientador: Andre Pereira Rosa. Coorientadores: Edgard Henrique Oliveira Dias e Alisson Carraro Borges.

O déficit em saneamento no Brasil é um desafio presente em todo o território nacional, não se limitando ao contexto rural. Nessas áreas, contudo, a carência é mais acentuada, com apenas 20,6% da população atendida por sistemas adequados de esgotamento sanitário, o que reforça a necessidade de soluções adaptadas a essas localidades. Diante desse cenário, os Sistemas Alagados Construídos (SAC), especialmente os de escoamento subsuperficial horizontal (SAC-ESSH), emergem como uma tecnologia descentralizada sustentável e robusta para o tratamento de esgotos e produção de água para reúso agrícola. O objetivo central desta pesquisa foi consolidar dados cinéticos globais para obter coeficientes de decaimento microbiano (k_b) robustos e generalizáveis para diferentes indicadores e patógenos: coliformes totais, *Escherichia coli*, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* e colifagos somáticos.

A metodologia fundamentou-se nas diretrizes do protocolo PRISMA, consistindo em uma revisão sistemática da literatura abrangendo o período de 2000 a 2025. A busca inicial resultou em 2.428 documentos, dos quais 98 artigos científicos foram selecionados por apresentarem dados operacionais e cinéticos completos, totalizando um banco de dados com 1.025 observações. O tratamento de dados incluiu a limpeza (data cleaning), remoção de valores atípicos (outliers) via método do Intervalo Interquartil (IIQ) e o cálculo de coeficientes k_b sob dois modelos hidráulicos idealizados: Mistura Completa (MC) e Escoamento em Pistão (EP). Os resultados demonstraram que a escolha do modelo hidráulico é uma variável crítica. No regime de mistura completa, identificou-se o "efeito K", onde sistemas com baixos tempos de retenção hidráulica (TRH) apresentam coeficientes artificialmente elevados devido à diluição matemática inerente ao modelo. Para protozoários como *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.*, o modelo MC apresentou medianas elevadas (11,00 e 11,79 d⁻¹, respectivamente) e instáveis. Em contrapartida, o modelo de escoamento em pistão (EP) promoveu uma convergência paramétrica notável, com medianas situadas em uma faixa previsível (0,35 a 0,89 d⁻¹), revelando-se a ferramenta mais robusta para o dimensionamento sanitário.

Observou-se que a remoção bacteriana não é governada primordialmente

pelo TRH, mas sim pela magnitude da carga afluente, com correlações lineares robustas ($R^2 > 0,87$). Já a remoção de protozoários mostrou-se mais dependente de mecanismos físicos (filtração e sedimentação), sendo a Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) um parâmetro de projeto mais estável para descrever sua remoção. Adicionalmente, quantificou-se o "efeito de escala", indicando que sistemas em escala plena operam com coeficientes k_b aproximadamente 40% menores do que unidades piloto, exigindo margens de segurança rigorosas em projetos reais. Conclui-se que o modelo de EP descreve com maior fidelidade os processos de remoção intrínsecos ao sistema. As equações e coeficientes estabelecidos fornecem subsídios técnicos indispensáveis para a Engenharia Agrícola, permitindo o dimensionamento seguro de SAC-ESSH voltados à produção de água que atenda aos padrões de segurança microbiológica para a irrigação.

Palavras-chave: saneamento descentralizado; cinética de remoção; *Escherichia coli*; reúso agrícola; soluções baseadas na natureza; wetlands construídas

ABSTRACT

ALMEIDA, Guilherme Kurtemback, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2026. **Kinetic decay coefficients of pathogenic and indicator microorganisms in constructed wetlands: a systematic review and hydraulic modeling.** Adviser: Andre Pereira Rosa. Co-advisers: Edgard Henrique Oliveira Dias and Alisson Carraro Borges.

Brazil faces a critical deficit in rural sanitation, with only 20.6% of the population being served. Given this scenario, Constructed Wetlands (CW), especially horizontal subsurface flow systems (HSSF-CW), emerge as a sustainable and robust decentralized technology for sewage treatment and agricultural reuse water production. The central objective of this research was to consolidate global kinetic data to obtain robust and generalizable decay coefficients (k_b) for five groups of microorganisms: total coliforms, *Escherichia coli*, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.*, and somatic coliphages.

The methodology was based on the PRISMA protocol guidelines, consisting of a systematic literature review covering the period from 2000 to 2025. The initial search yielded 2,428 documents, from which 98 scientific articles were selected for presenting complete operational and kinetic data, totaling a database with 1,025 observations. Data processing included data cleaning, removal of outliers via the Interquartile Range (IQR) method, and the calculation of k_b coefficients under two idealized hydraulic models: Completely Mixed (CM) and Plug Flow (PF).

The results demonstrated that the choice of the hydraulic model is a critical variable. In the completely mixed regime, the "K-effect" was identified, where systems with low hydraulic retention times (HRT) present artificially high coefficients due to the mathematical dilution inherent in the model. For protozoa such as *Giardia spp.* and *Cryptosporidium spp.*, the CM model presented high and unstable medians (11.00 and 11.79 d⁻¹, respectively). In contrast, the plug flow (PF) model promoted a remarkable parametric convergence, with medians situated in a predictable range (0.35 to 0.89 d⁻¹), proving to be the most robust tool for sanitary design.

It was observed that bacterial inactivation is not primarily governed by HRT, but rather by the magnitude of the influent load, with robust linear correlations ($R^2 > 0.87$). On the other hand, protozoa removal proved to be more dependent on physical mechanisms (filtration and sedimentation), with the Hydraulic Loading Rate (HLR) being a more stable design parameter to describe their inactivation. Additionally, the "scale effect" was quantified, indicating that full-scale systems operate with k_b coefficients approximately 40% lower than pilot units, requiring rigorous safety margins in real-world projects.

In conclusion, the PF model more accurately describes the removal processes intrinsic to the system. The established equations and coefficients provide indispensable technical support for Agricultural Engineering, allowing the safe design of HSSF-CW aimed at producing water that meets microbiological safety standards for irrigation.

Keywords: decentralized sanitation; inactivation kinetics; *Escherichia coli*; agricultural reuse; nature-based solutions; constructed wetlands

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1 – Esquema técnico em corte longitudinal de um SAC-ESSH detalhando seus componentes estruturais. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).....	20
Figura 2-2 – Relação entre a geometria do sistema e o comportamento hidráulico em SAC-ESSH: (A) Configuração com baixa relação de aspecto ($C/L < 1$), evidenciando o fluxo com mistura e a formação de zonas mortas; (B) Configuração com alta relação de aspecto ($C/L > 1$), favorecendo o escoamento em pistão ideal. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).....	21
Figura 2-3 – Dinâmica da rizosfera: representação da Perda Radial de Oxigênio (PRO) e criação de microzonas aeróbias. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).....	23
Figura 2-4 – Estrutura do biofilme microbiano aderido ao meio suporte e a função da matriz de EPS. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).	24
Figura 2-5 – Infográfico dos mecanismos de remoção microbiológica em SAC-ESSH para bactérias, vírus e protozoários. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).....	25
Figura 2-6 – Comparação teórica dos perfis de concentração para reatores ideais de Mistura Completa (MC) e Escoamento em Pistão (EP). Fonte: Elaborada pelo autor (2026).	28
Figura 2-7 Representação do modelo de Tanques em Série (TIS) para a simulação de regimes hidráulicos não-ideais. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).....	29
Figura 2-8 – O conceito de barreiras múltiplas aplicado ao reúso agrícola seguro de efluentes tratados. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).	31
Figura 4-1 – Fluxograma do processo de busca e seleção de artigos (conforme protocolo de triagem sistemática).	39
Figura 4-2 - Distribuição temporal dos artigos científicos selecionados ($n=98$).....	41
Figura 4-3 - Países com maior volume de publicações ($n > 3$). Fonte: Dados da pesquisa (2025).	43
Figura 5-1 - Fluxograma do processo de identificação, triagem e seleção sistemática da literatura.	50
Figura 5-2 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de coliformes totais em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.	65
Figura 5-3 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de <i>E. coli</i> em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.....	66
Figura 5-4 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de colifagos em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.....	67
Figura 5-5 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de <i>Giardia</i> spp. em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.....	67
Figura 5-6 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de <i>Cryptosporidium</i> spp. em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC	68
Figura 5-7 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).....	69
Figura 5-8 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para <i>Escherichia coli</i> sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).....	70

Figura 5-9 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	71
Figura 5-10 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para <i>Escherichia coli</i> sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	71
Figura 5-11 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) em função do TRH para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	72
Figura 5-12 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	73
Figura 5-13 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) de cistos de <i>Giardia</i> spp. em função do TRH para os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	74
Figura 5-14 - Correlação entre a remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) e a taxa de aplicação hidráulica para cistos de <i>Giardia</i> spp. em regime de mistura completa (e) e escoamento em pistão (f).	75
Figura 5-15 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. Sob os regimes de MC (e) e EP (f).	76
Figura 5-16 - Desempenho da remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. correlacionado à Taxa de aplicação hidráulica (TAH) sob os regimes de MC (e) e EP (f).	76
Figura 5-17 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para cistos de <i>Giardia</i> spp. sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	77
Figura 5-18 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. Sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	78
Figura 5-19 - Distribuição dos coeficientes de decaimento ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para coliformes totais em sistemas alagados construídos.	83
Figura 5-20 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para <i>Escherichia coli</i> em sistemas alagados construídos.	84
Figura 5-21 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para colifagos em sistemas alagados construídos	84
Figura 5-22 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$) para cistos de <i>Giardia</i> spp. sob os regimes de mistura completa (a) e escoamento em pistão (b).	85
Figura 5-23 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$ e $k_b(EP)$) para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. em sistemas alagados construídos.	85
Figura 5-24 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	86
Figura 5-25 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para <i>Escherichia coli</i> sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).	87
Figura 5-26 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita). .	87

Figura 5-27 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(\text{TRH})$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para cistos de <i>Giardia</i> spp. sob os regimes de mistura completa ($k_b(\text{MC})$) e escoamento em pistão ($k_b(\text{EP})$).	88
Figura 5-28 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(\text{TRH})$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. sob os regimes de MC (c) e EP (d).	88
Figura 5-29 - Comparação da variabilidade dos coeficientes cinéticos baseados na taxa de aplicação hidráulica ($k_b(\text{TAH})$) para cistos de <i>Giardia</i> spp. sob regimes de mistura completa (a) e escoamento em pistão (b).	90
Figura 5-30 - Sensibilidade do coeficiente $k_b(\text{TAH})$ em relação à variação da taxa de aplicação hidráulica para cistos de <i>Giardia</i> spp. nos modelos de mistura completa (c) e escoamento em pistão (d).	91
Figura 5-31 - Distribuição estatística dos coeficientes $k_b(\text{TAH})$ para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp., evidenciando a homogeneidade dos dados em regime de escoamento em pistão (b) comparada à mistura completa (a).	91
Figura 5-32 - Relação entre o coeficiente cinético e a TAH para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. A estabilidade da reta em (d) ratifica a robustez do parâmetro $k_b(\text{TAH})$	92
Figura 5-33 - Comparação dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(\text{EP})$) entre as escalas piloto e plena para o conjunto agrupado de dados.	94
Figura 5-34 - Coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(\text{EP})$) para sistemas alagados construídos plantados e não plantados (Conjunto Agrupado).	95
Figura 5-35 - Coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(\text{EP})$) em função do nível de pré-tratamento para o conjunto agrupado bacteriano.	96
Figura 5-36 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(\text{MC})$ e $k_b(\text{EP})$) para o grupo de microrganismos persistentes (cistos de <i>Giardia</i> spp., oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. e colifagos).	98
Figura 5-37 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(\text{TRH})$) e a TRH para o grupo de microrganismos persistentes.	99
Figura 5-38 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(\text{TAH})$) e a TAH para o grupo de microrganismos persistentes.	100
Figura 5-39 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função da TAH para o grupo de microrganismos persistentes.	101
Figura 5-40 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para o grupo de microrganismos persistentes.	102
Figura 5-41 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(\text{MC})$ e $k_b(\text{EP})$) para o conjunto integrado <i>E. coli</i> + coliformes totais.	117
Figura 5-42 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(\text{TRH})$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para o conjunto bacteriano.	117
Figura 5-43 - Análise da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) em função do TRH para o conjunto bacteriano.	118
Figura 5-44 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para o conjunto bacteriano.	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Perfil amostral e distribuição das observações por categorias microbiológicas e características operacionais ($n = 1.025$)	42
Tabela 2 - Estatística descritiva comparativa da relação de aspecto (C/L) em SAC-ESSH com diferentes escalas de estudo.	58
Tabela 3 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para pesquisas com observação de coliformes totais (Base Bruta) em SAC-ESSH.	59
Tabela 4 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para <i>E. coli</i> (Base Bruta) em SAC-ESSH.	59
Tabela 5 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para colifagos (Base Bruta) em SAC-ESSH.	60
Tabela 6 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para cistos de <i>Giardia</i> spp. (Base Bruta) em SAC-ESSH.....	61
Tabela 7 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. (Base Bruta) em SAC-ESSH.....	61
Tabela 8 - Resumo do tratamento de dados e refinamento amostral para os modelos de mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP) em SAC-ESSH.	63
Tabela 9 - Estatística Descritiva das Variáveis Físicas e Operacionais de SAC-ESSH (Média $\pm$ DP) – Modelo de mistura completa (MC).	64
Tabela 10 - Estatística descritiva das variáveis físicas e operacionais de SAC-ESSH (Média $\pm$ DP) – Modelo de escoamento em pistão (EP).	64
Tabela 11 - Estatística descritiva dos coeficientes k_b (MC) e log removal médio em relação ao TRH em SAC-ESSH.	80
Tabela 12 - Estatística descritiva dos coeficientes k_b (EP) em relação ao TRH em SAC-ESSH.	81
Tabela 13 - Comparação dos coeficientes k_b baseados em TRH (d^{-1}) e TAH (m/d) para protozoários (Mediana $\pm$ DP) em SAC-ESSH.	90
Tabela 14 - Síntese das comparações estatísticas para os coeficientes de decaimento (k_b (TRH)) do conjunto bacteriano conforme variáveis de projeto e operação em SAC-ESSH.	93
Tabela 15 - Coeficientes de decaimento microbianos (k_b) e eficiência de remoção logarítmica de bactérias, vírus e protozoários em SAC-ESSH.....	103
Tabela 16 - Eficiência Logarítmica e Dependência da concentração afluyente por Subgrupo.	105
Tabela 17 - Impacto das Variáveis de Projeto e Operação (G1)	106

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	10
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1.1 REFERÊNCIAS.....	17
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL (SAC-ESSH)	18
2.2 DINÂMICA DE FUNCIONAMENTO: SINERGIA ENTRE COMPONENTES.....	21
2.3 MECANISMOS TEÓRICOS DE REMOÇÃO MICROBIOLÓGICA	24
2.3.1 <i>Escherichia coli</i> e Coliformes Totais	25
2.3.2 Colifagos Somáticos e Dinâmica Viral.....	26
2.3.3 Cistos de <i>Giardia spp.</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i>	26
2.4 MODELAGEM CINÉTICA E REGIMES HIDRÁULICOS	27
2.5 REÚSO AGRÍCOLA E SEGURANÇA SANITÁRIA.....	30
2.6 REFERÊNCIAS.....	32
3. OBJETIVOS E HIPÓTESES	35
4. REMOÇÃO MICROBIANA EM SAC: MAPEAMENTO DE LACUNAS E TENDÊNCIAS POR REVISÃO SISTEMÁTICA	36
4.1 INTRODUÇÃO.....	36
4.2 METODOLOGIA	37
4.2.1 Estratégia de Busca e Fontes de Dados.....	38
4.2.2 Triagem e Seleção de Artigos	38
4.2.3 Extração e Categorização de Dados	39
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.3.1 Evolução Temporal e Amadurecimento do Campo	40
4.3.2 Hegemonia Taxonômica e Tecnológica.....	42
4.3.3 Concentração Geográfica e o Mapa de Lacunas.....	42
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	43

4.5 REFERÊNCIAS.....	44
5. DETERMINAÇÃO DE COEFICIENTES DE DECAIMENTO CINÉTICO DE PATÓGENOS E INDICADORES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA E MODELAGEM HIDRÁULICA	45
5.1 INTRODUÇÃO	45
5.2 METODOLOGIA.....	47
5.2.1 Estratégia de busca e seleção dos trabalhos	47
5.2.2 Tratamento e processamento dos dados.....	51
5.2.3 Verificação e análise exploratória dos dados	52
5.2.4 Determinação dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b).....	53
5.2.5 Análise estatística inferencial e comparações de grupos	56
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.3.1 Seleção de Estudos e Composição do Banco de Dados	57
5.3.2 Design hidráulico e geometria dos sistemas.....	58
5.3.3 Caracterização e refinamento do banco de dados	62
5.3.4 Dinâmica de remoção logarítmica e confiabilidade sanitária dos sistemas	68
5.3.4.1 Indicadores bacterianos (coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>).....	69
5.3.4.2 Indicadores virais (colifagos).....	72
5.3.4.3 Protozoários (cistos de <i>Giardia spp.</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i>).....	73
5.3.5 Análise comparativa da cinética de decaimento: modelagem por mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP)	79
5.3.5.1 Coeficientes de decaimento microbianos sob o modelo de mistura completa ($k_{b(MC)}$).....	79
5.3.5.2 Coeficientes do modelo de escoamento em pistão ($k_{b(EP)}$)	81
5.3.6 Relação entre cinética de decaimento microbiano e variáveis hidráulicas	83
5.3.7 Influência de variáveis de projeto e operação nos coeficientes de decaimento (k_b).....	92
5.3.8 Análise integrada da dinâmica cinética.....	96
5.3.8.1 Análise integrada: <i>E. coli</i> + coliformes totais.....	96
5.3.8.2 Dinâmica de grupos persistentes (cistos de <i>Giardia spp.</i> , oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i> e colifagos).....	97
5.3.9 Síntese da modelagem matemática e equações de regressão	102
5.4 CONCLUSÕES	107
5.5 REFERENCIAS.....	108

5.6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	115
5.7 APÊNDICE A – ANÁLISE GRÁFICA COMPLEMENTAR DO CONJUNTO BACTERIANO INTEGRADO.....	116

1. INTRODUÇÃO GERAL

O acesso ao saneamento básico é um pilar fundamental para a saúde pública e a proteção ambiental, estando no centro das metas de desenvolvimento sustentável da Agenda 2030 (UN, 2023). No Brasil, embora existam avanços, o setor ainda enfrenta um déficit crítico: apenas 56,0% do esgoto gerado é tratado, resultando na contaminação sistemática de corpos d'água e no agravamento da escassez hídrica (MCID, 2023; ANA, 2023). Esse cenário é particularmente grave em áreas rurais e comunidades isoladas, onde a baixa densidade demográfica torna as soluções centralizadas economicamente inviáveis, deixando cerca de 80% dessa população sem atendimento adequado (MS, 2019).

Nesse contexto, os sistemas descentralizados surgem como uma alternativa estratégica, ao tratarem o efluente próximo à fonte de geração e eliminarem a necessidade de infraestruturas onerosas (Sahu et al., 2025). Entre as tecnologias disponíveis, os sistemas alagados construídos (SAC) destacam-se pela sustentabilidade e eficiência, operando sob princípios funcionais de áreas úmidas naturais (Kadlec & Wallace, 2009). A variante de escoamento subsuperficial horizontal (SAC-ESSH) é especialmente vantajosa por prevenir a proliferação de vetores e a emissão de odores, características essenciais para a aceitabilidade social em pequena escala.

Contudo, para que esses sistemas atuem como barreiras sanitárias eficazes, especialmente visando o reúso agrícola seguro (WHO, 2006), é imperativo que o seu dimensionamento seja fundamentado em parâmetros cinéticos precisos. A principal lacuna reside na escassez de dados para microrganismos persistentes, como vírus e protozoários, cujas dinâmicas de remoção diferem significativamente dos indicadores bacterianos tradicionais, como a *Escherichia coli*.

Para o alcance do objetivo central, definem-se os seguintes objetivos específicos: i) Mapear os estudos, identificar lacunas e tendências das pesquisas em SAC-ESSH no que se refere a remoção microbiana em SAC; ii) Consolidar um banco de dados global de desempenho microbiológico em SAC-ESSH por meio de uma revisão sistemática da literatura baseada no protocolo PRISMA; iii) Calcular e comparar os coeficientes cinéticos (k_b) obtidos sob as premissas dos modelos hidráulicos de Mistura Completa e Escoamento em Pistão; iv) Quantificar a influência de parâmetros operacionais (TRH, TAH e carga afluente) e estruturais (escala e presença de vegetação) na variação dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b);

v) Propor equações preditivas e recomendações de projeto que subsidiem a engenharia de saneamento descentralizado na produção de água de reúso segura.

Para tanto, esta dissertação está organizada em cinco capítulos. O Capítulo 1 apresenta a introdução geral, contextualizando o problema de pesquisa, a justificativa e a relevância do estudo no cenário do saneamento descentralizado. O Capítulo 2 expõe a revisão de literatura, abordando a dinâmica de funcionamento dos SAC-ESSH, os mecanismos teóricos de remoção de indicadores e patógenos (bactérias, vírus e protozoários) e os princípios fundamentais da modelagem cinética e hidráulica. No Capítulo 3, são delimitados os objetivos e as hipóteses científicas que norteiam a investigação. O Capítulo 4 consiste em uma revisão sistemática dedicada ao mapeamento de lacunas e tendências globais sobre a remoção microbiana nestes sistemas, analisando a evolução temporal e a hegemonia tecnológica do campo. O Capítulo 5 constitui o núcleo analítico do trabalho, detalhando a determinação dos coeficientes de decaimento cinético (k_b) por meio do confronto entre os regimes de mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP). Neste capítulo, discute-se a influência de variáveis de projeto e operação sobre a cinética de remoção, culminando na síntese da modelagem matemática e nas recomendações para trabalhos futuros.

1.1 REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2023). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2022: Informe Anual. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/ConjunturaInforme_2022_PDF_Final_RevDIREC.pdf

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>

Ministério das Cidades. (2023). Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto - Ano de Referência 2022. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). https://www.gov.br/cidades/pt-br/acao-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf

Ministério da Saúde. (2019). Programa Nacional de Saneamento Rural: P04 - Diagnóstico do Saneamento Rural no Brasil (Volume 1). Fundação Nacional de Saúde.

http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb.

Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. (2020). Regulamento (UE) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020, relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água. Jornal Oficial da União Europeia, L 177/32.

Sahu, R., Funde, N., Sethi, S., Bharshankh, A., & Biswas, R. (2025). A critical review on re-envisioning contemporary decentralized wastewater management through a holistic lens. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(6), 119435. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.119435>

United Nations. (2023). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water. UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655_eng

World Health Organization. (2018). Guidelines on sanitation and health. <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/2f17fb04-1425-4680-bf39-d5bb6da0b7ed/content>

World Health Organization & United Nations Environment Programme. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater – Volume 2: Wastewater use in agriculture. <https://www.who.int/publications/i/item/9241546832>

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL (SAC-ESSH)

Os Sistemas Alagados Construídos (SAC) constituem uma ecotecnologia de tratamento de efluentes projetada para simular e intensificar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem naturalmente em zonas úmidas. Esses sistemas baseiam-se na interação sinérgica entre o meio suporte (substrato), a vegetação (macrófitas) e o biofilme microbiano para a

remoção de poluentes e patógenos (Vymazal, 2011). De forma geral, os SAC são classificados de acordo com o regime hidráulico e a posição da lâmina d'água, dividindo-se em sistemas de escoamento superficial (onde a água flui acima do solo) e de escoamento subsuperficial (onde o fluxo ocorre através de um meio poroso).

Dentre as variantes de escoamento subsuperficial, os Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Subsuperficial Horizontal (SAC-ESSH) destacam-se como reatores biológicos de base natural que mimetizam a capacidade depuradora de áreas úmidas de forma confinada. O princípio fundamental desta tecnologia reside na percolação do efluente através de um meio poroso saturado, mantendo a lâmina d'água confinada abaixo da superfície do material de enchimento (Kadlec & Wallace, 2009). Esta configuração teórica visa maximizar o contato do fluido com a matriz reativa, composta pelo meio suporte e pela rizosfera das macrófitas, enquanto isola o esgoto do ambiente externo. Como resultado, minimiza-se a propagação de odores e impede-se a proliferação de vetores, tornando o modelo especialmente atrativo para o saneamento descentralizado em áreas com proximidade populacional (Avelar et al., 2014; Shingare et al., 2019).

Estruturalmente, as unidades são compostas por leitos preenchidos com material granular — tipicamente brita ou solo selecionado — onde são estabelecidas plantas aquáticas emergentes (Kadlec & Wallace, 2009). O arranjo físico inclui sistemas de distribuição de entrada, projetados para garantir uma dispersão uniforme do afluente por toda a seção transversal do leito, e sistemas de coleta na saída, dotados de mecanismos de controle de nível para manter a saturação do meio (Kadlec & Wallace, 2009), conforme ilustrado na Figura 1.

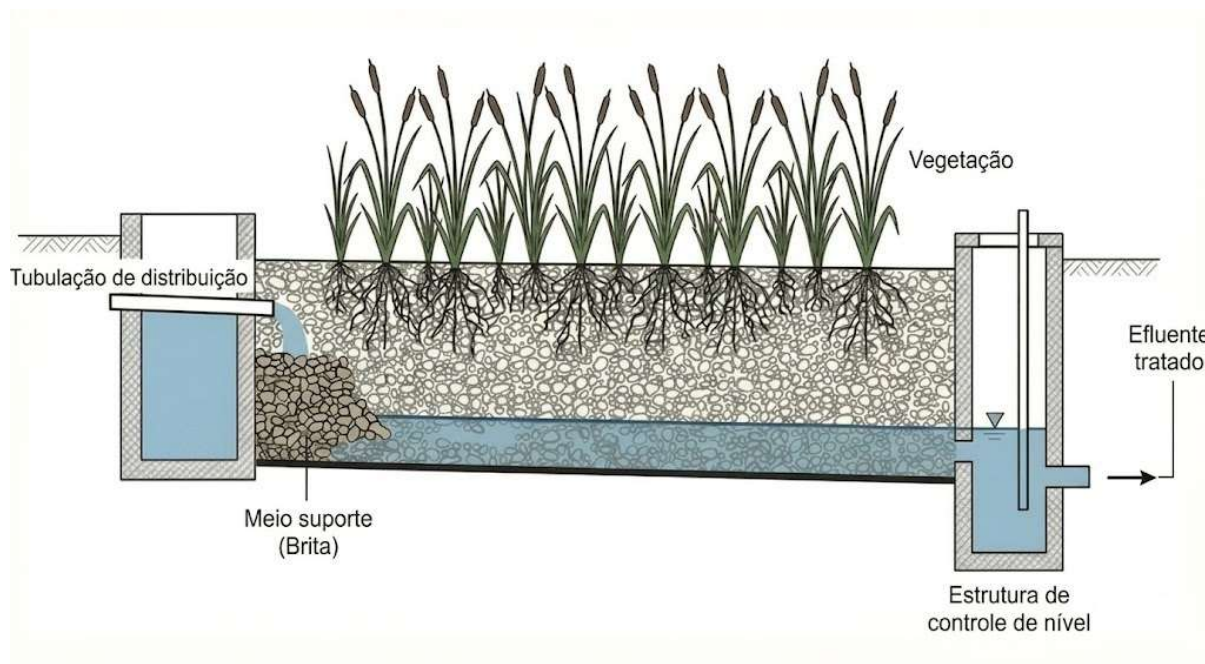


Figura 2-1 – Esquema técnico em corte longitudinal de um SAC-ESSH detalhando seus componentes estruturais. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

A impermeabilização do fundo e das laterais é um componente intrínseco para prevenir a contaminação do solo e do lençol freático, garantindo a integridade do tratamento (Kadlec & Wallace, 2009). No que tange à geometria, as unidades de SAC-ESSH são caracterizadas pela relação de aspecto (C/L), que representa a razão entre o comprimento (C) — medido na direção do fluxo — e a largura (L) do leito. Esta relação geométrica é um determinante crítico da hidrodinâmica do sistema, influenciando diretamente o tempo de contato do efluente com a matriz reativa e a aproximação do regime de fluxo ao modelo de escoamento em pistão (Kadlec & Wallace, 2009). A relação entre C/L e o comportamento hidrodinâmico é ilustrada na Figura 2. Em unidades com baixa relação C/L (Figura 2A), o formato "largo e curto" favorece a ocorrência de fluxo misturado e a formação de zonas mortas, onde o efluente permanece estagnado. Em contraste, unidades com alta relação C/L (Figura 2B), com formato "longo e estreito", aproximam o regime hidráulico do modelo ideal de escoamento em pistão, o que maximiza a eficiência de contato e tratamento.

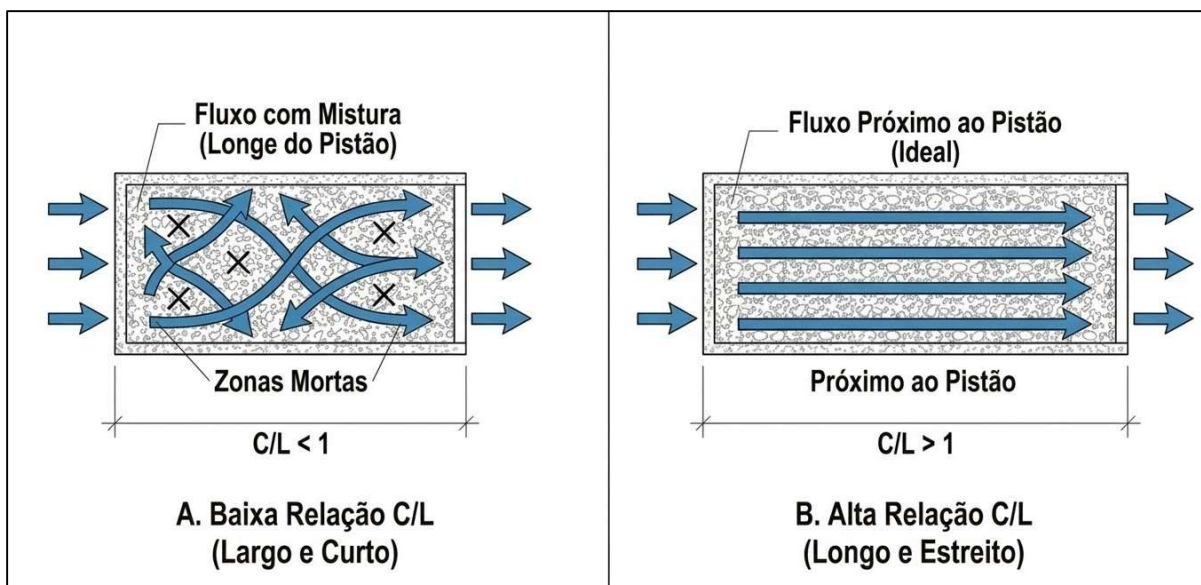


Figura 2-2 – Relação entre a geometria do sistema e o comportamento hidráulico em SAC-ESSH: (A) Configuração com baixa relação de aspecto ($C/L < 1$), evidenciando o fluxo com mistura e a formação de zonas mortas; (B) Configuração com alta relação de aspecto ($C/L > 1$), favorecendo o escoamento em pistão ideal. Fonte: Elaborada pelo autor (2026)

O funcionamento bioquímico desses sistemas é governado pelo desenvolvimento de biofilmes microbianos aderidos à superfície do meio suporte e às raízes das macrófitas (Wu et al., 2016). O efluente flui horizontalmente através desses componentes, onde a matéria orgânica e os nutrientes são transformados por processos metabólicos (Kadlec & Wallace, 2009). Devido ao confinamento e à saturação contínua, o ambiente interno é predominantemente anóxico ou anaeróbio. A vegetação desempenha um papel facilitador através da estrutura radicular, que auxilia na manutenção da condutividade hidráulica e promove microzonas de oxigenação que sustentam a diversidade da comunidade microbiana (Avelar et al., 2014; Wu et al., 2016).

Do ponto de vista operacional, a cobertura superior do meio suporte atua como um isolante térmico natural, conferindo a esses sistemas uma maior resiliência teórica em climas frios quando comparados aos sistemas de escoamento superficial (Kadlec & Wallace, 2009). No entanto, a dinâmica de funcionamento é limitada pelo desafio físico-hidráulico da colmatção (clogging). A acumulação gradual de sólidos e o crescimento do biofilme nos interstícios do material granular tendem a reduzir a porosidade ao longo do tempo (Mishra et al., 2024). Este fenômeno é central na teoria de funcionamento, pois dita a longevidade da unidade e exige que o projeto equilibre a carga hidráulica e o tempo de retenção para mitigar a perda de capacidade de transporte do fluido (Zhao et al., 2024).

2.2 DINÂMICA DE FUNCIONAMENTO: SINERGIA ENTRE COMPONENTES

O funcionamento dos SAC-ESSH fundamenta-se em uma rede complexa de interações físicas, químicas e biológicas que operam de forma interdependente, transformando o leito em um reator biogeoquímico de alta complexidade. O meio suporte, ou material de enchimento, desempenha um papel que transcende a simples função de filtro mecânico primário para sólidos suspensos; atuando ativamente na remoção de contaminantes por meio de mecanismos de adsorção física — como as ligações de hidrogênio e interações π - π — e processos de troca eletrostática (Mishra et al., 2024; Zhao et al., 2024). A eficácia dessas reações é governada pela área superficial específica e pela capacidade de troca catiônica (CTC) do substrato. Nesse sentido, a seleção de meios com porosidade efetiva adequada é essencial; esta deve equilibrar uma condutividade hidráulica suficiente para mitigar o risco de colmatção (clogging) prematura, garantindo ao mesmo tempo uma área superficial vasta para a fixação do biofilme e a interceptação física de partículas (Kadlec & Wallace, 2009). Entretanto, a dinâmica desse componente é limitada pelo fenômeno da colmatção (clogging), resultante do acúmulo gradual de partículas e do crescimento excessivo de biofilme, o que reduz o tempo de contato real do efluente com a matriz reativa e compromete a eficiência cinética do sistema (Mishra et al., 2024).

A vegetação macrófita atua como um catalisador biótico fundamental na zona da rizosfera, influenciando a química do leito através da Perda Radial de Oxigênio (ROL). Por meio de tecidos especializados conhecidos como aerênquima, as plantas transportam oxigênio atmosférico até o sistema radicular, liberando-o no meio saturado e criando microzonas aeróbicas em um ambiente predominantemente anóxico (Avelar et al., 2014), conforme apresentado na Figura 3.

Perda Radial de Oxigênio (PRO)

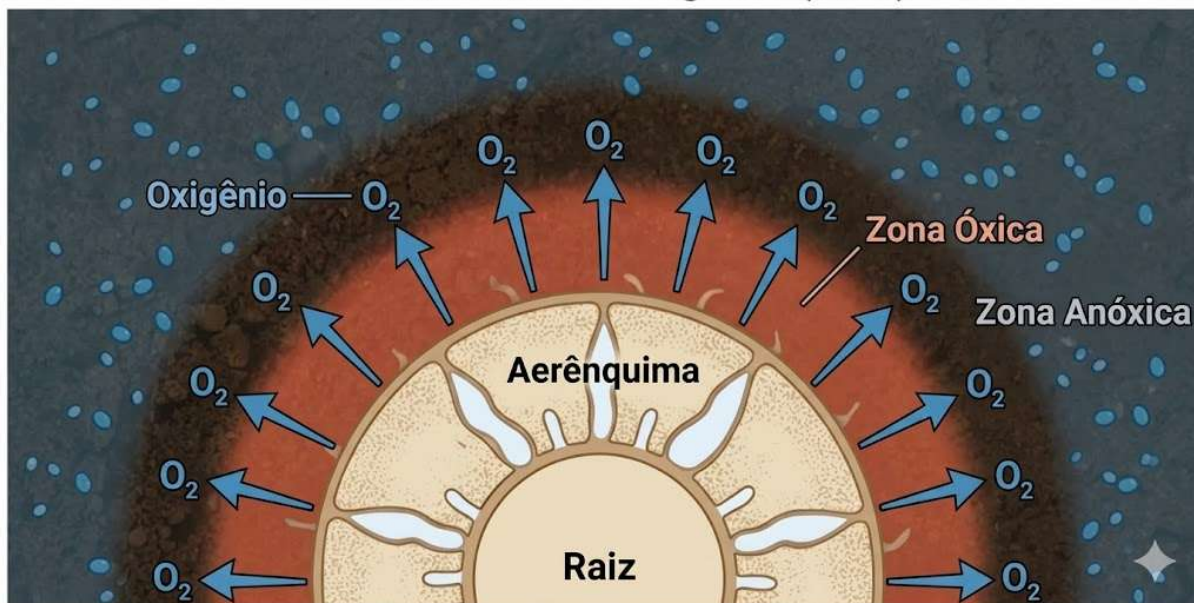


Figura 2-3 – Dinâmica da rizosfera: representação da Perda Radial de Oxigênio (PRO) e criação de microzonas aeróbias. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

Essa heterogeneidade espacial estabelece interfaces redox essenciais, permitindo a ocorrência simultânea de processos como a nitrificação e a desnitrificação. Adicionalmente, as raízes liberam exsudatos radiculares compostos por carbono orgânico de fácil biodegradação, que funcionam como fonte de energia suplementar para microrganismos heterótrofos, estimulando a degradação de poluentes orgânicos e a remoção de patógenos (Wu et al., 2016). Estruturalmente, o crescimento e a senescência das raízes auxiliam na manutenção de caminhos de fluxo estáveis, contribuindo para a preservação da condutividade hidráulica a longo prazo.

Nesse cenário, o biofilme microbiano consolida-se como a principal unidade metabólica do sistema, desenvolvendo-se de forma aderida tanto às superfícies minerais quanto às estruturas radiculares. A arquitetura desse biofilme é sustentada por uma matriz de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS), que desempenha um papel vital na biosorção passiva de metais pesados e partículas coloidais, além de proteger as comunidades microbianas contra estresses ambientais e predadores (WU et al., 2016), conforme ilustrado na Figura 4.

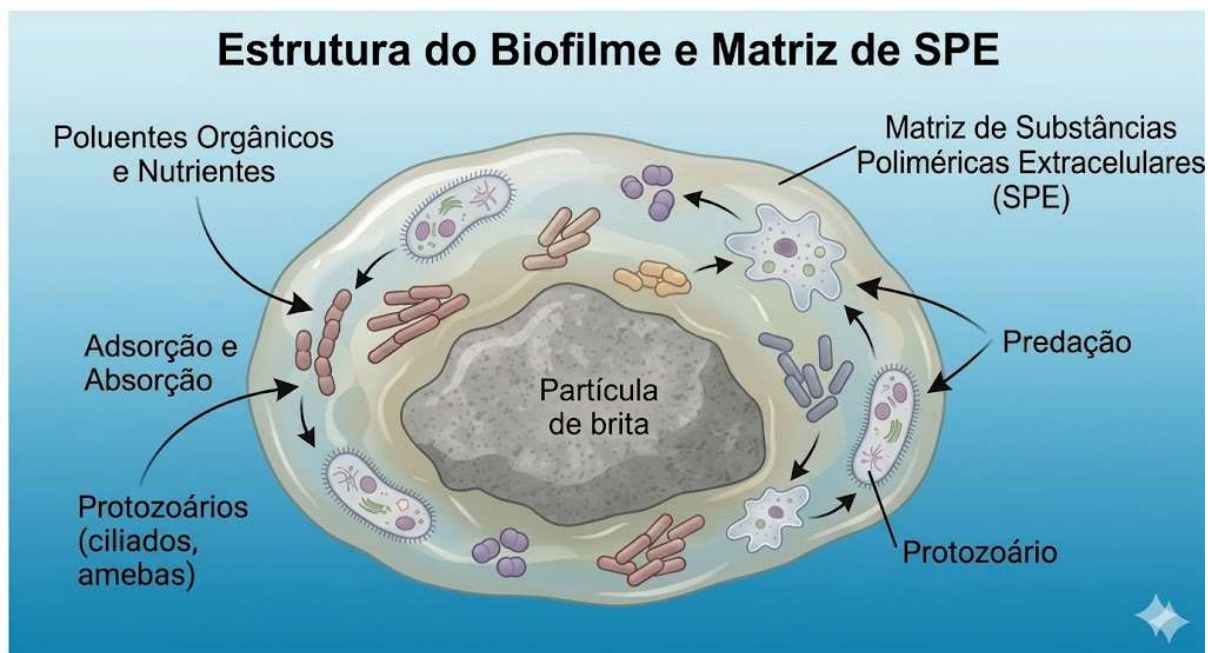


Figura 2-4 – Estrutura do biofilme microbiano aderido ao meio suporte e a função da matriz de EPS. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

A atividade bioquímica deste componente é intrinsecamente dependente de variáveis ambientais, especialmente a temperatura, cujas flutuações podem alterar significativamente as taxas de transformação de nutrientes e o decaimento bacteriano. Assim, a eficiência depuradora dos SAC-ESSH reside na sinergia dinâmica entre a retenção física e química do substrato, o suporte biogeoquímico da vegetação e o metabolismo especializado do biofilme, conferindo ao sistema a robustez necessária para o tratamento de águas residuárias em diferentes contextos climáticos (Kadlec & Wallace, 2009; Wu et al., 2016).

2.3 MECANISMOS TEÓRICOS DE REMOÇÃO MICROBIOLÓGICA

A literatura estabelece que a remoção microbiológica em SAC ocorre por uma combinação sinérgica de fatores bióticos e abióticos, cuja eficácia é dependente das condições hidráulicas, operacionais e ambientais, como pH, temperatura e radiação solar (Wu et al., 2016). Recentemente, a eficiência desses sistemas tem sido quantificada por meio do Valor de Redução Logarítmica (LRV), um parâmetro que permite padronizar a capacidade de remoção de patógenos e estabelecer "créditos de redução" para fins de reúso de água (Arden et al., 2024). Em sistemas descentralizados, onde a desinfecção química final é frequentemente ausente, os processos internos do SAC tornam-se a principal barreira sanitária contra riscos à saúde pública (Zhu et al., 2025), conforme sistematizado na Figura 5.

Mecanismos de Remoção Microbiológica em SAC-ESSH por Grupo

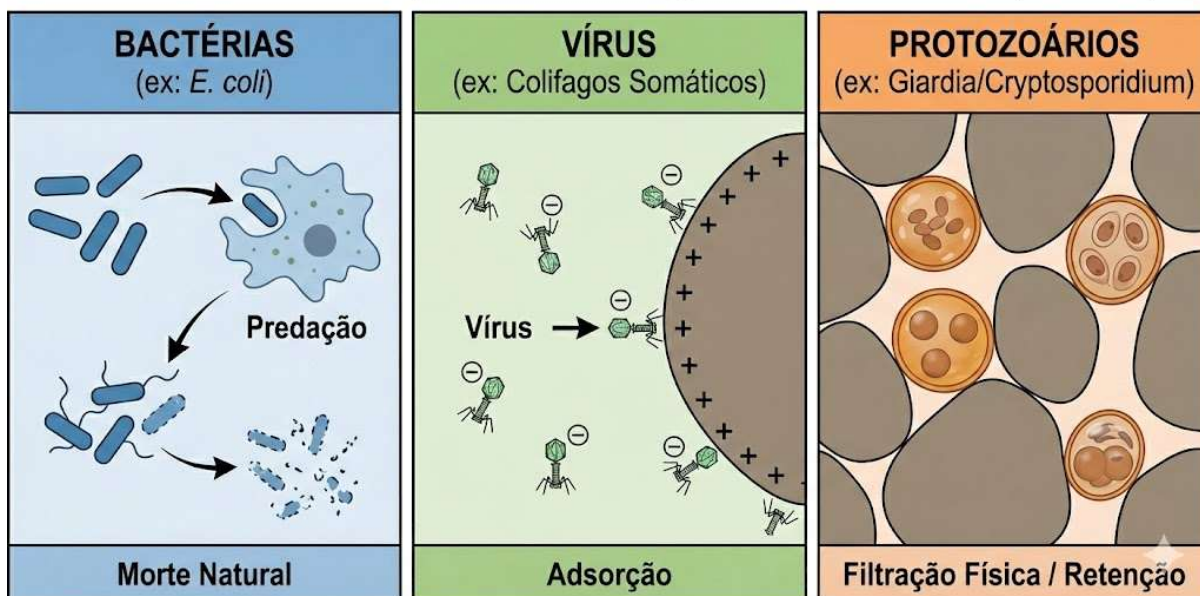


Figura 2-5 – Infográfico dos mecanismos de remoção microbiológica em SAC-ESSH para bactérias, vírus e protozoários. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

No que se refere a qualidade final do efluente para fins de aplicação agrícola, do ponto de vista microbiológico, reportam-se a relevância do monitoramento de indicadores com diferentes perfis de resistência e infectividade. Enquanto os indicadores bacterianos, representados pela *Escherichia coli* e coliformes totais, são fundamentais para aferir a contaminação fecal e a eficiência operacional, a compreensão do comportamento de vírus e protozoários é crítica para a segurança do reúso. Isso se justifica pelo fato de vírus (como os colifagos somáticos) e protozoários (como *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.*) apresentarem maior persistência ambiental, elevada resistência aos processos convencionais de desinfecção e baixas doses infectantes em comparação às bactérias (WHO, 2006). A inclusão desses múltiplos grupos permite uma avaliação abrangente do risco sanitário, garantindo que o efluente tratado por sistemas de base natural cumpra os rigorosos critérios de proteção à saúde humana e ambiental exigidos em normativas internacionais contemporâneas. Destaca-se, por exemplo, o Regulamento (UE) 2020/741, que estabelece a exigência de uma redução mínima de 5 unidades logarítmicas (5-log) e limites restritivos de *Escherichia coli* (≤ 10 UFC/100 mL) para o reúso agrícola em culturas consumidas cruas.

2.3.1 *Escherichia coli* e Coliformes Totais

A remoção de bactérias indicadoras, como a *E. coli*, é governada por processos de curta e longa duração. Inicialmente, a sedimentação e a filtração atuam sobre células ligadas a

partículas sólidas, enquanto a adsorção em raízes e biofilmes aumenta o tempo de residência do patógeno no sistema (Boutilier et al., 2009; Matesun et al., 2024). O decaimento subsequente ocorre por morte natural (natural die-off) devido à inanição e ao estresse ambiental, processos que são significativamente acelerados pela predação exercida por protozoários e organismos filtradores (Reinoso et al., 2008). Nesse sentido, Hernández-Crespo et al. (2022) determinaram coeficientes cinéticos (k_b) de $2,14 \text{ d}^{-1}$ e $1,86 \text{ d}^{-1}$ para unidades de fluxo horizontal, evidenciando que a predação e outros mecanismos biológicos são determinantes para a magnitude dessas taxas de decaimento. Além disso, a literatura destaca que a radiação solar e as flutuações de temperatura em climas tropicais potencializam a remoção bacteriana, embora essa eficácia possa ser limitada pela carga de sólidos e pela profundidade do leito (Arden & Ma, 2018; Verbyla et al., 2016).

2.3.2 Colifagos Somáticos e Dinâmica Viral

Como indicadores virais, os colifagos somáticos são utilizados como substitutos para vírus entéricos humanos, como Adenovírus e Norovírus, devido à sua semelhança estrutural e persistência (Zhu et al., 2025; Arden et al., 2024). Dada a dimensão nanométrica dos vírus, sua remoção é governada pela adsorção eletrostática às superfícies do meio suporte e do biofilme (Kadlec & Wallace, 2009). Os sedimentos desempenham um papel ambivalente e crítico: ao mesmo tempo que facilitam a remoção da coluna d'água por sedimentação, atuam como reservatórios protetores onde a viabilidade viral é prolongada devido à proteção contra ataques enzimáticos e radiação UV (Karim et al., 2004; Nunes et al., 2025). Essa elevada persistência é corroborada por dados cinéticos recentes de Heia et al. (2025), que utilizam em modelos de risco para reúso taxas de decaimento para vírus de $1,07 \text{ d}^{-1}$, servindo como referência para a validação de indicadores como os colifagos somáticos em sistemas de base natural. Assim, a persistência viral em ambientes sedimentares é superior à observada na fase líquida, o que exige atenção no monitoramento de longo prazo (Verbyla et al., 2016).

2.3.3 Cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.*

Devido à robustez biológica de seus cistos e oocistos, a remoção de protozoários em SAC-ESSH é dominada por mecanismos físicos de interceptação e sedimentação (Reinoso et al., 2008). Devido às suas dimensões superiores às de vírus (20 a 300 nm) e bactérias (0,5 a 5,0 μm), a retenção de protozoários (10 a 100 μm) é altamente dependente da porosidade do meio suporte e da velocidade de fluxo. Esse processo apresenta uma relação direta com a Taxa de

Aplicação Hidráulica (TAH) (ARDEN et al., 2024). Refletindo essa robustez biológica, Kozak et al. (2020) reportaram para *Cryptosporidium* um coeficiente de decaimento (K_d) de 0,0310 $\log_{10}$ /dia (equivalente a aproximadamente 0,071 d^{-1}), o que confirma uma taxa de inativação drasticamente inferior à observada para indicadores bacterianos tradicionais. Complementarmente, Heia et al. (2025) adotam em modelos de avaliação de risco para reúso agrícola uma redução por decaimento (die-off) de 1,0 unidade $\log_{10}$ (o que equivale a uma redução de aproximadamente 2,3 d^{-1}), ressaltando que a inativação biológica natural é limitada frente à necessidade de segurança sanitária. Embora apresentem alta persistência ambiental, a sobrevivência desses parasitas nos sedimentos pode ser limitada por antagonismos biológicos da microbiota nativa e por condições físico-químicas desfavoráveis (Karim et al., 2004). Estudos indicam que a razão de concentração desses microrganismos na água em relação aos solos irrigados é um fator determinante para a segurança da fertirrigação, reforçando a necessidade de SAC eficientes como barreira física (Verbyla et al., 2016).

2.4 MODELAGEM CINÉTICA E REGIMES HIDRÁULICOS

A modelagem do desempenho em SAC-ESSH tem evoluído de abordagens puramente empíricas, conhecidas como modelos de "caixa-preta", para modelos baseados em processos (process-based models) que buscam descrever a complexidade das dinâmicas internas e as interações físico-químicas no leito (Li & Yuan, 2023). Tradicionalmente, o dimensionamento sanitário fundamenta-se na cinética de primeira ordem, onde o k_b sintetiza a taxa de remoção de poluentes. A aplicação desta cinética é, contudo, estritamente condicionada pelo regime hidráulico assumido, cujos extremos teóricos são representados pelo Reator de Mistura Completa (CSTR), caracterizado pela homogeneização instantânea do efluente, e pelo Reator de Escoamento em Pistão (PFR), que assume o deslocamento do fluido sem mistura longitudinal (Wang & Sample, 2013). Os perfis de concentração teóricos para estes regimes são comparados na Figura 6.

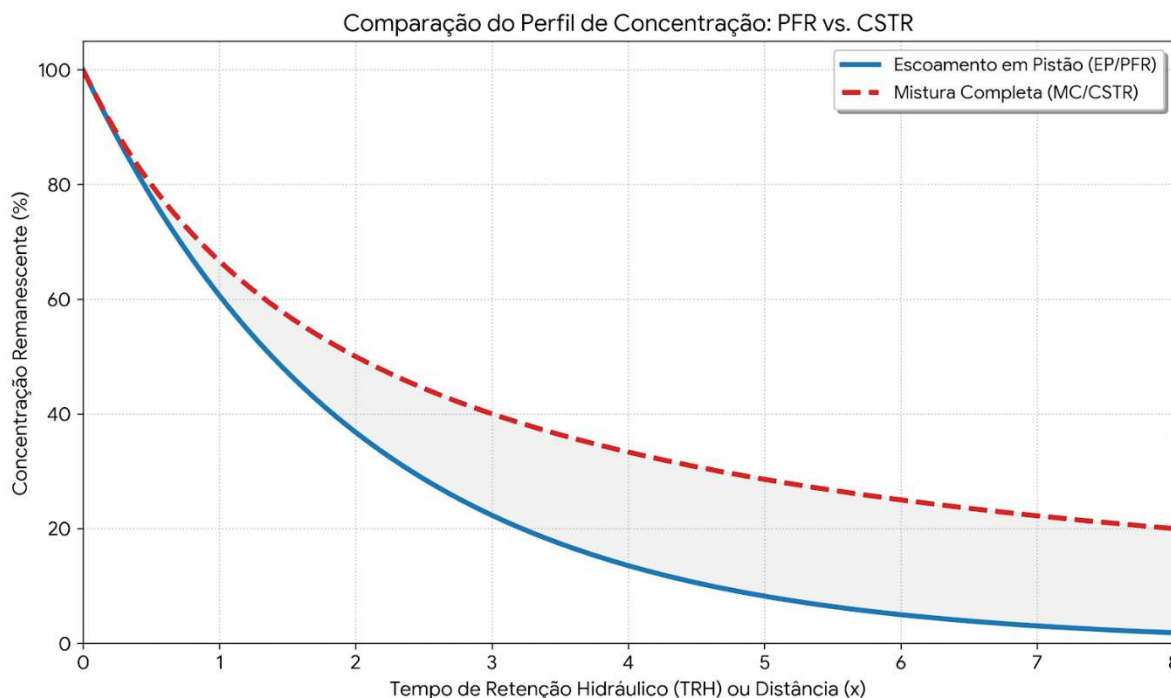


Figura 2-6 – Comparação teórica dos perfis de concentração para reatores ideais de Mistura Completa (MC) e Escoamento em Pistão (EP). Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

O modelo de Mistura Completa (MC) é frequentemente apontado como vulnerável ao "efeito K", um fenômeno em que variações no Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) geram coeficientes artificialmente elevados devido à premissa matemática de diluição imediata, o que pode comprometer a precisão do projeto (Kadlec, 2000; Von Sperling et al., 2020). Em contrapartida, o modelo de Escoamento em Pistão (EP) é amplamente defendido para a remoção de patógenos, pois descreve com maior fidedignidade o decaimento exponencial em sistemas de geometria alongada (Kadlec & Wallace, 2009; Ventura et al., 2022). Todavia, a hidrodinâmica real dos SAC-ESSH raramente atinge a idealidade, sendo influenciada por zonas mortas e caminhos preferenciais. Por essa razão, modelos de tanques em série (TIS) são frequentemente utilizados como uma abordagem intermediária para representar a dispersão hidráulica e a não-idealidade do fluxo (Li & Yuan, 2023; Wang & Sample, 2013), conforme ilustrado na Figura 7.

Modelo de Tanques em Série (TIS) - SAC-ESSH

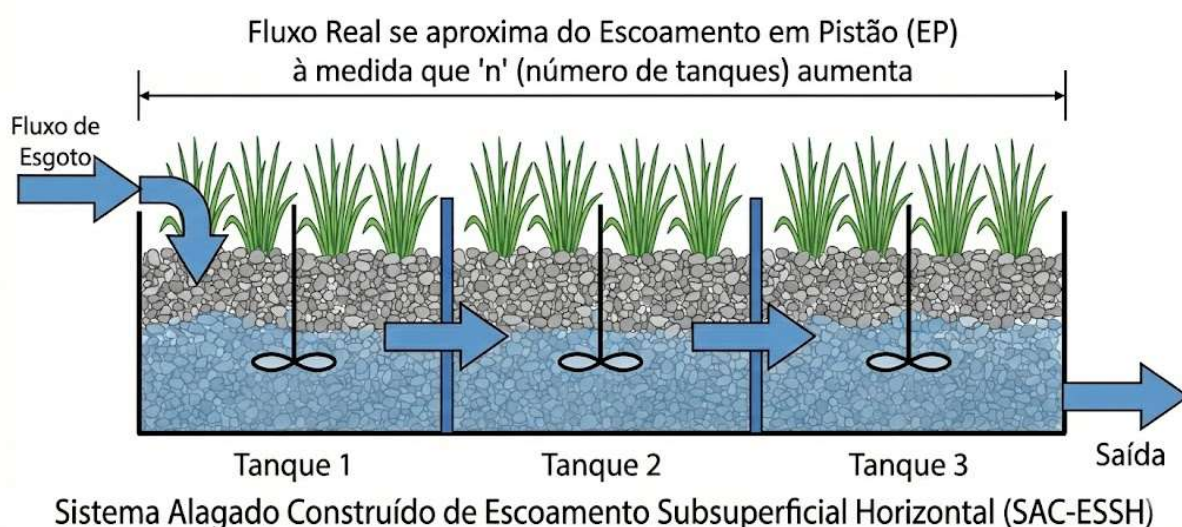


Figura 2-7 Representação do modelo de Tanques em Série (TIS) para a simulação de regimes hidráulicos não-ideais. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

Estudos contemporâneos validam a robustez dos modelos de balanço de massa de primeira ordem em sistemas de escala real, demonstrando que eficiências superiores a 90% podem ser alcançadas mesmo com TRHs reduzidos (Núñez et al., 2025). A modelagem moderna também incorpora critérios de estabilidade operacional baseados no equilíbrio entre o fluxo volumétrico (Q) e o potencial de processamento metabólico do sistema, expresso pelo produto $V \times k_b$. Matematicamente, esse produto representa a capacidade volumétrica total de remoção do reator (com unidade de m^3/d). O estabelecimento de limites para a razão entre essas variáveis é crucial para prevenir falhas críticas, como o esgotamento de oxigênio e o desenvolvimento de condições anaeróbias indesejadas, que comprometeriam a cinética de oxigenação e a eficiência do tratamento (Núñez et al., 2025). Além disso, reconhece-se que o coeficiente k_b não é uma constante estática, mas um parâmetro dinâmico influenciado por fatores bióticos. O uso de bioestimulantes vegetais (ex: auxinas), por exemplo, potencializa a atividade da rizosfera, elevando o valor de k_b e, por consequência, expandindo a capacidade de carga do sistema (Vaz et al., 2025).

Neste contexto, a distinção entre o TRH e a Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) é vital para a precisão do dimensionamento. Enquanto o TRH (d) foca no tempo cronológico de contacto, a TAH (m/d) tem-se mostrado um parâmetro mais estável e representativo para constituintes cuja remoção é governada por processos físicos de superfície, como protozoários e sólidos suspensos (Chen et al., 2024; Zhang et al., 2023). A integração destes avanços na

modelagem permite não apenas prever a qualidade do efluente com maior segurança, mas também otimizar a operação para assegurar que as metas de saúde pública para o reúso agrícola sejam rigorosamente atingidas (Li & Yuan, 2023; Núñez et al., 2025).

2.5 REÚSO AGRÍCOLA E SEGURANÇA SANITÁRIA

A viabilização do reúso de efluentes tratados na agricultura exige o cumprimento de barreiras sanitárias rigorosas, fundamentadas em metas de saúde que visam limitar a carga global de doenças (WHO, 2006; 2018). Nesse contexto, a precisão na determinação dos k_b e o entendimento pormenorizado dos mecanismos de remoção em SAC-ESSH são essenciais para assegurar que o efluente atinja os Valores de Redução Logarítmica (LRV) necessários. Essa abordagem, baseada em metas de desempenho (Health-Based Targets), permite que o sistema funcione como uma barreira primária eficaz, mitigando riscos epidemiológicos associados a vírus, bactérias e protozoários persistentes antes da aplicação no solo (Arden et al., 2024; Hamidi, 2025).

Para garantir a segurança microbiológica em sistemas descentralizados, onde a desinfecção química final é muitas vezes inviável ou inexistente, adota-se o conceito de barreiras múltiplas. Esta estratégia combina a eficiência de remoção do SAC (tratamento biológico e físico) com práticas de manejo pós-tratamento, como a seleção do método de irrigação e o tempo de dessecação natural antes da colheita (WHO, 2018; Ukoha-onuoha & Horsfall, 2026), conforme apresentado na Figura 8.

Conceito de Barreiras Múltiplas para o Reúso Agrícola Seguro

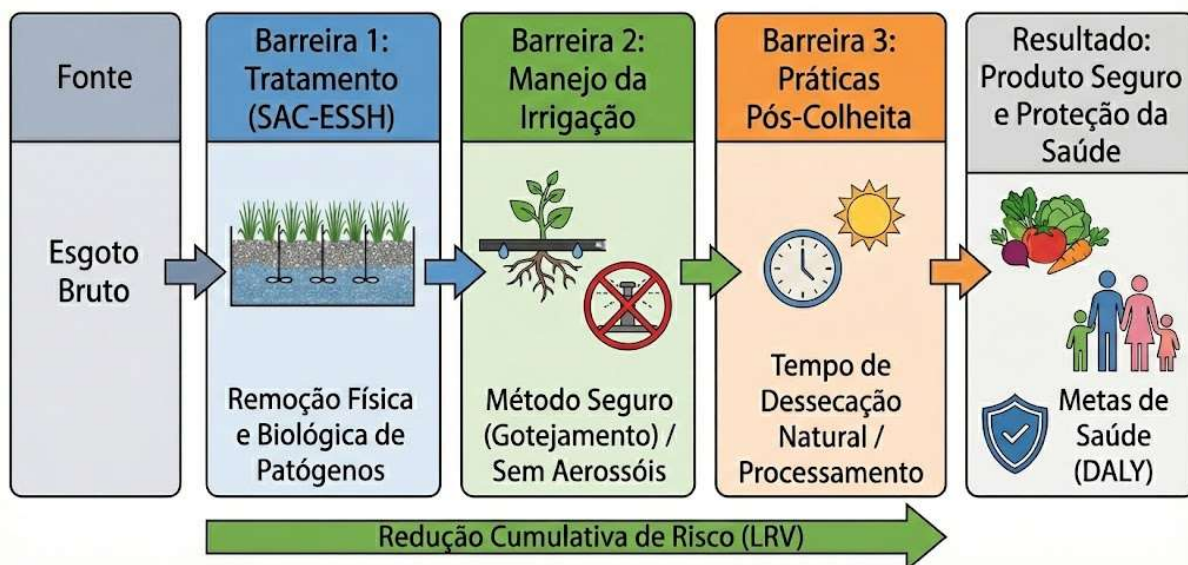


Figura 2-8 – O conceito de barreiras múltiplas aplicado ao reúso agrícola seguro de efluentes tratados. Fonte: Elaborada pelo autor (2026).

Estudos indicam que a adequação do tratamento depende da origem do efluente — diferenciando-se, por exemplo, o risco microbiológico de águas cinzas claras e escuras — e que o monitoramento de indicadores como os colifagos somáticos fornece uma estimativa robusta da segurança viral em comparação a indicadores puramente bacterianos (Hamidi, 2025). Além da segurança sanitária, os SAC-ESSH desempenham um papel central na recuperação de recursos e na sustentabilidade ambiental através da abordagem Nexus (Água-Energia-Alimento) (Avellán & Gremillion, 2019). Ao tratar o efluente próximo à fonte de geração, esses sistemas reduzem a demanda por água doce e permitem a recuperação de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) que, incorporados à água de irrigação, potencializam a produtividade agrícola e contribuem para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6) (Avellán & Gremillion, 2019; Diaz-elsayed et al., 2019). O aproveitamento da biomassa vegetal colhida dos leitos como fonte de energia renovável reforça a viabilidade econômica da tecnologia em países em desenvolvimento, transformando o saneamento de um centro de custos em uma unidade de valoração de subprodutos (Avellán & Gremillion, 2019).

Contudo, a gestão de longo prazo da prática de reúso exige a vigilância sobre riscos emergentes, como a salinização do solo e o acúmulo de contaminantes de preocupação emergente que não são totalmente removidos por tratamentos convencionais (Ukoha-onuoha & Horsfall, 2026). A integração da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (QMRA) permite validar se os SAC-ESSH, operando sob diferentes escalas (pequena, média ou plena),

mantêm o risco de infecção abaixo dos limites toleráveis de DALY (Disability-Adjusted Life Years), consolidando a tecnologia como uma solução de engenharia robusta e segura para a fertirrigação descentralizada (Diaz-elsayed et al., 2019; Foster et al., 2021).

2.6 REFERÊNCIAS

Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of the Total Environment*, 630, 587-599.

Arden, S., Anderson, M., Blue, J., Ma, X. C., Jahne, M., & Garland, J. (2024). Towards the definition of treatment wetland pathogen log reduction credits. *Science of The Total Environment*, 957, 177613.

Avelar, F. F., de Matos, A. T., de Matos, M. P., & Borges, A. C. (2014). Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. *Environmental technology*, 35(16), 2095-2103.

Avellán, T., & Gremillion, P. (2019). Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 99, 42-57.

Boutilier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C., & Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water research*, 43(17), 4370-4380.

Chen, G., Mo, Y., Gu, X., Jeppesen, E., Xie, T., Ning, Z., ... & Wu, H. (2024). Sustainability of global small-scale constructed wetlands for multiple pollutant control. *npj Clean Water*, 7(1), 45.

Diaz-Elsayed, N., Rezaei, N., Guo, T., Mohebbi, S., & Zhang, Q. (2019). Wastewater-based resource recovery technologies across scale: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 94-112.

Foster, T., Falletta, J., Amin, N., Rahman, M., Liu, P., Raj, S., ... & Willetts, J. (2021). Modelling faecal pathogen flows and health risks in urban Bangladesh: implications for sanitation decision making. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 233, 113669.

- Hamidi, M. N. (2025). Greywater reuse for irrigation: A critical review of suitability, treatment, and risks. *Science of The Total Environment*, 975, 179272.
- Heia, J. T., Isah, M. E., Masuda, S., Matsubae, K., Chen, R., Li, Y. Y., & Sano, D. (2025). Quantifying health risks from wastewater reclamation and agricultural reuse using life cycle assessment and quantitative microbial risk assessment. *Science of the Total Environment*, 977, 179363.
- Hernández-Crespo, C., Fernández-Gonzalvo, M. I., Miglio, R. M., & Martín, M. (2022). *Escherichia coli* removal in a treatment wetland-pond system: A mathematical modelling experience. *Science of the Total Environment*, 839, 156237.
- Kadlec, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, v. 15, p. 105-119, 2000.
- Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands*. 2nd Edition. CRC Press.
- Karim, M. R., Manshadi, F. D., Karpiscak, M. M., & Gerba, C. P. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water research*, 38(7), 1831-1837.
- Li, Y., & Yuan, L. (2023). Deep deconstruction and future development of process-based models for subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104481.
- Matesun, J., Petrik, L., Musvoto, E., Ayinde, W., & Ikumi, D. (2024). Limitations of wastewater treatment plants in removing trace anthropogenic biomarkers and future directions: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 281, 116610.
- Mishra, S. K., Chowdhury, S. D., Bhunia, P., & Sarkar, A. (2024). Clogging in subsurface flow constructed wetlands: mechanisms, influencing factors, measurements, modelling, and remediation. *Ecological Engineering*, 208, 107374.
- Nunes, A. S., Moresco, V., Tavares, K. I. S., Barardi, C. R. M., Fongaro, G., Sezerino, P. H., & Magri, M. E. (2025). Removal of pathogens at small-scale constructed wetlands under long-term operation. *Ecological Engineering*, 221, 107769.

- Núñez, V. A. R., Durán, A. D. J. M., & Cuello, J. Á. V. (2025). First-order mass balance models of COD, BOD and DO in a subsurface flow constructed wetland. *Desalination and Water Treatment*, 101571.
- Reinoso, R., Torres, L. A., & Bécares, E. (2008). Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the total environment*, 395(2-3), 80-86.
- Shingare, R. P., Thawale, P. R., Raghunathan, K., Mishra, A., & Kumar, S. (2019). Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *Journal of environmental management*, 246, 444-461.
- Ukoha-Onuoha, E., & Horsfall, I. T. (2026). The evolution of wastewater reuse for irrigation: Lessons learned and future directions. *Next Sustainability*, 7, 100253.
- Vaz, L. R. L., de Souza, T. O., Gomes, T. F., de Matos, R. R., & Borges, A. C. (2025). Defluoridation in constructed wetlands: Effect of auxin on performance and kinetics. *Bioresource Technology*, 435, 132865.
- Ventura, D., Rapisarda, R., Sciuto, L., Milani, M., Consoli, S., Cirelli, G. L., & Licciardello, F. (2022). Application of first-order kinetic removal models on constructed wetlands under Mediterranean climatic conditions. *Ecological Engineering*, 175, 106500.
- Verbyla, M. E., Iriarte, M. M., Guzmán, A. M., Coronado, O., Almanza, M., & Mihelcic, J. R. (2016). Pathogens and fecal indicators in waste stabilization pond systems with direct reuse for irrigation: Fate and transport in water, soil and crops. *Science of the Total Environment*, 551, 429-437.
- Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, 45(1), 61-69.
- Von Sperling, M. et al. (2020). *Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data*. IWA Publishing.
- Wang, C-Y.; Sample, D. J. Assessing floating treatment wetlands nutrient removal performance through a first order kinetics model and statistical inference. *Ecological Engineering*, v. 61, p. 292-302, 2013.

WHO. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Geneva: World Health Organization, 2006.

WHO. Sanitation Safety Planning: Step-by-step risk management for safe reuse and disposal of excreta, greywater and wastewater. Geneva: World Health Organization, 2018.

Wu, S. et al. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of the Total Environment*.

Zhang, R., Liu, X., Wang, L., Xu, P., Li, K., Chen, X., ... & Van Hulle, S. W. (2023). Combining a novel biofilm reactor with a constructed wetland for rural, decentralized wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 455, 140906.

Zhao, F., Zhang, X., Xu, Z., Feng, C., Pan, W., Lu, L., & Luo, W. (2024). Review of hydraulic conditions optimization for constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 370, 122377.

Zhu, Y., Xu, S., Zhou, Y., Guo, X., Han, Y., Zhan, J., ... & Liu, J. (2025). Occurrence characteristics, removal efficiencies and potential health risks of typical viruses in rural domestic sewage: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106611.

3. OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo geral dessa pesquisa é determinar e consolidar coeficientes de decaimento microbianos (k_b) robustos e generalizáveis para cinco grupos de microrganismos (coliformes totais, *Escherichia coli*, oocistos de *Cryptosporidium spp.*, cistos de giárdia *spp.* e colifagos somáticos) em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SAC-ESSH).

Para o alcance do objetivo central, definiram-se os seguintes objetivos específicos e suas respectivas hipóteses:

- Objetivo 1: Mapear as lacunas e tendências da literatura científica quanto à remoção microbiana em SAC-ESSH.
 - Hipótese 1: A literatura científica apresenta alta dispersão de resultados e uma carência de dados consolidados para microrganismos persistentes, como vírus e protozoários, em comparação aos indicadores bacterianos tradicionais.

- Objetivo 2: Consolidar um banco de dados global de desempenho microbiológico por meio de revisão sistemática baseada no protocolo PRISMA.
 - Hipótese 2: A sistematização de dados globais em uma estrutura padronizada permite identificar padrões de comportamento microbiológico que estudos isolados não conseguem capturar.
- Objetivo 3: Determinar e comparar os coeficientes de decaimento (k_b) obtidos sob as premissas dos modelos hidráulicos de Mistura Completa (MC) e Escoamento em Pistão (EP).
 - Hipótese 3: O modelo de Escoamento em Pistão (EP) produz coeficientes de decaimento (k_b) mais consistentes e hidraulicamente representativos do que o modelo de Mistura Completa (MC), garantindo maior confiabilidade aos parâmetros de projeto destinados à segurança sanitária.
- Objetivo 4: Quantificar a influência de parâmetros operacionais (TRH, TAH e carga afluyente) e variáveis estruturais (escala e presença de vegetação) na variação dos coeficientes k_b .
 - Hipótese 4: O tempo de retenção hidráulica (TRH) e a presença de vegetação exercem influência positiva e estatisticamente significativa nas taxas de decaimento microbiano, independentemente da escala do sistema.
- Objetivo 5: Propor equações preditivas e recomendações de projeto que subsidiem a engenharia de saneamento descentralizado na produção de água de reúso segura.
 - Hipótese 5: É possível derivar modelos de regressão robustos que correlacionem o k_b ao TRH, oferecendo parâmetros de projeto mais conservadores e alinhados às exigências sanitárias para reúso agrícola.

4. REMOÇÃO MICROBIANA EM SAC: MAPEAMENTO DE LACUNAS E TENDÊNCIAS POR REVISÃO SISTEMÁTICA

4.1 INTRODUÇÃO

A segurança microbiológica no tratamento de águas residuárias é um pilar fundamental para a viabilização do reúso de água e para a proteção da saúde pública global. No cenário brasileiro, marcado por um déficit histórico no qual apenas 56,0% do esgoto gerado recebe tratamento (MCID, 2023), os Sistemas Alagados Construídos (SACs) — ou *wetlands* construídos — emergem como uma tecnologia estratégica. Devido à sua baixa demanda energética e simplicidade operacional, esses sistemas são particularmente eficazes para a

universalização do saneamento em comunidades rurais e áreas descentralizadas (Avelar et al., 2014). Apesar da consolidação técnica dos SACs nas últimas décadas (Kadlec & Wallace, 2008), o projeto e o monitoramento desses sistemas ainda enfrentam um desafio crítico: a dependência de indicadores bacterianos tradicionais, como *E. coli* e coliformes totais. Embora esses indicadores sejam úteis para aferir a eficiência geral, eles possuem dinâmicas de decaimento e persistência ambiental distintas de outros patógenos de elevada relevância epidemiológica, como os vírus entéricos, protozoários e helmintos. Essa discrepância pode resultar em uma subestimativa dos riscos sanitários, especialmente em contextos de escassez hídrica onde o contato direto ou indireto com o efluente tratado é frequente.

A produção científica sobre o tema acompanhou a expansão da tecnologia, gerando um volume considerável de dados distribuídos em periódicos de diferentes áreas. No entanto, essa produção apresenta-se fragmentada e enviesada por conveniências analíticas e laboratoriais. A literatura aponta para uma concentração de esforços em organismos de fácil detecção em detrimento de patógenos persistentes, além de uma predominância de estudos realizados em regiões de clima temperado e com tipologias de fluxo específicas (escoamento horizontal).

Sem uma análise sistemática que quantifique essas tendências, o avanço tecnológico dos SACs permanece limitado por "pontos cegos" informacionais. A identificação rigorosa dessas lacunas é essencial para direcionar futuros investimentos em pesquisa e para fundamentar o desenvolvimento de modelos cinéticos mais robustos e seguros.

Diante desse cenário, o presente capítulo tem como objetivo realizar uma revisão sistemática e mapear a produção científica global sobre a remoção de microrganismos em SACs. Busca-se caracterizar o estado da arte por meio de uma análise multidimensional — temporal, geográfica, tecnológica e taxonômica — a fim de validar a hipótese de desproporção na pesquisa científica e fornecer um "mapa de lacunas" que norteie as prioridades da engenharia sanitária moderna.

4.2 METODOLOGIA

O presente estudo foi delineado como uma revisão sistemática da literatura com o objetivo de compilar e mapear o perfil das publicações científicas focadas na remoção de microrganismos de interesse sanitário em sistemas de *wetlands* construídos. O protocolo metodológico foi estruturado para garantir a reprodutibilidade da coleta, seguindo as etapas sequenciais de definição de protocolo de busca, triagem e seleção de artigos, e extração e categorização multidimensional dos dados.

4.2.1 Estratégia de Busca e Fontes de Dados

A prospecção bibliográfica foi realizada entre maio e julho de 2025 nas bases de dados *Science Direct* e *Web of Science* (WoS). Foram aplicados critérios de inclusão para artigos publicados entre janeiro de 2000 e julho de 2025, no idioma inglês, com a busca restrita aos campos de título, resumo e palavras-chave (title, abstract, keywords). A estratégia de busca utilizou operadores booleanos para combinar termos relacionados ao sistema de tratamento e aos grupos microbiológicos de interesse. Na *Science Direct*, a busca foi realizada de forma escalonada, utilizando inicialmente a combinação ("sewage" OR "wastewater") AND ("wetland") AND ("coli" OR "bacteria" OR "virus" OR "phage") e, posteriormente, uma busca complementar para organismos de nicho com os termos ("wastewater" OR "sewage") AND ("wetland") AND ("spore" OR "cyst"). Na *Web of Science*, utilizou-se uma estratégia integrada abrangendo todos os termos simultaneamente, o que resultou na identificação de 1.707 registros brutos. Somados aos achados da *Science Direct*, o esforço de busca totalizou 2.428 artigos identificados inicialmente.

4.2.2 Triagem e Seleção de Artigos

O processo de triagem dos artigos foi executado em duas etapas distintas, conforme ilustrado no fluxograma da Figura 9. Inicialmente, dos 2.428 registros totais, foram identificadas e removidas 87 duplicatas (todas provenientes da interseção com a *Web of Science*), resultando em um saldo de 1.620 artigos únicos da WoS e um montante global de 2.341 artigos para a triagem inicial de títulos e resumos. Nesta primeira fase, a leitura sistemática levou à exclusão de 2.019 trabalhos que não apresentavam aderência direta ao tema. Os principais critérios de exclusão nesta etapa foram: estudos que não envolviam sistemas de *wetlands* construídos; pesquisas com afluentes de origem não doméstica ou urbana; e trabalhos que careciam de análises microbiológicas detalhadas.

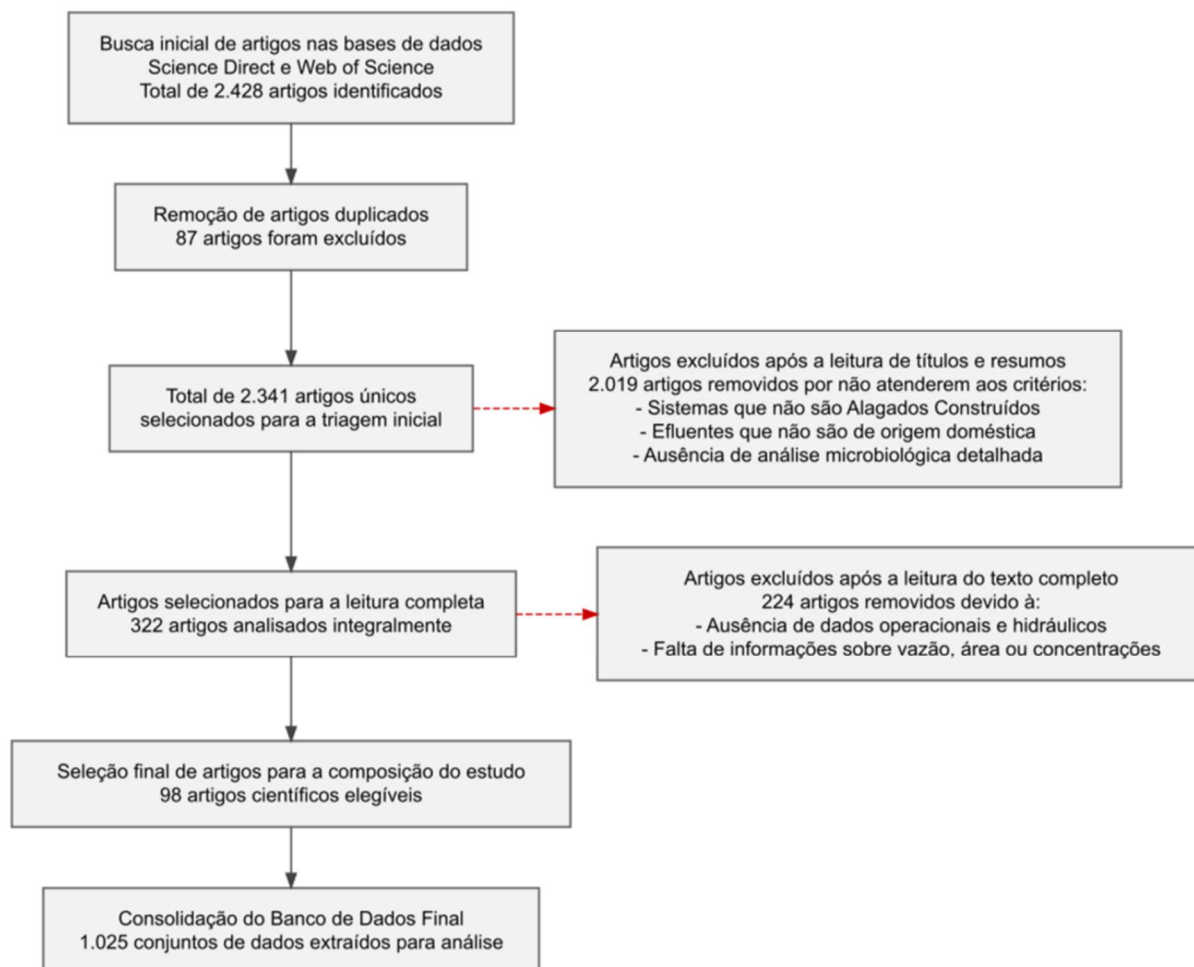


Figura 4-1 – Fluxograma do processo de busca e seleção de artigos (conforme protocolo de triagem sistemática).

Os 322 estudos pré-selecionados avançaram para a etapa de leitura integral. Nesta fase, o critério determinante para a elegibilidade final foi a disponibilidade de dados operacionais e hidráulicos médios, essenciais para a caracterização técnica e futura modelagem cinética do sistema. Artigos que omitiram variáveis fundamentais, como vazão, área, concentrações de entrada/saída ou o tempo de detenção hidráulica (TRH), foram desconsiderados ($n=224$). Ao final deste processo, o corpus da pesquisa foi consolidado em 98 artigos científicos elegíveis. As publicações indexadas em ambas as bases de dados foram contabilizadas prioritariamente na *Science Direct* para evitar sobreposições na análise quantitativa, resultando em uma amostra final composta por 42 artigos da *Science Direct* e 56 da *Web of Science*.

4.2.3 Extração e Categorização de Dados

Para os artigos selecionados, procedeu-se à extração de variáveis estruturadas em uma planilha eletrônica, visando a harmonização dos dados para a análise de tendências e o mapeamento do perfil científico da área. As informações foram organizadas em domínios

principais, iniciando-se pela identificação e contexto geográfico, que incluiu metadados como DOI, ano de publicação e país de origem do estudo, elementos fundamentais para a análise da evolução temporal e distribuição global da pesquisa.

Adicionalmente, realizou-se a categorização da configuração tecnológica, classificando os sistemas quanto ao tipo de escoamento (horizontal ou vertical) e ao tipo de fluxo (superficial ou subsuperficial), o que permitiu identificar as preferências tecnológicas da comunidade científica. Por fim, procedeu-se ao levantamento do perfil microbiológico por meio da identificação das classes de microrganismos investigadas em cada estudo, categorizadas em bactérias, vírus, protozoários e helmintos, a fim de quantificar o viés taxonômico na literatura atual. No total, foram compilados 1.025 conjuntos de dados de entrada e saída. Embora variáveis operacionais e físico-químicas também tenham sido extraídas para assegurar a consistência técnica dos estudos e permitir futuras investigações, a análise deste capítulo concentra-se na caracterização demográfica e temática da produção científica, fundamentando a construção do mapa de lacunas de conhecimento.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Evolução Temporal e Amadurecimento do Campo

A análise da distribuição cronológica das publicações selecionadas revela um campo de pesquisa em franca expansão, com um amadurecimento técnico notável nas últimas décadas. Conforme detalhado na Figura 10, observa-se que o período compreendido entre 2010 e 2025 concentra cerca de 79,6% do total de artigos selecionados, indicando que o interesse científico pela eficiência sanitária das SACs consolidou-se recentemente.

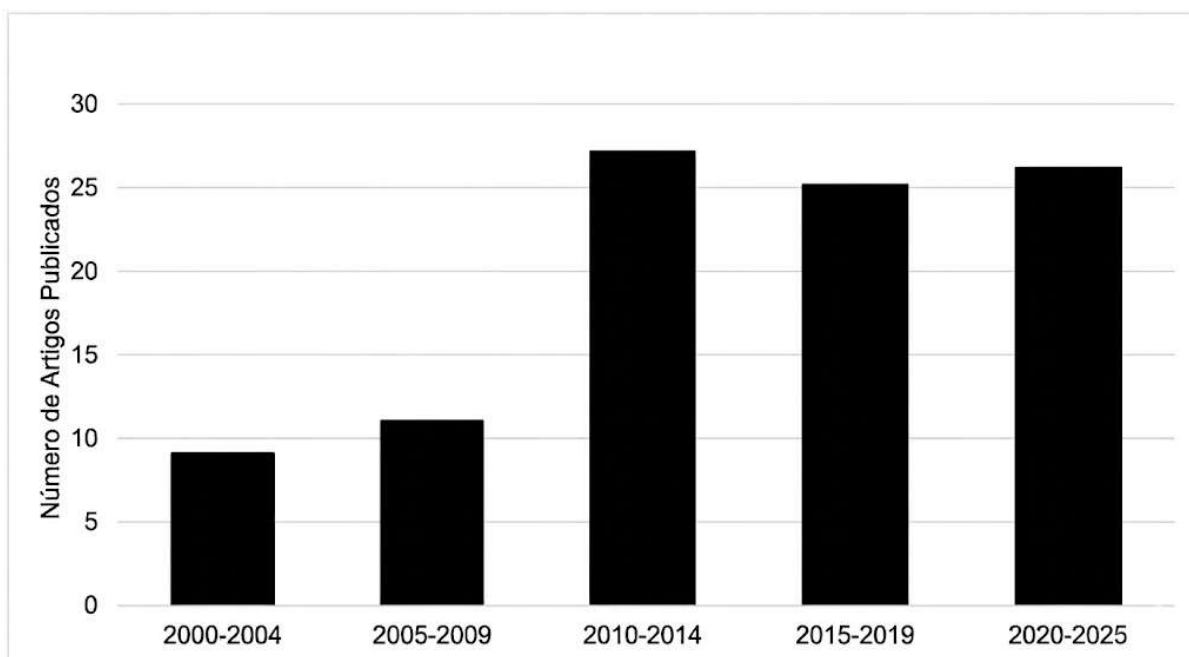


Figura 4-2 - Distribuição temporal dos artigos científicos selecionados (n=98)

Esse crescimento acentuado sugere que a tecnologia deixou de ser avaliada prioritariamente pela remoção de parâmetros físico-químicos convencionais, como matéria orgânica e nutrientes, passando a ser rigorosamente testada como uma barreira sanitária frente a patógenos de relevância global. Tal tendência é impulsionada pela implementação de regulamentações ambientais mais restritivas e pela crescente demanda mundial por projetos de reúso de água, os quais exigem garantias microbiológicas superiores para a proteção da saúde pública.

Como exemplos dessas diretrizes, destacam-se o Regulamento (UE) 2020/741 do Parlamento Europeu, que estabelece requisitos mínimos de qualidade para o reúso agrícola, e as diretrizes da USEPA (2012) e da Organização Mundial da Saúde (2011), que preconizam a abordagem de barreiras múltiplas e metas de redução logarítmica para patógenos específicos. No cenário brasileiro, a Resolução CNRH nº 121/2010 — que estabelece as diretrizes para o reúso direto não potável na agricultura — e normas estaduais recentes têm seguido essa tendência de elevar o rigor técnico exigido. A legislação condiciona o aproveitamento desses efluentes ao atendimento de limites estritos para suas características físicas, químicas e biológicas (Art. 2º), exigindo a caracterização e o monitoramento periódico tanto da água de reúso quanto do solo receptor (Art. 3º e 7º). Na prática, essa rotina de controle operacional busca assegurar que a aplicação agrícola não apresente riscos ou cause danos ambientais e à saúde pública (Art. 5º), o que reforça a urgência por sistemas de tratamento com alta previsibilidade na remoção de patógenos.

4.3.2 Hegemonia Taxonômica e Tecnológica

Os resultados apresentados confirmam um severo viés taxonômico na literatura global, validando a hipótese de uma conveniência analítica e metodológica no campo de estudo. A Tabela 1 apresenta a distribuição das observações extraídas, evidenciando a disparidade entre os indicadores e patógenos avaliados e as configurações de engenharia.

Tabela 1 - Perfil amostral e distribuição das observações por categorias microbiológicas e características operacionais (n = 1.025)

CATEGORIA DE ANÁLISE	SUBCATEGORIA	FREQUÊNCIA ABSOLUTA (N)	FREQUÊNCIA RELATIVA (%)
GRUPO MICROBIOLÓGICO	Bactérias (<i>E. coli</i> / Coliformes)	882	86,00%
	Vírus e colífagos	58	5,70%
	Protozoários (<i>Giardia</i> / <i>Cryptosporidium</i>)	46	4,50%
	Helmintos	39	3,80%
TIPO DE ESCOAMENTO	Horizontal	738	72,00%
	Vertical	287	28,00%
TIPO DE FLUXO	Superficial	241	23,51%
	Subsuperficial	784	76,49%
TOTAL		1.025	100%

Fonte: Dados da pesquisa (2025).

A concentração de 86% dos dados em indicadores bacterianos tradicionais evidencia uma lacuna de conhecimento significativa sobre patógenos de maior persistência ambiental, como vírus (5,7%) e protozoários (4,5%). Quanto à tecnologia, as SACs de escoamento horizontal dominam o cenário científico (72%), assim como os sistemas de fluxo subsuperficial (76,49%). Essa preferência reforça o uso de tecnologias que minimizam odores e riscos de contato, embora limite o entendimento sobre o potencial de inativação por radiação solar, restrito aos sistemas de fluxo superficial (23,51%).

4.3.3 Concentração Geográfica e o Mapa de Lacunas

A distribuição geográfica revela uma forte concentração de estudos em países de clima temperado, o que pode ser visualizado no gráfico de frequência por nações da Figura 11.

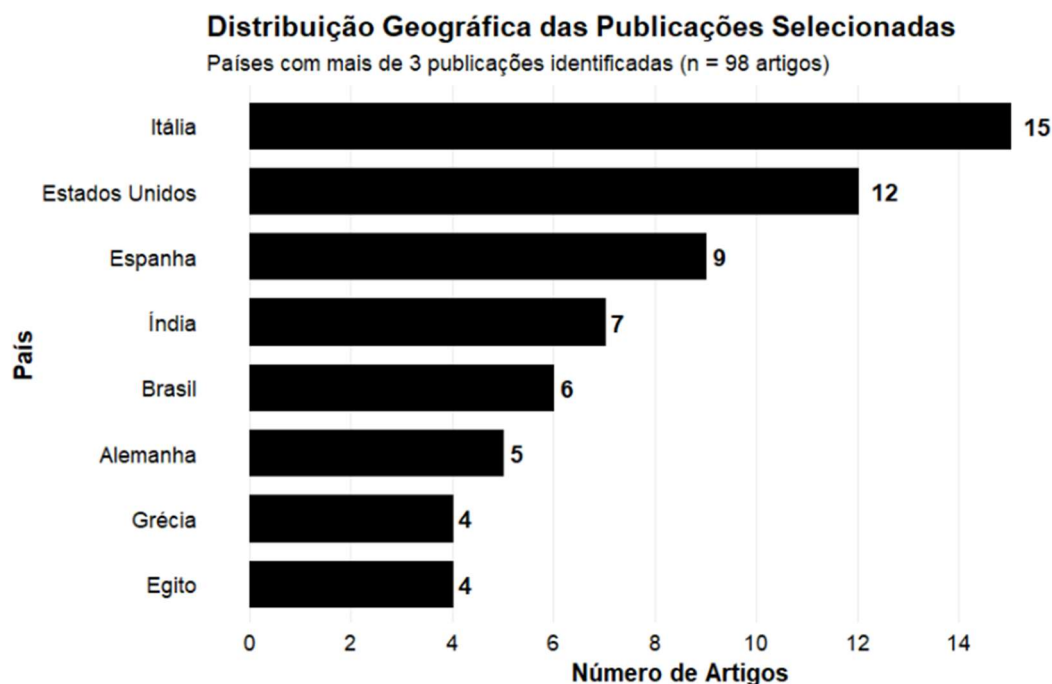


Figura 4-3 - Países com maior volume de publicações ($n > 3$). Fonte: Dados da pesquisa (2025).

A análise da distribuição geográfica (Figura 11) evidencia o predomínio de estudos em países de clima temperado, com Itália, Estados Unidos e Espanha liderando o volume de publicações. Em contraste, a representatividade de nações tropicais e subtropicais, como Brasil (6 artigos) e Egito (4 artigos), é significativamente menor. Essa disparidade indica que as taxas de decaimento (k_b) consolidadas na literatura podem não refletir com precisão a cinética de inativação sob condições de alta radiação e temperatura, típicas do Sul Global.

Essa assimetria decorre, em grande parte, da concentração de recursos e infraestrutura laboratorial em nações desenvolvidas. O alto custo de monitoramento microbiológico limita a produção científica em países que enfrentam os maiores déficits de saneamento, reforçando a necessidade de parâmetros de projeto mais representativos. Tais coeficientes são essenciais para garantir que as diretrizes de engenharia sejam seguras e tecnicamente alinhadas às realidades climáticas e socioeconômicas onde a demanda por soluções descentralizadas é mais urgente.

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão sistemática realizada permitiu diagnosticar o estado da arte das *wetlands* construídos no que tange à remoção de microrganismos, confirmando que a base de conhecimento atual é fortemente dependente de indicadores bacterianos e de sistemas

horizontais em climas temperados. O "mapa de lacunas" aqui estabelecido evidencia que o uso de coeficientes de decaimento generalistas pode comprometer a segurança microbiológica de projetos de reuso, especialmente para vírus e protozoários.

Este diagnóstico fundamenta a transição para a próxima etapa desta tese, onde a base de dados consolidada de 1.025 observações será utilizada para o cálculo rigoroso dos coeficientes de decaimento (k_b). O objetivo será converter as tendências aqui identificadas em parâmetros matemáticos robustos, capazes de subsidiar projetos que garantam a proteção da saúde pública de forma específica para cada classe de patógeno e configuração de sistema.

4.5 REFERÊNCIAS

Avelar, F. F., Matos, A. T., Matos, M. P., & Borges, A. C. (2014). Coliform bacteria removal from sewage in constructed *wetland* planted with *Mentha aquatica*. *Environmental Technology*, 35(16), 2095–2103. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.898838>

Conselho Nacional de Recursos Hídricos. (2010). Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal. *Diário Oficial da União*, 16 de março de 2011.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>

Ministério das Cidades. (2023). Diagnóstico temático de serviços de água e esgoto: Ano de referência 2022. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf

União Europeia. (2020). Regulamento (UE) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho de 25 de maio de 2020 relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água. *Jornal Oficial da União Europeia*, L 177, 32–55.

United States Environmental Protection Agency. (2012). *Guidelines for water reuse* (EPA/600/R-12/618). Washington, DC: USEPA.

World Health Organization. (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed.). Geneva: WHO Press. (1st addendum, 2017).

5. DETERMINAÇÃO DE COEFICIENTES DE DECAIMENTO CINÉTICO DE PATÓGENOS E INDICADORES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA E MODELAGEM HIDRÁULICA

5.1 INTRODUÇÃO

Diferente dos modelos convencionais de saneamento, os sistemas descentralizados tratam o efluente próximo à fonte de geração, o que reduz custos globais ao eliminar infraestruturas onerosas e extensas redes coletoras (Sahu et al., 2025). Entre as tecnologias aplicáveis, os sistemas alagados construídos (SAC) baseiam-se nos princípios funcionais de pântanos naturais (Kadlec & Wallace, 2009), integrando processos físico-químicos e biológicos otimizados. Nesses sistemas, a fração orgânica é metabolizada pelo biofilme, enquanto a remoção de patógenos ocorre por uma combinação de processos onde a vulnerabilidade de bactérias como a *Escherichia coli* a mecanismos de predação e fotólise contrasta com a resistência de protozoários e helmintos, cuja remoção depende primordialmente da retenção física de (oo)cistos e ovos na matriz porosa (Arden et al., 2024; Wu et al., 2016; WHO, 2018).

Os SAC constituem uma tecnologia consolidada globalmente, aplicada em mais de 80 países (Addo-bankas et al., 2024). No Brasil, inventários identificam centenas de unidades, com predominância nas regiões Sul e Sudeste (Sezerino et al., 2015), demonstrando viabilidade desde a escala individual até o atendimento de comunidades tradicionais (Baia, 2023). Esta solução apresenta eficiências de remoção de indicadores bacterianos superiores a 68% e elevada adaptação ambiental (CHEN et al., 2024). Dentre as variações, os alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SAC-ESSH) destacam-se pela segurança sanitária, visto que o efluente percola abaixo da superfície, prevenindo vetores e odores (Kadlec & Wallace, 2009). Além disso, favorecem o contato prolongado do fluido com o biofilme e a rizosfera, tornando o desempenho do sistema intrinsecamente dependente da otimização de parâmetros como o tempo de retenção hidráulico (TRH) e a taxa de aplicação hidráulica (TAH) (Machado et al., 2017; Santos et al., 2024).

Entretanto, persistem lacunas metodológicas na avaliação de seu desempenho, uma vez que a maioria dos estudos se concentra em parâmetros físico-químicos, monitorando apenas a eficiência global de entrada e saída (Khan et al., 2025; Shuyuan et al., 2024). Historicamente, o monitoramento tem focado em bactérias indicadoras, como coliformes totais e *Escherichia coli*, devido ao menor custo operacional. Contudo, essa abordagem negligencia grupos patogênicos como vírus e protozoários, cujas dinâmicas de persistência diferem

significativamente. Essa ausência de dados é crítica para o reúso agrícola irrestrito, onde a WHO (2006) impõe padrões rigorosos que incluem o controle de ovos de helmintos.

Nesse cenário, a determinação de coeficientes de decaimento de microrganismos (k_b) torna-se imperativa para transformar a incerteza operacional em critérios de projeto robustos. A escassez de dados sistemáticos para grupos específicos compromete a validação técnica das unidades para irrigação e descarte seguro. Tal contribuição é essencial para gerar subsídios cinéticos para os grupos menos documentados, garantindo a proteção da saúde pública em cenários de economia circular da água.

Nos poucos estudos que incluem microrganismos, a análise geralmente se restringe a indicadores bacterianos tradicionais (Martí-herrero et al., 2025). Essa limitação ignora vírus e protozoários, que apresentam maior resistência e relevância sanitária (Singh et al., 2023). Essa lacuna é ainda mais crítica frente a regulamentações como o Regulamento (UE) 2020/741, que recomenda colifagos somáticos como indicadores para monitorar a segurança na reutilização de água agrícola, reforçando a necessidade de contemplar diferentes classes de microrganismos.

O monitoramento microbiológico é essencial para compreender os mecanismos de k_b , sendo importante para: i) assegurar o atendimento aos padrões de lançamento e critérios de reúso; ii) subsidiar o dimensionamento dos SAC, permitindo o ajuste do TRH e da TAH; iii) avaliar a estabilidade operacional frente a variações sazonais; iv) fornecer dados primários para a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM), ferramenta indispensável para definir barreiras de proteção no reúso.

Para o dimensionamento dessas unidades, um parâmetro-chave é o k_b de primeira ordem. Tradicionalmente, este coeficiente é relacionado ao TRH, assumindo-se que a inativação é função direta do tempo de contato (Kadlec & Wallace, 2009). No entanto, para grupos governados por mecanismos físicos de superfície, como a filtração de (oo)cistos de protozoários, a TAH tem surgido como um parâmetro de modelagem mais estável (Chen et al., 2024; Zhang et al., 2023). Enquanto o TRH foca no volume ocupado, a TAH reflete a carga física sobre a área superficial, permitindo estimar com maior precisão a capacidade de barreira física frente a patógenos persistentes (Arden et al., 2024).

Contudo, o coeficiente k_b apresenta elevada variabilidade na literatura. Para indicadores bacterianos como a *E. coli*, reportam-se valores típicos entre 0,5 e 2,0 d⁻¹ (Von Sperling, 2007). Dependendo da configuração e vegetação, esses índices podem ser superiores, atingindo 3,38 d⁻¹ em sistemas plantados com *Mentha aquatica* (Avelar et al., 2014). Nota-se, ainda, que o k_b

é microrganismo-específico, com remoções distintas para bactérias em comparação a oocistos de protozoários (Reinoso et al., 2008).

Observa-se uma lacuna na sistematização dos coeficientes k_b que integre o contexto operacional às variáveis de projeto, como configuração do sistema, vegetação e meio suporte (Licciardello et al., 2025; Otter et al., 2020). Nesse cenário, a escolha do modelo hidráulico para o cálculo de k_b (escoamento em pistão ou mistura completa) constitui uma variável crítica, pois diferentes premissas alteram os coeficientes reportados. A integração dessas condições via modelos cinéticos é fundamental para evitar erros de projeto e assegurar a saúde pública.

Diante das lacunas apresentadas, o objetivo central desta pesquisa foi consolidar dados cinéticos para a obtenção de valores de k_b robustos e generalizáveis para cinco grupos microbiológicos em SAC-ESSH: coliformes totais, *E. coli*, oocistos de *Cryptosporidium spp.*, cistos de *Giardia spp.* e colifagos somáticos. Para o alcance deste objetivo, definem-se os seguintes objetivos específicos: i) mapear estudos e identificar tendências de pesquisa; ii) consolidar um banco de dados global via protocolo PRISMA; iii) calcular e comparar os coeficientes k_b obtidos sob os modelos de Mistura Completa e Escoamento em Pistão; iv) quantificar a influência de parâmetros operacionais e estruturais na variação cinemática; e v) propor equações preditivas que subsidiem a engenharia de saneamento descentralizado.

5.2 METODOLOGIA

5.2.1 Estratégia de busca e seleção dos trabalhos

A seleção dos trabalhos utilizados no presente estudo foi conduzida com base nas diretrizes do protocolo PRISMA 2020 (Page et al., 2021), estruturado em etapas sequenciais para garantir a transparência, a reprodutibilidade e a mitigação de vieses na coleta de evidências (Martinez et al., 2023). As etapas do estudo estão sintetizadas na Figura 12 que apresenta o fluxo metodológico dividido em cinco etapas, desde a concepção até a validação dos modelos. A primeira etapa da pesquisa (Etapa 1) compreendeu a busca bibliográfica sistemática nas bases de dados Science Direct e Web of Science (WoS), abrangendo o período entre janeiro de 2000 e julho de 2025. Esse processo, restrito a artigos originais em inglês, resultou na base de dados bruta, que serviu de insumo para as fases subsequentes de filtragem. Para a recuperação dos registros, empregou-se uma combinação de palavras-chave e operadores booleanos definida pela expressão: ("sewage" OR "wastewater") AND ("wetland") AND ("coli" OR "bacteria" OR "virus" OR "phage" OR "spore" OR "cyst"). Na plataforma Science Direct, a estratégia foi

aplicada aos campos Title, Abstract and Keywords, enquanto na Web of Science utilizou-se o campo Topic.

O processo de triagem e filtragem dos artigos seguiu etapas sistemáticas e predefinidas para garantir a qualidade dos dados. A estratégia de seleção foi conduzida em três fases: (i) identificação bruta nas bases de dados, (ii) triagem por título e resumo, e (iii) avaliação de elegibilidade por leitura completa. Os critérios de inclusão focaram em estudos com sistemas alagados construídos tratando efluentes domésticos ou urbanos que apresentassem análises microbiológicas detalhadas. Como critério de exclusão determinante na fase de leitura completa, estabeleceu-se a ausência de parâmetros operacionais mínimos (como vazão, área ou tempo de retenção) que impedissem o cálculo ou a validação do k_b . As variáveis extraídas foram categorizadas em contextos geográficos, características hidráulicas, variáveis cinéticas e variáveis de projeto.

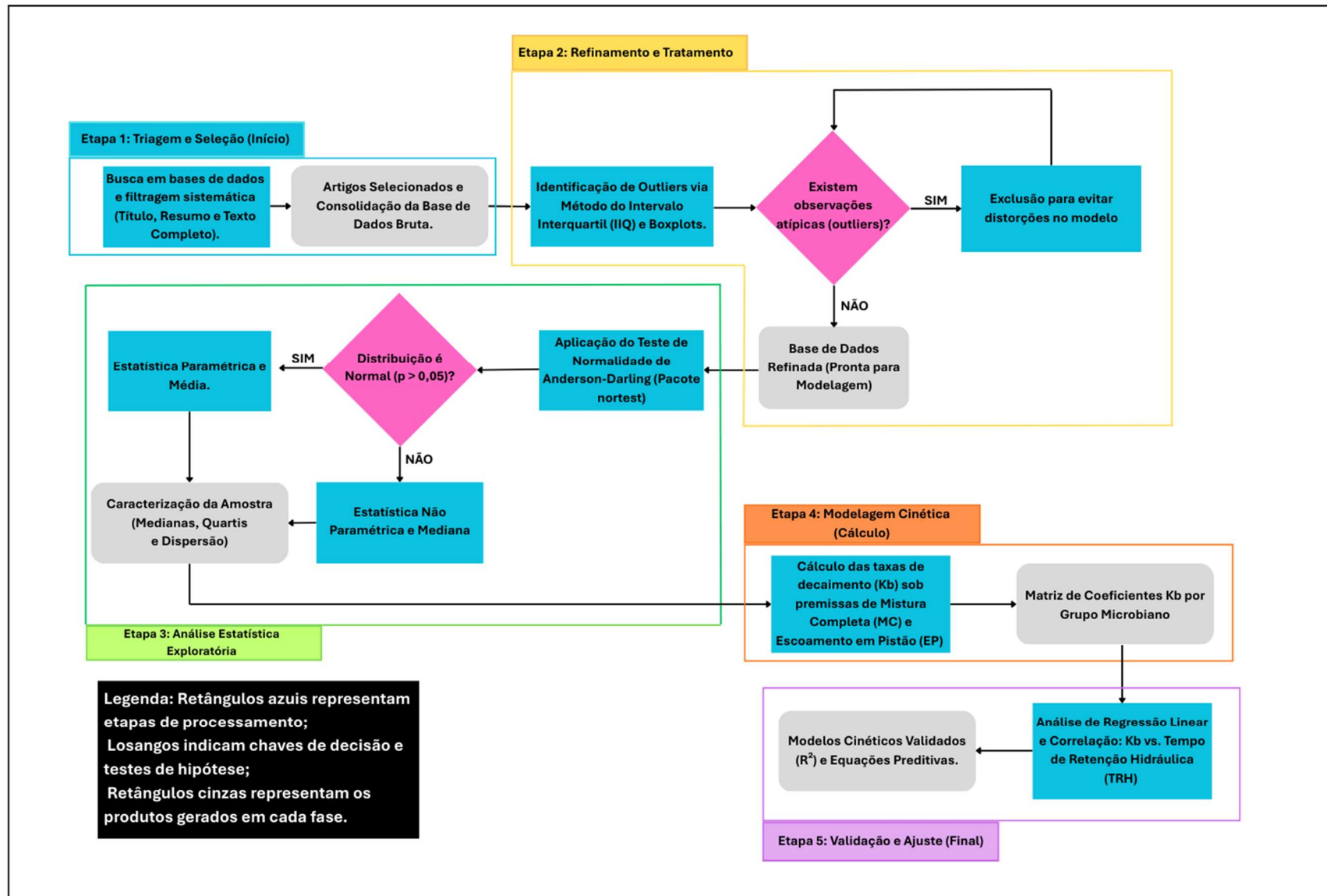


Figura 5-1 - Fluxograma do processo de identificação, triagem e seleção sistemática da literatura.

5.2.2 Tratamento e processamento dos dados

Antes da realização das análises cinéticas e estatísticas, os dados brutos foram submetidos a uma etapa de sistematização (data cleaning) e padronização (Etapa 2). Primeiramente, harmonizou-se a nomenclatura dos microrganismos e aplicou-se um recorte metodológico para a seleção dos dados de interesse. Para a modelagem e posterior análise estatística, foram selecionadas exclusivamente as observações referentes a grupos de interesse sanitário que representam os principais desafios ao tratamento descentralizado. A escolha incluiu coliformes totais e *Escherichia coli*, por serem os indicadores padrão de contaminação fecal em normativas nacionais (CONAMA 430/2011) e internacionais de reúso (UE 2020/741). Adicionalmente, incluíram-se os colifagos, como indicadores de remoção viral conforme preconizado pela WHO (2018), e os protozoários *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.* (cistos e oocistos), selecionados por sua elevada persistência ambiental e riscos à saúde pública em cenários de reúso agrícola (UE 2020/741; Nunes, 2025).

Subsequentemente, abordou-se a questão dos dados ausentes (missing values). Adotou-se o método de exclusão listwise (listwise deletion), o qual remove integralmente da análise todas as observações que possuíam pelo menos um valor ausente (NA) em qualquer uma das variáveis críticas (vazão, área, TRH ou concentrações). Embora rigoroso, este procedimento é recomendado para análises estatísticas que exigem matrizes de dados completas (Heymans et al., 2022), garantindo que apenas registros com informações simultâneas para todas as variáveis operacionais e cinéticas fossem mantidos para o cálculo dos k_b .

No que tange ao tratamento das concentrações efluentes (C_{ef}), adotaram-se critérios distintos para assegurar a robustez da modelagem:

Para *E. coli* e coliformes totais, os dados com C_{ef} iguais a zero foram removidos. Este procedimento de censura justifica-se pela necessidade de eliminar o viés gerado por valores de k_b tendentes ao infinito em equações logarítmicas (devido à razão C_{af}/C_{ef}), preservando a representatividade estatística (Von Sperling, 2014). Este processo é o que gera, no fluxograma, o produto denominado Base de Dados Refinada.

Para os demais microrganismos, diferentemente do critério adotado para as bactérias, as concentrações nulas no efluente não foram excluídas, visando mitigar a perda de dados em grupos que já apresentavam uma quantidade limitada de observações. Nesses casos, as concentrações efluentes (C_{ef}) nulas foram tratadas como resultados abaixo do limite de detecção (LD). Para viabilizar as análises estatísticas e os cálculos logarítmicos, esses valores foram

substituídos por 0,5, o que corresponde à metade do limite de detecção unitário, conforme recomendado por Von Sperling (2020). Contudo, ressalta-se que essa estratégia metodológica introduz uma premissa conservadora nas inferências: ao atribuir um valor fixo a efluentes com contagens potencialmente estéreis, os modelos tendem a subestimar a real eficiência de inativação do sistema. O impacto dessa ressalva nos coeficientes finais varia entre os diferentes grupos microbianos analisados, sendo diretamente proporcional à frequência de dados censurados (abaixo do limite de detecção) observada para cada indicador ou patógeno. Esse procedimento permitiu a inclusão de tais registros na análise sem comprometer a viabilidade matemática das equações cinéticas, garantindo a manutenção da representatividade estatística desses microrganismos na modelagem.

5.2.3 Verificação e análise exploratória dos dados

De posse dos artigos selecionados, para cada um dos cinco grupos microbianos, realizou-se uma etapa de estatística descritiva e verificação de distribuição dos dados (Etapa 3), visando a identificação de observações atípicas (outliers) e o aumento da robustez dos modelos cinéticos subsequentes. Esta etapa foi fundamental para obter valores de k_b que fossem robustos e apropriados para generalizações em outras pesquisas. A análise foi conduzida no ambiente estatístico R e Excel, e incluiu:

Medidas de tendência central e dispersão: Foi realizado o cálculo da média, mediana e desvio padrão. A determinação da mediana é particularmente importante em dados de remoção biológica, que frequentemente apresentam distribuição assimétrica, pois ela representa o desempenho típico do sistema de forma mais fiel do que a média, que é sensível a valores extremos.

Análise de Posição: Determinação do Quartil 1 (Q1), Quartil 3 (Q3), Intervalo Interquartil (IIQ), bem como os percentis de 10% e 90% dos dados. Essas medidas fornecem o intervalo onde a maior parte dos dados se concentra, auxiliando na compreensão da dispersão.

Teste de Normalidade: Aplicação do Teste de Anderson-Darling (pacote `nortest` no R) para avaliar a aderência dos dados a uma distribuição normal. A escolha por este teste justifica-se por sua maior sensibilidade a desvios de normalidade nas extremidades da distribuição (caudas), característica comum em bancos de dados de literatura técnica com alta variabilidade. A confirmação da não-normalidade via Anderson-Darling reforçou a decisão de utilizar testes não paramétricos e a mediana como principal medida de tendência central (Helsel et al., 2020).

Identificação e Tratamento de Outliers: Foi determinado o limite inferior (LI) e o limite superior (LS) com base no método do Intervalo Interquartil (IIQ). Os outliers (observações atípicas) representam condições excepcionais ou erros de registro que poderiam distorcer o ajuste do modelo cinético (regressão k_b vs TRH) ao gerar valores de k_b tendentes ao infinito. A exclusão desses valores atípicos visa aumentar a robustez do modelo e obter uma melhor aderência na análise de regressão.

Para a visualização gráfica da distribuição dos dados e identificação de observações atípicas (outliers), foram elaborados gráficos boxplots. Conforme preconizado por Von Sperling (2020), essa técnica é essencial para detectar valores que se afastam da massa central e que podem distorcer a análise de desempenho de sistemas de tratamento. No presente estudo, os outliers foram identificados e removidos para garantir que os resultados e os modelos cinéticos reflitam o comportamento típico dos sistemas alagados construídos, de modo que as figuras apresentadas exibem a distribuição dos dados sem a inclusão dessas observações extremas.

Esta etapa de triagem permitiu identificar e excluir observações que poderiam influenciar excessivamente o ajuste do modelo cinético k_b vs TRH.

5.2.4 Determinação dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b)

A Etapa 4 consistiu na aplicação de modelos hidráulicos idealizados: escoamento em pistão (EP) e mistura completa (MC). As equações foram adaptadas para considerar tanto concentrações absolutas quanto eficiências de remoção logarítmica, resultando em duas estimativas distintas para cada coeficiente k_b ($k_{b(EP)}$ e $k_{b(MC)}$).

a) Modelo de escoamento em pistão ($k_{b(EP)}$)

Este modelo fundamenta-se na premissa de que o efluente percorre o reator como um "pistão" contínuo, sem que ocorra mistura longitudinal entre as parcelas de fluido ao longo do percurso. Para a representação dos processos biológicos sob este regime hidráulico, adotou-se o modelo de cinética de primeira ordem, no qual o coeficiente de decaimento microbiano ($k_{b(EP)}$), expresso em d^{-1} , representa a constante de remoção microbiana. A determinação desses coeficientes seguiu as Equações 1 e 2, respectivamente:

$$K_{EP(Conc)} = \frac{-\ln \frac{C_{ef}}{C_{af}}}{TRH} \quad \text{Equação 1}$$

$$K_{EP(\log 10)} = \frac{R_{\log} \times \ln(10)}{TRH} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

$k_{b(EP)(Conc)}$ e $k_{b(EP)(Log)}$ são os coeficientes de decaimento microbianos para os modelos de escoamento em pistão com base em concentração e logs de remoção, respectivamente, expressos em d^{-1} .

C_{af} : Concentração do microrganismo no afluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

C_{ef} : Concentração do microrganismo no efluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

$R_{\log}$: Remoção em unidades logarítmicas ($\log_{10} C_{af} - \log_{10} C_{ef}$);

TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias);

b) Modelo de mistura completa ($k_{b(MC)}$)

Diferentemente do modelo anterior, o regime de mistura completa pressupõe que o afluente, ao ingressar no sistema, é instantaneamente homogeneizado em todo o volume do reator. Para fins desta análise, considerou-se o sistema como uma unidade de mistura completa ideal ($N=1$). Esta abordagem é tecnicamente reconhecida como a mais conservadora para o dimensionamento de sistemas de tratamento, visto que, para um mesmo valor de k_b , o modelo de mistura completa exige volumes de reator substancialmente maiores do que o escoamento em pistão para atingir a mesma eficiência de remoção. Consequentemente, o uso deste modelo oferece uma margem de segurança superior ao projetista, mitigando riscos associados a variações operacionais (Von Sperling, 2014). Sob essa perspectiva, o coeficiente de decaimento microbiano ($k_{b(MC)}$) é expresso em d^{-1} , sendo calculado por meio das Equações 3 e 4:

$$K_{MC(Conc)} = \frac{\left(\left(\frac{C_{af}}{C_{ef}} \right) - 1 \right)}{TRH} \quad \text{Equação 3}$$

$$K_{MC(Conc)} = \frac{(10^{(Rlog)})}{TRH} \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

$k_{b(MC)(Conc)}$ e $k_{b(MC)(Log)}$ são os coeficientes de decaimento microbianos para os modelos de mistura completa com base em concentração e logs de remoção, respectivamente, expressos em d^{-1} .

C_{af} : Concentração do microrganismo no afluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

C_{ef} : Concentração do microrganismo no efluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

Rlog: Remoção em unidades logarítmicas ($\log_{10} C_{af} - \log_{10} C_{ef}$);

TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias);

n: Número de reatores em série.

c) Análise Complementar: Coeficiente k_b baseado na taxa de aplicação hidráulica (TAH)

Para os protozoários (cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.*), os k_b foram calculados utilizando duas bases de referência distintas: o tempo de retenção hidráulico (TRH), resultando em k_b com unidade em d^{-1} , e a taxa de aplicação hidráulica (TAH), resultando em k_b com unidade em m/d. Esta análise complementar visou investigar se a TAH (carga superficial) oferece uma representação mais estável para microrganismos cujo principal mecanismo de remoção em sistemas alagados construídos envolve processos físicos de superfície, como filtração e sedimentação. A equação adaptada para o cálculo em função da TAH, para o modelo de escoamento em pistão, é apresentada a seguir (Equação 5):

$$K_{(TAH)} = -\ln\left(\frac{C_{ef}}{C_{af}}\right) \times TAH \quad \text{Equação 5}$$

Em que:

$K_{(TAH)}$ é o coeficiente de decaimento para os modelos de escoamento em pistão, expresso em m/d.

TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d);

C_{af} : Concentração do microrganismo no afluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

C_{ef} : Concentração do microrganismo no efluente (UFC/100 mL, NMP/100 mL, PFU/100 mL, Unidades/L;

5.2.5 Análise estatística inferencial e comparações de grupos

Constatada a não-normalidade das distribuições via teste de Anderson-Darling, cuja aplicação é recomendada pela sensibilidade na detecção de desvios em amostras de diferentes extensões (Fernández-de-Marcos & García-Portugués, 2023), a análise inferencial foi conduzida por meio de testes não paramétricos de postos, aplicados independentemente para os coeficientes k_b obtidos pelos modelos de escoamento em pistão e mistura completa.

Adicionalmente, como etapa final do fluxo metodológico (Etapa 5), procedeu-se à investigação de tendências entre variáveis (análises de correlação e regressão), por meio da aplicação de modelos de regressão linear simples. Embora os dados brutos apresentem distribuição não-normal, a aplicação desta técnica paramétrica justifica-se, para os grupos de indicadores bacterianos, pelo elevado tamanho amostral ($n > 30$). Fundamentando-se no Teorema Central do Limite, amostras suficientemente grandes garantem a normalidade aproximada das estimativas e a robustez dos testes de significância do modelo, independentemente da distribuição da população original (Montgomery & Runger, 2018). Para os grupos com amostragem reduzida (vírus e protozoários), os resultados das regressões foram interpretados com caráter exploratório devido às limitações impostas pelos pressupostos de normalidade. Este processo permitiu a consolidação das equações preditivas e a validação final dos modelos cinéticos propostos.

Para garantir o poder estatístico e identificar padrões cinéticos globais, os microrganismos foram classificados em dois grupos estratégicos. O Grupo 1 (G1) é composto pelos indicadores bacterianos (*Escherichia coli* e coliformes totais), que representam os organismos de maior vulnerabilidade biótica e com maiores taxas de decaimento. Já o Grupo 2 (G2) engloba os microrganismos persistentes (oocistos de *Cryptosporidium spp.*, cistos de

Giardia spp. e colifagos somáticos), agrupados por sua elevada resistência ambiental e pela similaridade nas dinâmicas de remoção física por filtração e sedimentação.

As comparações de desempenho estatístico foram estruturadas conforme a natureza das variáveis. Para avaliar grupos com duas variáveis independentes, como a presença de vegetação (plantado versus não plantado) e a escala do estudo (plena versus piloto), utilizou-se o teste de comparação binária de Mann-Whitney. Por outro lado, aplicou-se o teste de comparação múltipla de Kruskal-Wallis à variável de nível de pré-tratamento, que define o estágio de purificação da água residuária antes do ingresso no SAC-ESSH. Essa variável foi categorizada em três níveis: (i) bruto, correspondente ao esgoto in natura sem processamento prévio; (ii) primário, referente ao efluente submetido apenas à remoção física de sólidos; e (iii) secundário, caracterizado pela água residuária submetida a processos biológicos prévios, o que resulta em menor carga orgânica e sólida.

Embora o efluente terciário tenha sido inicialmente previsto, este foi excluído da análise por insuficiência de dados na literatura que permitissem uma modelagem estatística robusta. Nos casos em que o teste de Kruskal-Wallis indicou diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$), realizou-se o teste post-hoc de Dunn com correção de Bonferroni para a identificação das diferenças entre os pares. Essa análise de comparações múltiplas (post-hoc) foi aplicada especificamente aos resultados obtidos via modelo de escoamento em pistão, uma vez que o teste de Kruskal-Wallis indicou diferenças significativas para este grupo ($p < 0,05$). Para os coeficientes derivados do modelo de mistura completa, o teste preliminar não apontou significância estatística ($p > 0,05$), não havendo, portanto, justificativa metodológica para o prosseguimento das comparações múltiplas.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Seleção de Estudos e Composição do Banco de Dados

Para a determinação dos coeficientes de decaimento (k_b), utilizou-se um banco de dados global consolidado a partir de um portfólio de 98 artigos científicos, selecionados via revisão sistemática nas bases *Science Direct* e *Web of Science*. Este inventário compreende 1.025 conjuntos de observações, cuja amplitude permite uma análise cinética para diferentes indicadores e patógenos. A diversidade dos dados extraídos possibilita a generalização dos parâmetros de projeto, superando as incertezas inerentes a estudos experimentais individuais e subsidiando o dimensionamento em cenários de saneamento descentralizado.

5.3.2 Design hidráulico e geometria dos sistemas.

Nesta seção inicial apresenta-se a estatística descritiva da base de dados física consolidada para esta pesquisa. Na Tabela 2 detalha-se a relação de aspecto (C/L), parâmetro fundamental para evidenciar a heterogeneidade operacional entre os sistemas alagados construídos em diferentes contextos.

Tabela 2 - Estatística descritiva comparativa da relação de aspecto (C/L) em SAC-ESSH com diferentes escalas de estudo.

PARÂMETRO ESTATÍSTICO	AMOSTRA TOTAL (GERAL)	ESCALA PLENA (FULL-SCALE)	ESCALA PILOTO (EXPERIMENTAL)
N (quantidade de dados)	115	47	68
Média (C/L)	6,29	2,44	8,95
Mediana	3,00	2,00	4,00
Desvio padrão (DP)	3,84	0,68	4,12
Valor mínimo	1,00	1,20	1,00
Valor máximo	12,5	3,12	12,50
Erro padrão da média	0,36	0,10	0,50

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; C/L: Razão entre comprimento e largura; N: Quantidade de dados/tamanho da amostra; DP: Desvio padrão.

Diferente das análises cinéticas detalhadas nos itens subsequentes, os dados aqui expostos contemplam a totalidade das amostras coletadas, incluindo valores atípicos (outliers), fornecendo um diagnóstico amplo do banco de dados antes dos tratamentos estatísticos de refinamento.

Nas Tabelas 3 a 7 detalham-se as métricas de tendência central e dispersão para cada um dos cinco grupos de microrganismos monitorados em sua base bruta, servindo como base para a compreensão das amplitudes de carga e desempenho.

Tabela 3 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para pesquisas com observação de coliformes totais (Base Bruta) em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
TRH (dias)	127	0,34	68,03	7,67	4,00	12,04
Vazão (m³/dia)	120	0,02	240,00	38,71	4,91	75,32
Área (m²)	120	0,48	2000,00	437,30	55,00	664,55
Log C _{af}	127	0,64	14,64	6,71	6,60	2,75
Log C _{ef}	127	-0,02	14,06	4,52	4,49	2,41
Remoção log.	127	-0,01*	6,43	2,19	1,84	1,48

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias); TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d); Log C_{af}: Logaritmo da concentração afluente; Log C_{ef}: Logaritmo da concentração efluente; *Valores negativos em Log C_{ef} indicam concentrações efluentes abaixo do limite de detecção unitário (< 1 UFC/100 mL, NMP/100 mL ou cisto/L). Já os valores negativos observados em Remoção log. decorrem de variações analíticas inerentes aos dados brutos ou situações pontuais onde a concentração efluente reportada foi superior a afluente.

Tabela 4 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para *E. coli* (Base Bruta) em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
TRH (dias)	125	0,34	63,55	7,61	4,00	11,87
Vazão (m³/d)	120	0,02	518,4	66,73	8,30	108,15
Área (m²)	120	0,48	2000,00	473,12	72,00	682,45
Log C _{af}	125	0,49	14,05	6,12	5,99	2,45
Log C _{ef}	125	-3,00*	14,04	4,02	4,00	2,56
Remoção log.	125	-1,13*	8,68	2,10	1,84	1,51

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias); TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d); Log C_{af}: Logaritmo da concentração afluente; Log C_{ef}: Logaritmo da concentração efluente; *Valores

negativos em Log C_{ef} indicam concentrações efluentes abaixo do limite de detecção unitário (< 1 UFC/100 mL, NMP/100 mL ou cisto/L). Já os valores negativos observados em Remoção log. decorrem de variações analíticas inerentes aos dados brutos ou situações pontuais onde a concentração efluente reportada foi superior a afluente.

Tabela 5 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para colifagos (Base Bruta) em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
TRH (dias)	14	2,30	15,00	5,36	5,00	3,61
Vazão (m³/d)	14	0,02	240,00	94,63	15,02	114,40
Área (m²)	14	1,18	2000,00	755,76	335,10	880,12
Log C_{af}	14	1,54	5,20	3,53	3,31	1,23
Log C_{ef}	14	-0,66	4,36	2,11	1,95	1,34
Remoção log.	14	0,59	4,28	1,42	1,15	0,95

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias); TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d); Log C_{af} : Logaritmo da concentração afluente; Log C_{ef} : Logaritmo da concentração efluente; *Valores negativos em Log C_{ef} indicam concentrações efluentes abaixo do limite de detecção unitário (< 1 UFC/100 mL, NMP/100 mL ou cisto/L). Já os valores negativos observados em Remoção log. decorrem de variações analíticas inerentes aos dados brutos ou situações pontuais onde a concentração efluente reportada foi superior a afluente.

Tabela 6 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para cistos de *Giardia spp.* (Base Bruta) em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
TRH (dias)	13	2,50	15,00	8,95	10,00	5,55
TAH (m/d)	13	0,03	0,33	0,14	0,13	0,10
Vazão (m³/d)	9	1,92	83,52	27,24	20,04	31,04
Área (m²)	9	13,73	585,00	160,91	80,00	206,75
Log C _{af}	13	-1,48	3,64	0,81	0,10	1,84
Log C _{ef}	13	-2,42	0,20	-0,87	-0,52	0,94
Remoção log.	13	0,32	3,94	1,68	1,30	1,22

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias); TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d); Log C_{af}: Logaritmo da concentração afluente; Log C_{ef}: Logaritmo da concentração efluente; *Valores negativos em Log C_{ef} indicam concentrações efluentes abaixo do limite de detecção unitário (< 1 UFC/100 mL, NMP/100 mL ou cisto/L). Já os valores negativos observados em Remoção log. decorrem de variações analíticas inerentes aos dados brutos ou situações pontuais onde a concentração efluente reportada foi superior a afluente.

Tabela 7 - Estatística descritiva das variáveis operacionais e de desempenho para oocistos de *Cryptosporidium spp.* (Base Bruta) em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
TRH (dias)	7	3,8	15	7,57	5,7	4,28
TAH (m/d)	7	0,03	0,21	0,14	0,14	0,06
Vazão (m³/d)	7	0,4	83,52	28,95	10	37,28
Área (m²)	7	13,73	585	249,57	80	260,32
Log C _{af}	11	-2,74	1,97	-0,56	-1,12	1,48
Log C _{ef}	11	-2,36	0,43	-1,16	-1,57	0,93
Remoção log.	11	-0,4	2,27	0,6	0,45	0,87

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico (dias); TAH: Taxa de aplicação hidráulica (m/d); Log C_{af}: Logaritmo da concentração afluente; Log C_{ef}: Logaritmo da concentração efluente; * Valores

negativos em $\text{Log } C_{ef}$ indicam concentrações efluentes abaixo do limite de detecção unitário ($< 1 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$, $\text{NMP}/100 \text{ mL}$ ou cisto/L). Já os valores negativos observados em Remoção log. decorrem de variações analíticas inerentes aos dados brutos ou situações pontuais onde a concentração efluente reportada foi superior a afluyente.

A análise integrada das Tabelas 3 a 7 revela uma acentuada dispersão nos parâmetros operacionais, com o TRH apresentando amplitude de 0,34 a 68,03 dias. Tal variação é reflexo da inclusão de sistemas com diferentes concepções de projeto, abrangendo desde unidades de alta taxa destinadas ao polimento de efluentes até sistemas com retenção prolongada para tratamento primário.

No que tange às concentrações afluentes ($\text{Log } C_{af}$), observa-se que os indicadores bacterianos (Tabelas 3 e 4) apresentam os maiores desvios padrão (até 2,75 unidades log), indicando uma exposição a cargas microbiológicas altamente oscilantes. Em contrapartida, para o grupo de vírus e protozoários (Tabelas 5, 6 e 7), as médias de concentração afluyente são notavelmente reduzidas. Este perfil reflete a baixa densidade natural desses patógenos no esgoto doméstico e a inerente dificuldade de detecção analítica, o que impõe desafios à modelagem matemática.

A ocorrência de valores mínimos negativos de remoção logarítmica nas Tabelas 4 e 7 (*E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium*) evidencia episódios de escape pontual ou variações inerentes à amostragem de campo ou limites da precisão analítica. Embora o processo biológico não gere patógenos, fenômenos como o deslocamento de frações de biomassa/biofilme (onde microrganismos podem estar aderidos), o efeito de arraste por variações bruscas de vazão (picos hidráulicos) e a defasagem temporal entre afluyente e efluente (efeito memória) podem resultar em concentrações efluentes pontualmente superiores às afluentes nos dados brutos. Essas discrepâncias reforçam a importância da etapa posterior de identificação e tratamento de outliers, permitindo o isolamento das tendências de k_b em relação ao 'ruído' experimental.

5.3.3 Caracterização e refinamento do banco de dados

O banco de dados para as análises cinéticas foi construído a partir da extração sistemática de 98 artigos selecionados (2000-2025). O universo amostral totalizou 1.025 observações, com predominância de bactérias (86,0%), seguidas de vírus (5,7%), protozoários (4,5%) e helmintos (3,8%).

Para a determinação dos coeficientes cinéticos (k_b), aplicou-se um recorte metodológico priorizando sistemas de escoamento horizontal subsuperficial e os grupos de interesse sanitário padronizados nesta pesquisa. Após este recorte, a base inicial de 366 observações foi submetida

a uma etapa de consistência e exclusão de dados omissos. Com o posterior tratamento de outliers, a base final consolidou-se em 264 observações, conforme detalhado na Tabela 8.

Tabela 8 - Resumo do tratamento de dados e refinamento amostral para os modelos de mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP) em SAC-ESSH.

MICROORGANISMO	OBSERVAÇÕES INICIAIS ^A	OUTLIERS (MC ^B)	N _{FINAL} (MC ^b)	OUTLIERS (EP ^b)	N _{FINAL} (EP ^b)
Coliformes	114	18	96	4	110
<i>E. coli</i>	120	19	101	11	109
colifagos	14	1	13	0	14
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	9	2	7	0	9
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	7	0	7	1	6

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N_{final} = Número de dados após a remoção dos outliers. ^a Refere-se ao conjunto de registros contendo a matriz completa de variáveis operacionais e microbiológicas (concentrações afluente/efluente, TRH e dados de projeto). ^b Os modelos MC e EP foram aplicados individualmente sobre a base de dados inicial para a estimativa própria dos coeficientes k_b , seguida da análise de consistência estatística (outliers).

O processo de refinamento resultou em um maior aproveitamento de dados para o modelo EP, especialmente para os indicadores bacterianos, que apresentaram um número final de observações superior ao modelo MC. Essa diferença decorre da maior consistência estatística do modelo de escoamento em pistão, que gerou um volume significativamente menor de outliers. Notavelmente, os colifagos e cistos de *Giardia* spp. não apresentaram valores atípicos sob a premissa de EP, o que reforça a maior aderência deste modelo ao comportamento real dos SAC-ESSH.

A caracterização estatística das variáveis operacionais finais (TRH, Q e A) para cada modelo hidráulico é apresentada nas Tabelas 9 e 10. Essa distinção justifica-se pelo fato de que o processo de remoção de outliers foi realizado de forma independente para os coeficientes k_b calculados em cada modelo.

Tabela 9 - Estatística Descritiva das Variáveis Físicas e Operacionais de SAC-ESSH (Média $\pm$ DP) – Modelo de mistura completa (MC).

MICRORGANISMO	N	TRH (d)	Q (m ³ /d)	A (m ²)
Coliformes	96	7,45 $\pm$ 12,77	24,86 $\pm$ 62,18	242,86 $\pm$ 536,44
<i>E. coli</i>	101	8,90 $\pm$ 11,13	37,46 $\pm$ 82,91	339,46 $\pm$ 616,94
colifagos	13	5,00 $\pm$ 3,49	101,69 $\pm$ 115,86	812,84 $\pm$ 888,68
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	7	4,04 $\pm$ 1,26	36,34 $\pm$ 33,28	268,71 $\pm$ 244,77
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	7	6,90 $\pm$ 4,15	28,90 $\pm$ 37,90	249,78 $\pm$ 263,24

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N = número de dados; DP = Desvio padrão

Tabela 10 - Estatística descritiva das variáveis físicas e operacionais de SAC-ESSH (Média $\pm$ DP) – Modelo de escoamento em pistão (EP).

MICRORGANISMO	N	TRH (d)	Q (m ³ /d)	A (m ²)
Coliformes	110	7,33 $\pm$ 11,98	22,08 $\pm$ 58,54	222,21 $\pm$ 507,42
<i>E. Coli</i>	109	8,64 $\pm$ 10,76	35,76 $\pm$ 80,16	321,28 $\pm$ 598,11
colifagos	14	5,36 $\pm$ 3,61	94,63 $\pm$ 114,40	755,76 $\pm$ 880,12
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	9	5,92 $\pm$ 4,08	28,80 $\pm$ 32,48	212,05 $\pm$ 239,95
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	6	7,10 $\pm$ 4,50	30,37 $\pm$ 41,30	193,91 $\pm$ 238,61

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N = número de dados; TRH: Tempo de retenção hidráulica; Q: Vazão; A: Área.

A alta variabilidade observada nas Tabelas 9 e 10 é um aspecto central. O TRH exibe um desvio padrão consistentemente elevado, refletindo a diversidade de regimes operacionais. Variações acentuadas na escala dos sistemas podem indicar que sistemas de maior escala tendem a apresentar maiores dispersões, o que influencia o k_b calculado.

Em adição, as concentrações dos microrganismos (C_{af} e C_{ef}) é detalhada nas Figuras 13 a 17, apresentando as amplitudes de contaminação observadas para cada grupo microbiano. Essa caracterização permite visualizar a variabilidade das densidades populacionais afluentes e a respectiva redução alcançada pelas unidades de tratamento sob diferentes condições operacionais.

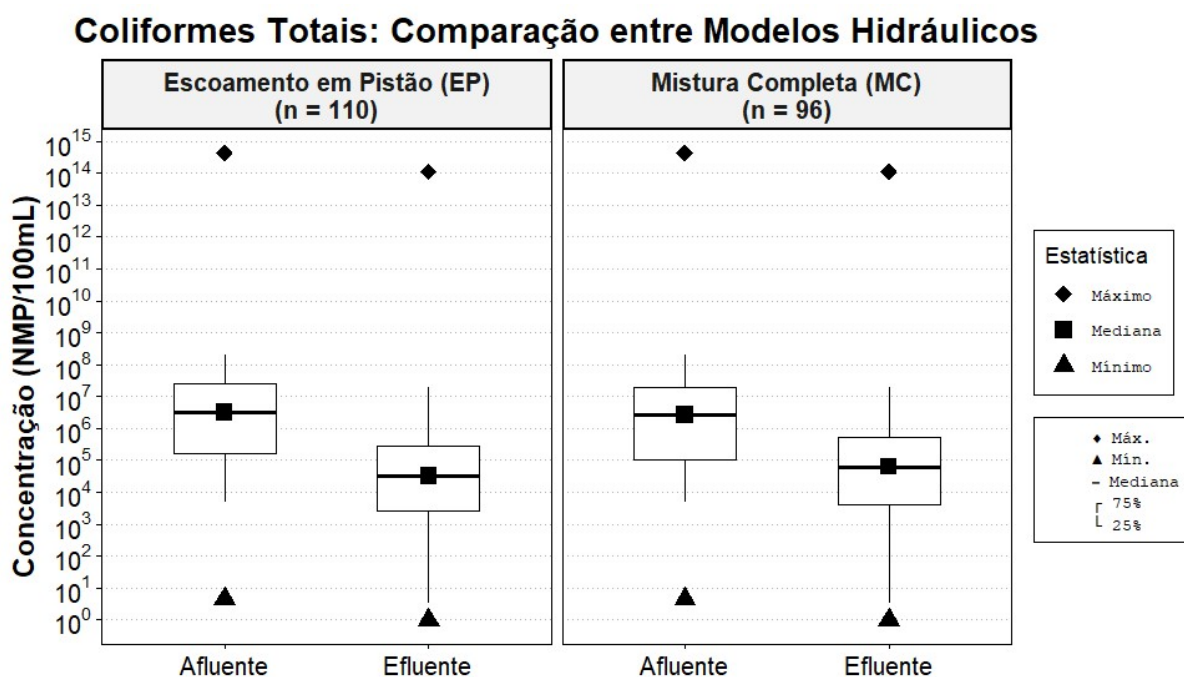


Figura 5-2 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de coliformes totais em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.

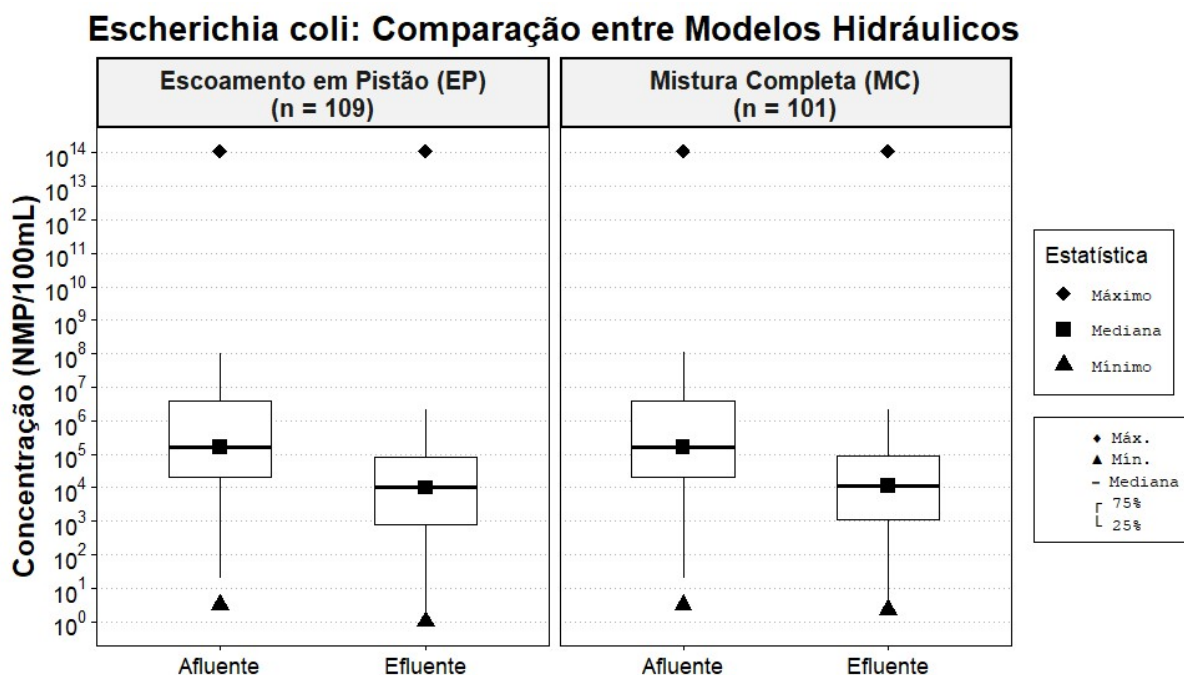


Figura 5-3 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de *E. coli* em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.

As Figuras 13 e 14 ilustram a ampla variação nas concentrações de indicadores bacterianos reportadas na literatura consultada, com picos atingindo ordens de grandeza de 10^{13} a 10^{14} NMP/100 mL. Esta elevada dispersão, que abrange desde valores típicos de esgoto doméstico até concentrações elevadas, ratifica a necessidade de um refinamento estatístico e do tratamento de outliers para que as tendências centrais do coeficiente k_b não sejam distorcidas por valores atípicos.

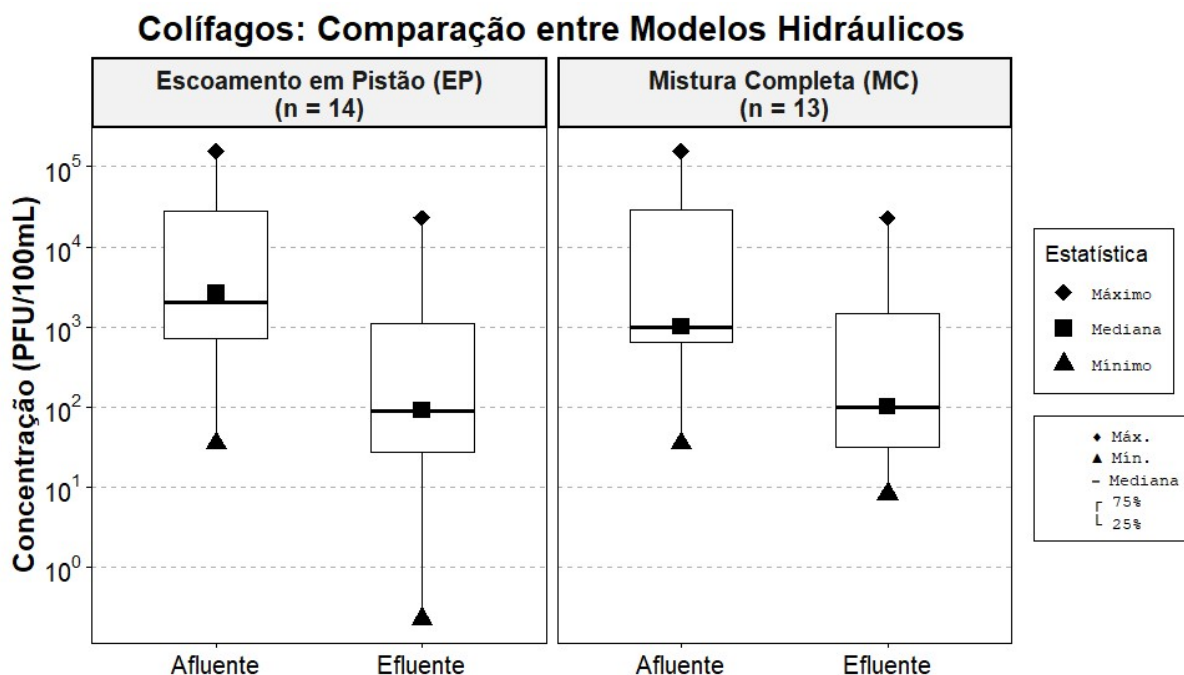


Figura 5-4 - Box-plot com a concentração afluentes e efluentes de colifagos em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC.

Para os indicadores virais, a amplitude é menor (10^3 a 10^5 PFU/100 mL). A proximidade entre as caixas de afluentes e efluentes sugere uma menor eficiência de remoção, destacando a maior persistência das partículas virais.

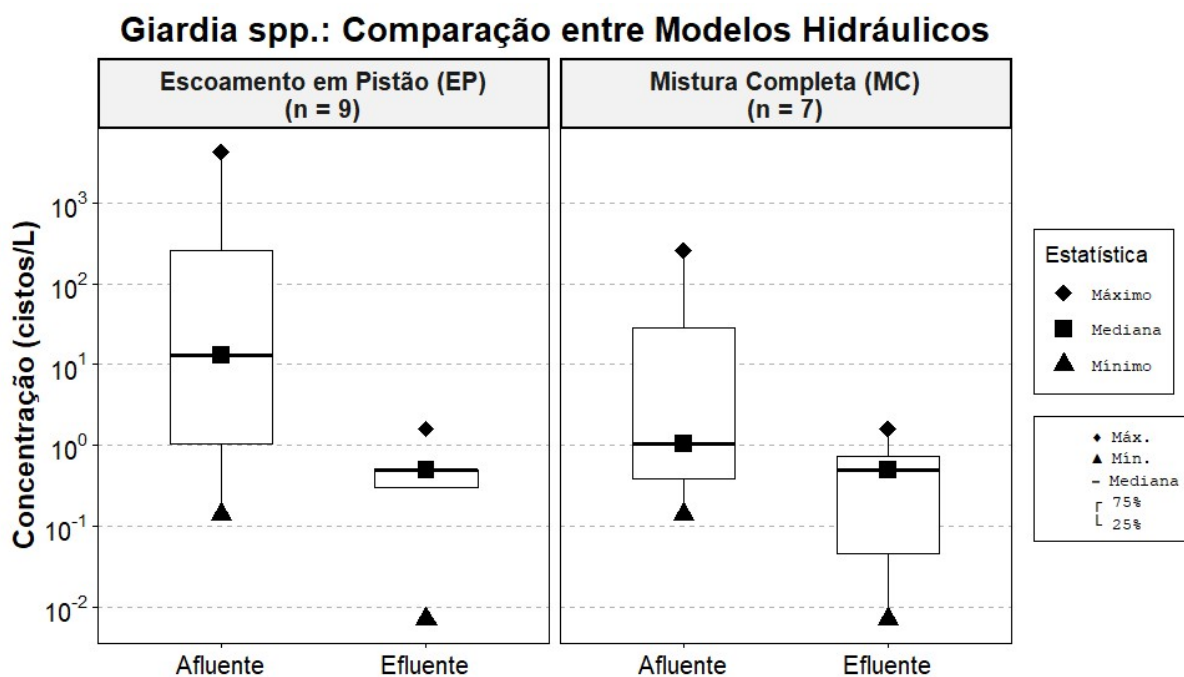


Figura 5-5 - Box-plot com a concentração afluentes e efluentes de *Giardia* spp. em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC

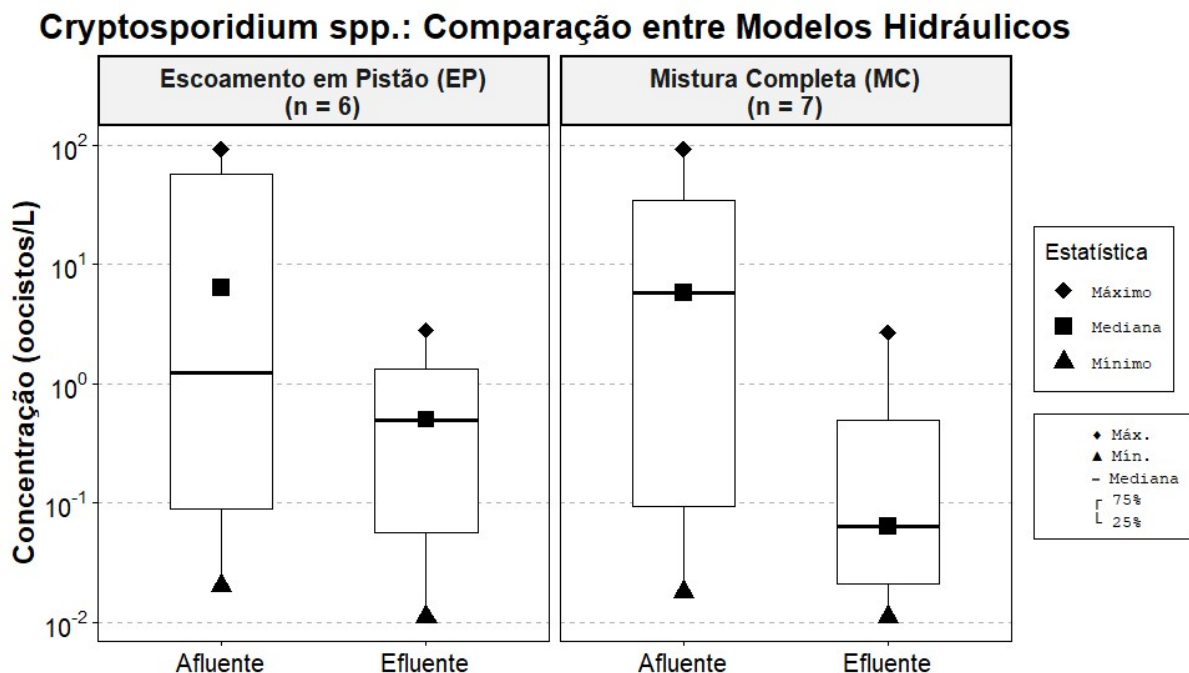


Figura 5-6 - Box-plot com a concentração afluente e efluente de *Cryptosporidium spp.* em sistemas SAC (ESSH) – Comparação EP vs MC

Observam-se disparidades de até nove ordens de grandeza na eficiência de remoção em comparação aos indicadores bacterianos. O fato de os dados demonstrarem uma retenção elevada e persistente para ambos os protozoários, mesmo sob variações nas taxas de aplicação hidráulica (TAH), corrobora a premissa de que a dinâmica de remoção é regida primordialmente por mecanismos físicos de retenção, como a filtração mecânica e a sedimentação. Diferente das bactérias, os protozoários possuem dimensões celulares superiores que favorecem a interceptação física pelos poros da matriz granular, tornando a remoção menos dependente do tempo de detenção e mais vinculada à capacidade de interceptação do leito poroso (Kadlec & Wallace, 2009; Von Sperling, 2014). Assim, a interpretação dos valores de k_b na Seção 6.4.3 considerará como a morfologia das partículas — destacando as maiores dimensões dos cistos de *Giardia spp.* em relação aos oocistos de *Cryptosporidium spp.* — potencializa essa interação física com o meio suporte.

5.3.4 Dinâmica de remoção logarítmica e confiabilidade sanitária dos sistemas

Nesta seção são analisadas a eficiência de remoção absoluta e a resposta do sistema às variáveis de carga e tempo de retenção, antes da introdução de modelos cinéticos. A análise integrada das razões de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) permite identificar se a performance do sistema é regida pelo tempo de permanência ou pela magnitude da carga afluente.

Cabe ressaltar que, para garantir o rigor técnico, optou-se por apresentar nesta análise apenas os modelos de regressão que demonstraram potencial preditivo representativo. Consequentemente, equações cujo coeficiente de determinação resultou em valores nulos ou próximos de zero ($R^2 \approx 0$) foram suprimidas das figuras e tabelas, mantendo-se apenas a representação dos dados brutos para evidenciar a dispersão assistemática. Adicionalmente, as investigações baseadas na Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) como variável independente foram direcionadas especificamente aos protozoários (*Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.*), sendo apresentados apenas os resultados para oocistos de *Cryptosporidium spp.*, visto que para a *Giardia spp.* os ajustes indicaram ausência de dependência linear.

5.3.4.1 Indicadores bacterianos (coliformes totais e *Escherichia coli*)

A análise da performance acumulada para os indicadores bacterianos revela uma característica fundamental nestas unidades: a baixa correlação direta com o TRH isolado. Como pode ser observado na Figura 18 e na Figura 19, a eficiência logarítmica não há relação com o tempo de permanência.

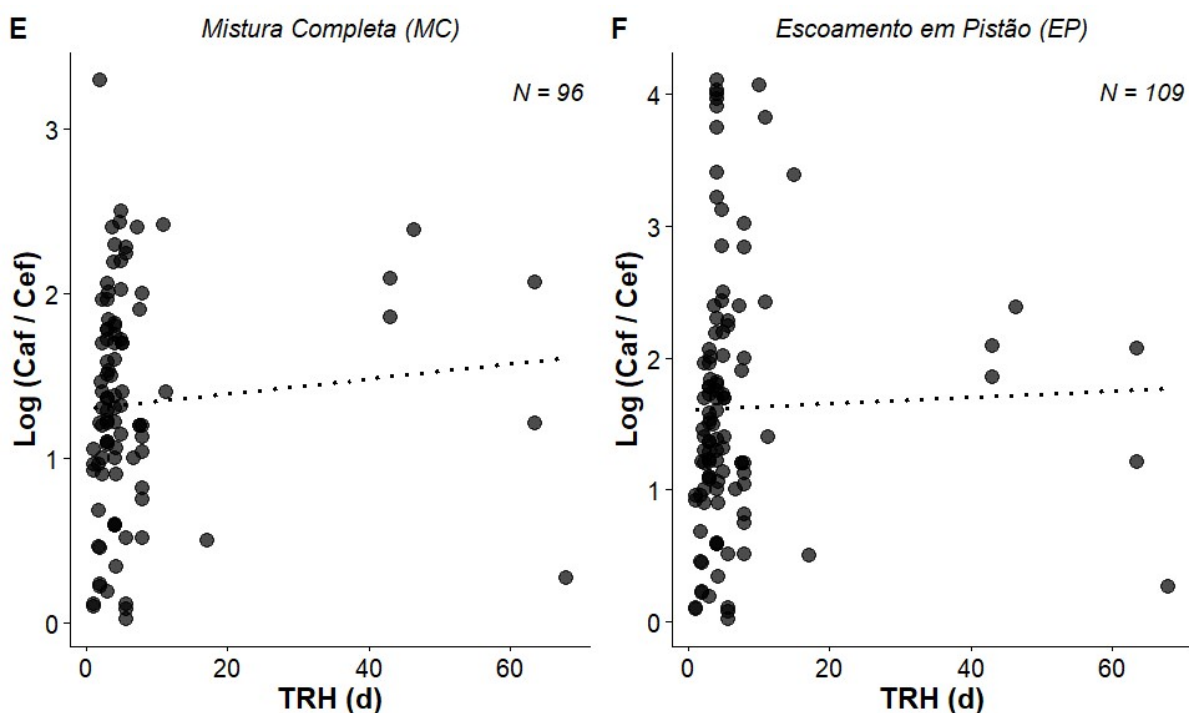


Figura 5-7 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

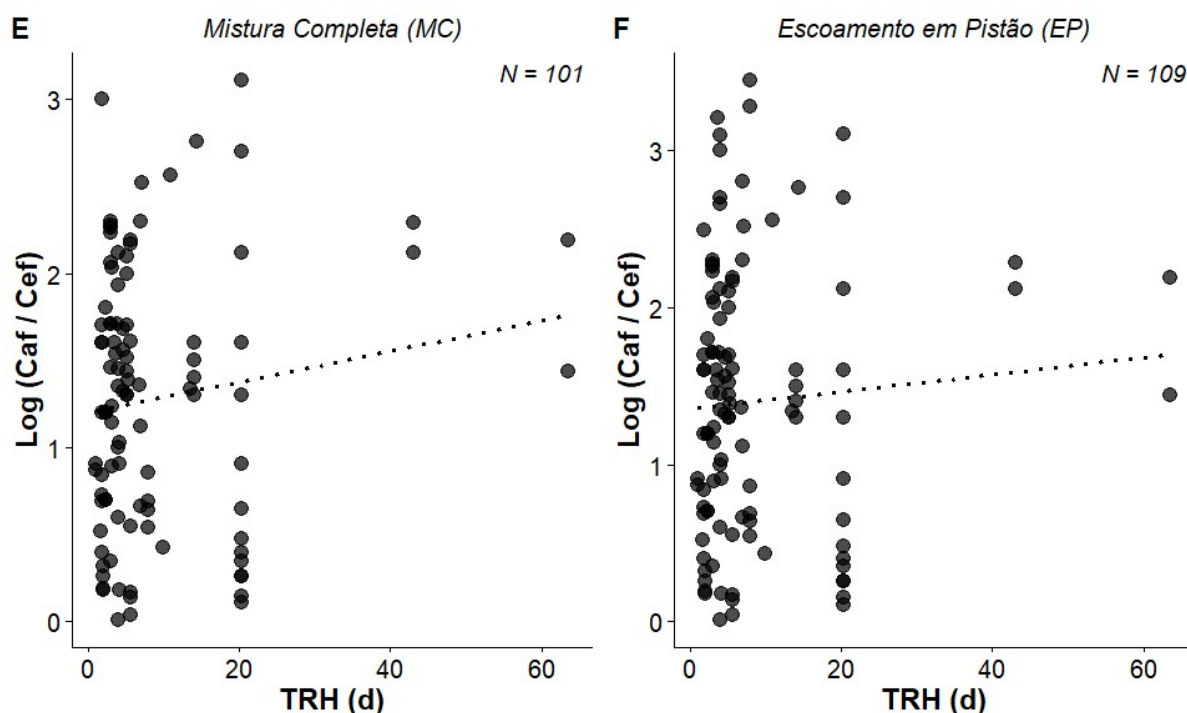


Figura 5-8 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para *Escherichia coli* sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

Os coliformes totais e a *E. coli* apresentam elevada dispersão na remoção global, com ausência de correlação linear em ambos os modelos hidráulicos estudados. A inclinação quase nula das retas de tendência indica que a eficiência de remoção não é governada primordialmente pelo prolongamento do tempo de retenção, evidenciando que o aumento do tempo de permanência no sistema não se traduz, necessariamente, em um incremento proporcional na remoção desses microrganismos.

Este achado sugere que a remoção deste grupo é influenciada por uma matriz complexa de fatores bióticos e abióticos — como competição biológica, variações de oxigênio dissolvido, potencial redox e temperatura — que frequentemente se sobrepõem ao efeito isolado do TRH (Kadlec & Wallace, 2009; Garcia et al., 2010). Essa multifatorialidade explica por que sistemas com tempos de retenção idênticos podem apresentar eficiências de remoção distintas, dependendo das condições operacionais e sazonais às quais o biofilme está submetido. Essa hipótese é ratificada pela correlação apresentada nas Figuras 20 e 21, que demonstram que a performance é determinada primordialmente pela magnitude da concentração microbiológica de entrada, indicando uma dependência direta da carga afluyente sobre a capacidade de remoção das unidades, o que reitera a característica intrínseca das bactérias de remoção de primeira ordem (Von Sperling, 2014).

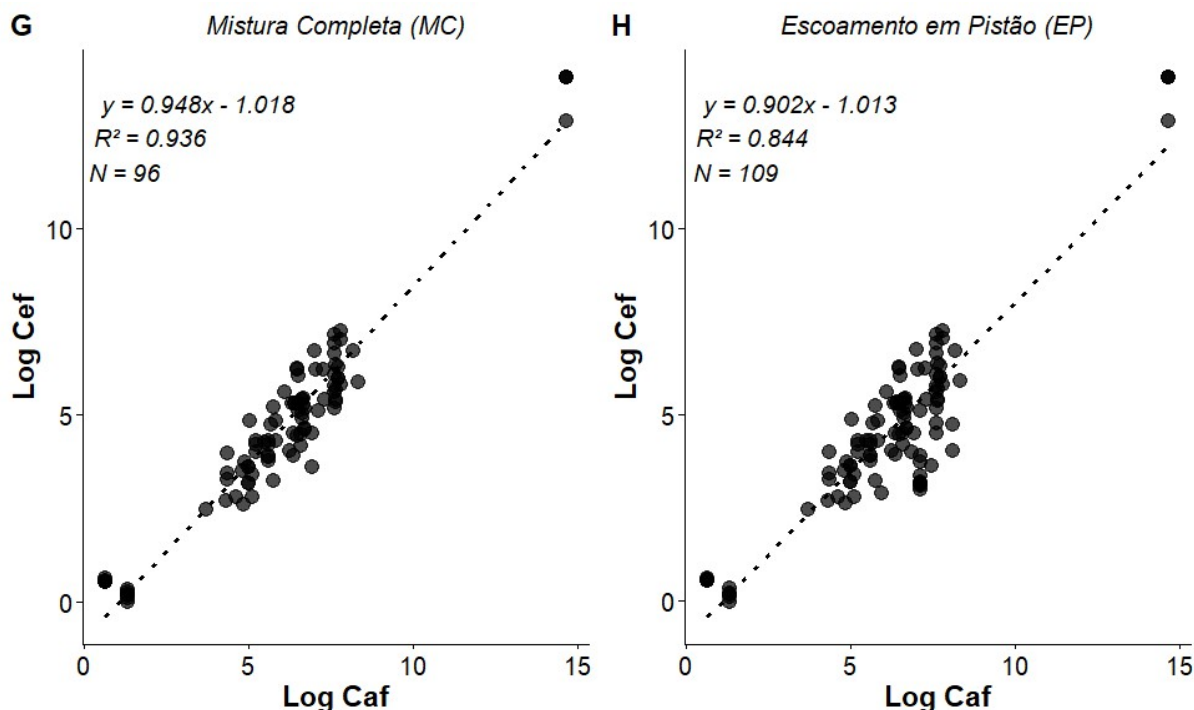


Figura 5-9 - Correlação linear entre as concentrações afluentes (log C_{af}) e efluentes (log C_{ef}) para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

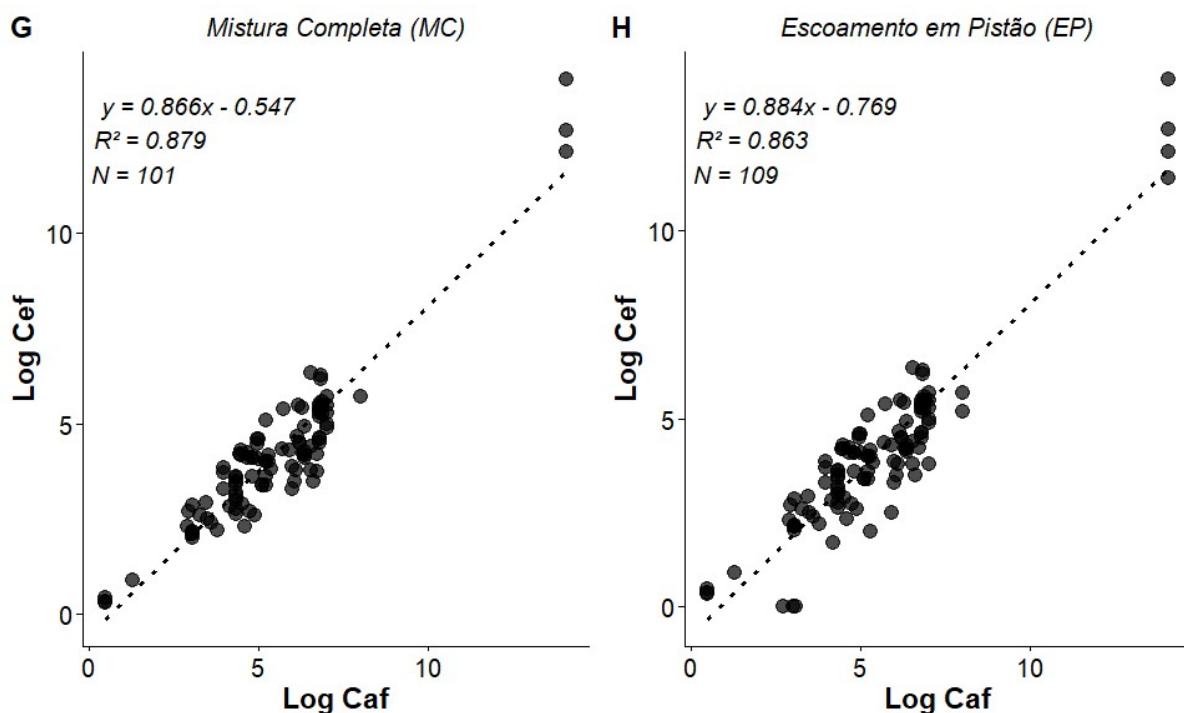


Figura 5-10 - Correlação linear entre as concentrações afluentes (log C_{af}) e efluentes (log C_{ef}) para *Escherichia coli* sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

Em ambos os regimes, observa-se uma correlação linear elevada forte e muito forte ($R^2 = 0,936$ para MC e $R^2 = 0,844$ para EP nos coliformes; $R^2 = 0,879$ para MC e $R^2 = 0,863$ para EP na *E. coli*) seguindo os critérios de classificação propostos por Schober et al. (2018). Essa linearidade evidencia o comportamento típico de modelos cinéticos de primeira ordem: embora

a quantidade absoluta de microrganismos removidos aumente proporcionalmente à carga afluente, a taxa relativa de remoção (eficiência ou redução logarítmica) permanece basicamente constante. Consequentemente, evidencia-se um diferencial de remoção (gap) uniforme, o que indica que a qualidade microbiológica do efluente final é fortemente condicionada pela concentração de entrada no sistema. Sob a ótica operacional, isso implica que variações no tempo de retenção podem ter um impacto secundário frente à magnitude da contaminação afluente, reforçando que o sistema opera com uma capacidade de remoção logarítmica intrínseca ao seu design e condições ambientais, independentemente de ajustes pontuais no TRH.

5.3.4.2 Indicadores virais (colifagos)

A performance acumulada e a resiliência do sistema para indicadores virais, frente às variações de carga, são apresentadas nas Figuras 22 e 23.

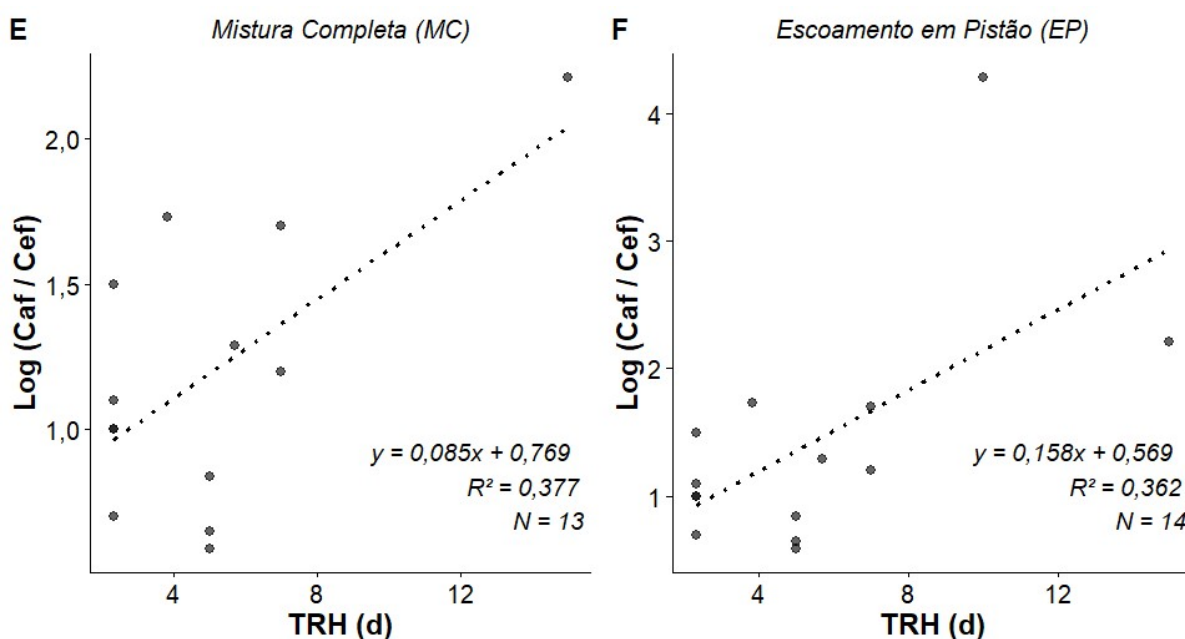


Figura 5-11 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) em função do TRH para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

Diferente da dispersão observada nos coeficientes cinéticos pontuais, a remoção acumulada exibida na Figura 22 apresenta uma correlação positiva com o tempo de retenção em ambos os modelos. O regime de MC apresenta um ajuste de $R^2 = 0,377$, enquanto o modelo de EP mantém aderência similar ($R^2 = 0,362$). A inclinação das retas evidencia a dependência da redução viral em relação ao TRH, consolidando este parâmetro como um dos determinantes

da confiabilidade sanitária, embora variáveis não controladas contribuam para a dispersão residual dos dados.

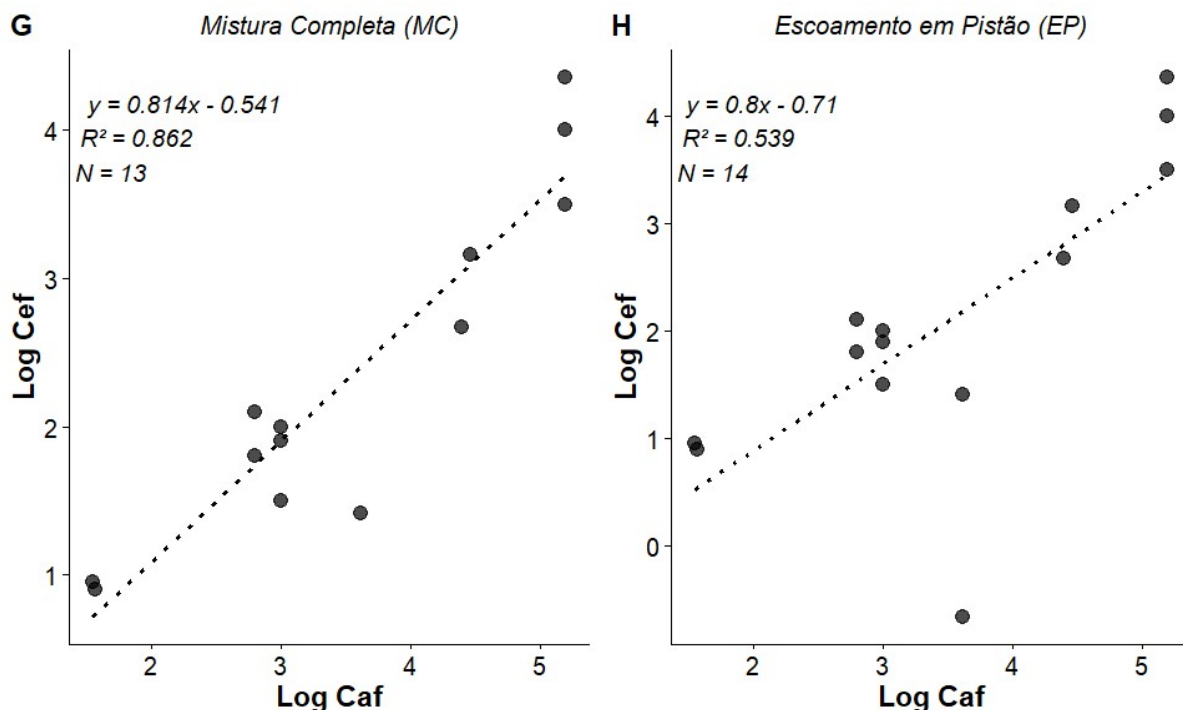


Figura 5-12 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

Na Figura 23 demonstra-se que a concentração efluente é fortemente governada pela concentração afluente. No regime de mistura completa, o ajuste linear é forte ($R^2 = 0,862$) (Schober et al., 2018), indicando uma dependência direta dos níveis de contaminação na entrada do sistema. No modelo de escoamento em pistão, embora se observe uma correlação moderada ($R^2 = 0,539$) segundo critério proposto por Schober et al. (2018), nota-se uma maior dispersão e inclinação inferior. Este comportamento sugere que o modelo de escoamento em pistão apresenta uma tendência de amortecimento superior frente às oscilações da concentração afluente. Ressalta-se que, conforme detalhado na metodologia (Seção 2.2.3), ambos os modelos foram aplicados ao mesmo conjunto unificado de dados, após o tratamento mútuo de outliers. Portanto, a menor sensibilidade observada no regime de EP decorre da estrutura logarítmica de sua equação cinética, que suaviza variações extremas nas concentrações de entrada em comparação à linearidade do modelo de MC.

5.3.4.3 Protozoários (cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.*)

Para avaliar se o regime hidráulico altera a previsibilidade da eficiência para protozoários, a razão de remoção acumulada em função do tempo e da carga hidráulica foi consolidada nas Figuras 24 a 27.

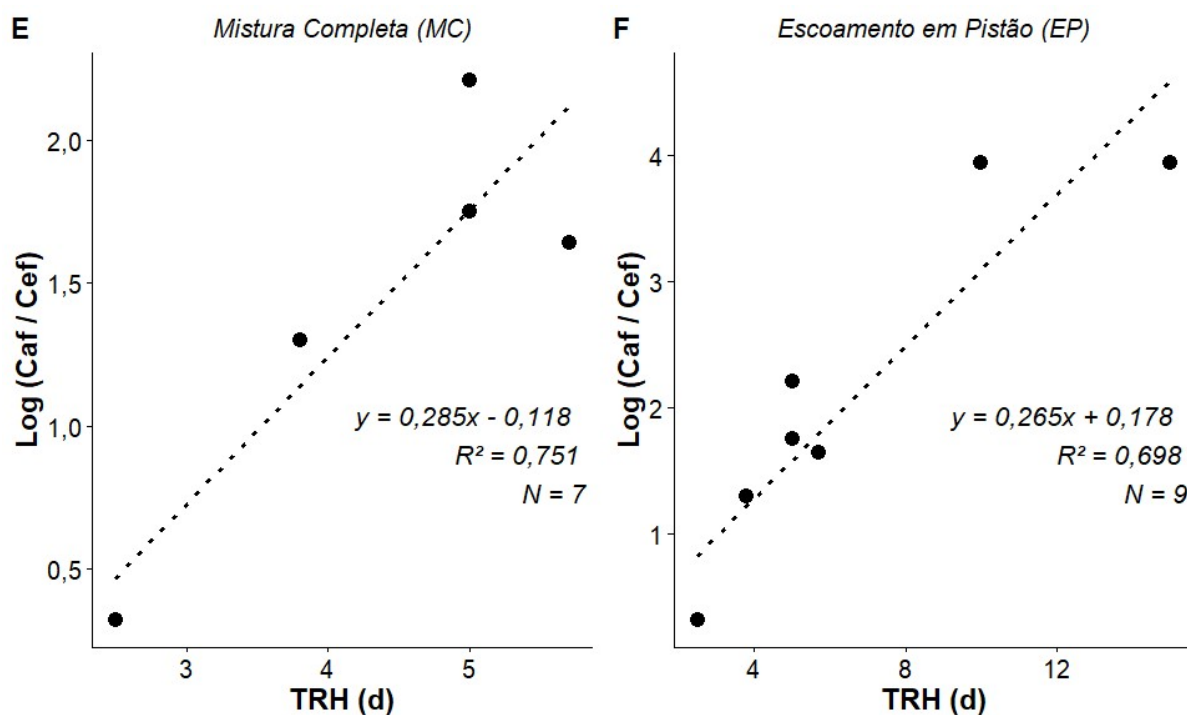


Figura 5-13 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) de cistos de *Giardia* spp. em função do TRH para os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

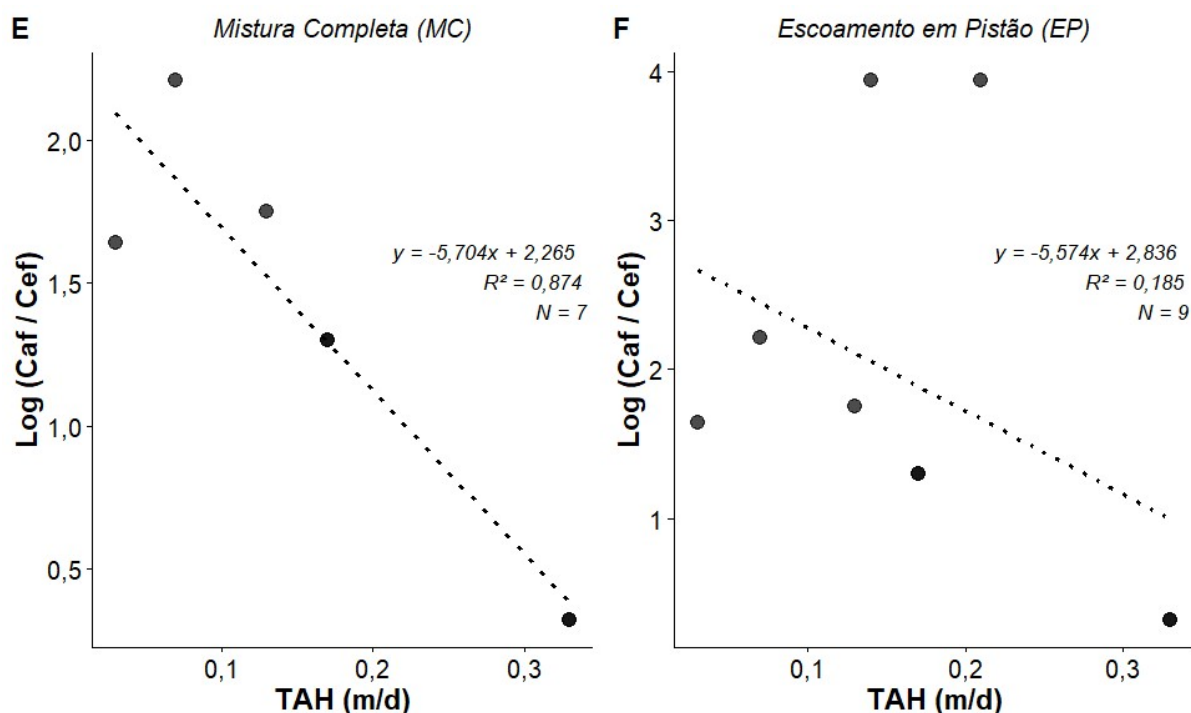


Figura 5-14 - Correlação entre a remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) e a taxa de aplicação hidráulica para cistos de *Giardia spp.* em regime de mistura completa (e) e escoamento em pistão (f).

A análise da Figura 24 para cistos de *Giardia spp.* exibiu ajustes lineares forte e moderado segundo Schober et al. (2018) ($R^2_{MC} = 0,751$; $R^2_{EP} = 0,698$). A inclinação positiva das retas confirma que a performance global é uma função previsível e diretamente proporcional ao tempo de permanência. Essa consistência decorre do fato de a remoção de protozoários em SAC-ESSH ser regida predominantemente por mecanismos físicos de interceptação, filtração e sedimentação no leito poroso. Diferente dos indicadores bacterianos, que dependem de processos metabólicos e condições ambientais variáveis, os cistos de *Giardia spp.* são removidos pela barreira física constante da matriz granular, o que confere maior previsibilidade ao sistema (Kadlec & Wallace, 2009; Mishra et al., 2024). Adicionalmente, a Figura 25 confirma que, no regime de escoamento em pistão, o sistema mantém uma linearidade de remoção que permite a confiabilidade do projeto baseado na TAH. No caso dos oocistos de *Cryptosporidium spp.*, os resultados são apresentados a seguir nas Figuras 26 e 27.

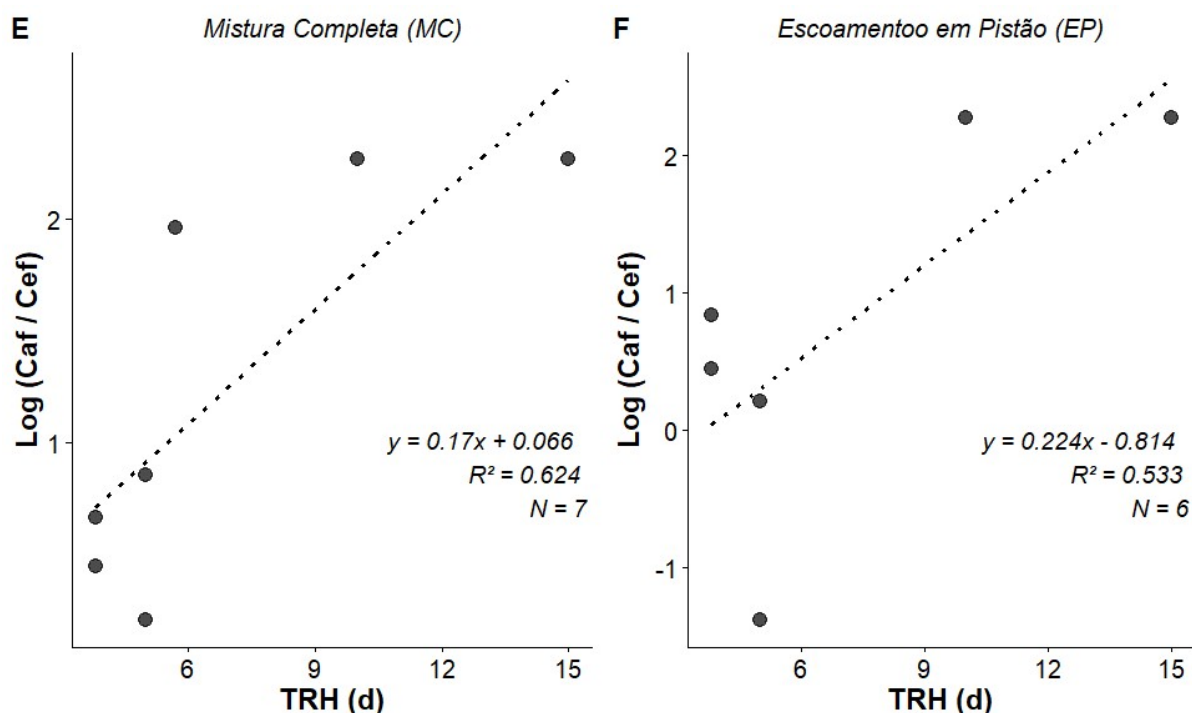


Figura 5-15 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função do TRH para oocistos de *Cryptosporidium spp.* Sob os regimes de MC (e) e EP (f).

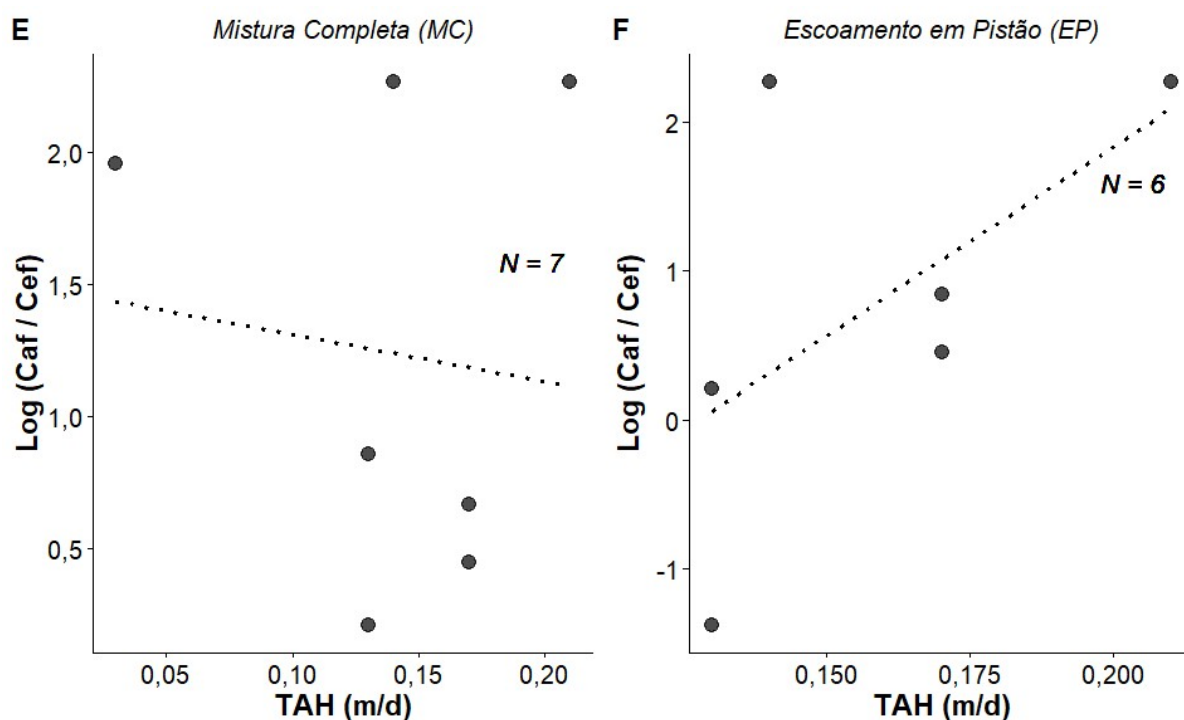


Figura 5-16 - Desempenho da remoção logarítmica (log Caf/Cef) de oocistos de *Cryptosporidium spp.* correlacionado à Taxa de aplicação hidráulica (TAH) sob os regimes de MC (e) e EP (f).

Diferente da elevada variabilidade e dependência de fatores ambientais (como temperatura e radiação solar) observada na remoção de indicadores bacterianos, a eficiência acumulada para os oocistos de *Cryptosporidium spp.* na Figura 26 demonstra uma resposta

linear positiva e estável. No regime de mistura completa, o ajuste estatístico é moderado ($R^2 = 0,624$) (Schober et al., 2018), indicando que a remoção não é influenciada pelas instabilidades típicas de sistemas que dependem exclusivamente de remoção biológica.

A análise da Figura 27 revela, adicionalmente, que a remoção de oocistos apresenta uma elevada dispersão e baixa previsibilidade em resposta à variação da TAH. Diferente de uma resposta linear esperada, o que se observa é que o incremento da eficiência não é determinado de forma isolada pela carga aplicada sobre a área superficial. O reduzido número de amostras ($N=6$ e $N=7$), aliado à ausência de uma tendência clara e convergente entre os modelos de MC e EP, indica que a capacidade de interceptação física do meio poroso pode estar sendo influenciada por variáveis aleatórias ou dinâmicas hidráulicas complexas (como caminhos preferenciais ou remobilização de partículas). Portanto, para este patógeno, a TAH não se mostrou um parâmetro de projeto determinante para garantir a estabilidade da performance sob as condições estudadas. Por fim, a consistência da performance é corroborada pela análise da carga afluenta apresentada nas Figuras 28 e 29.

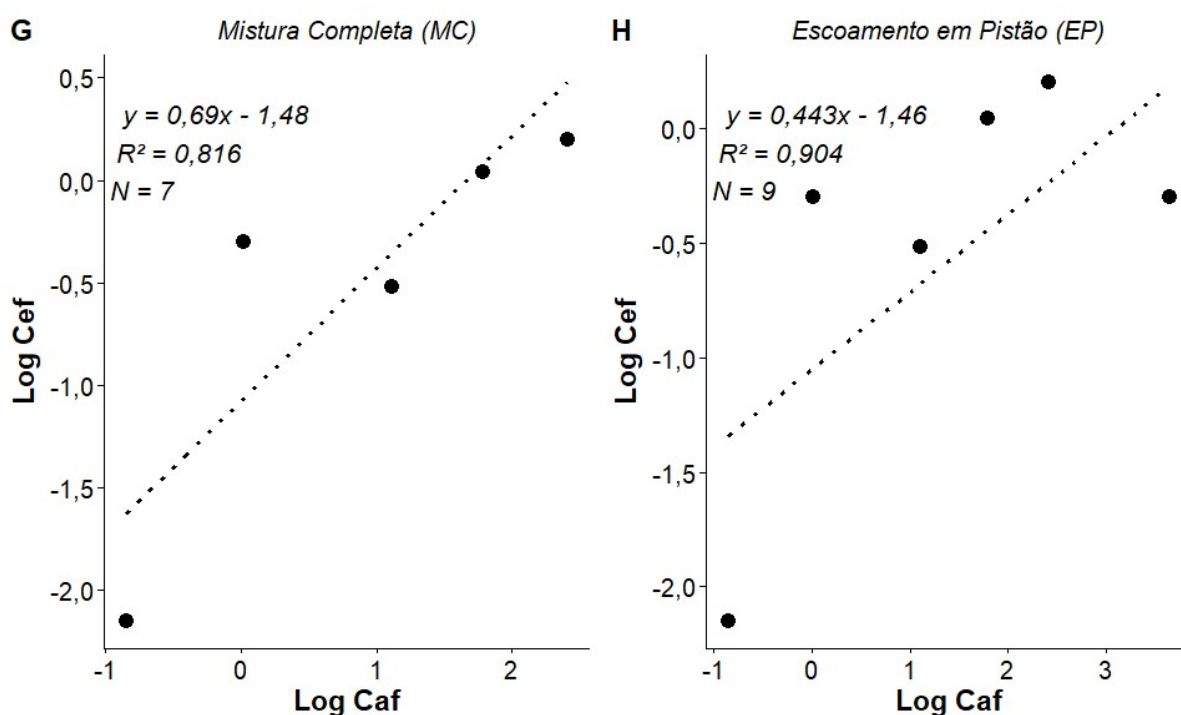


Figura 5-17 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para cistos de *Giardia spp.* sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

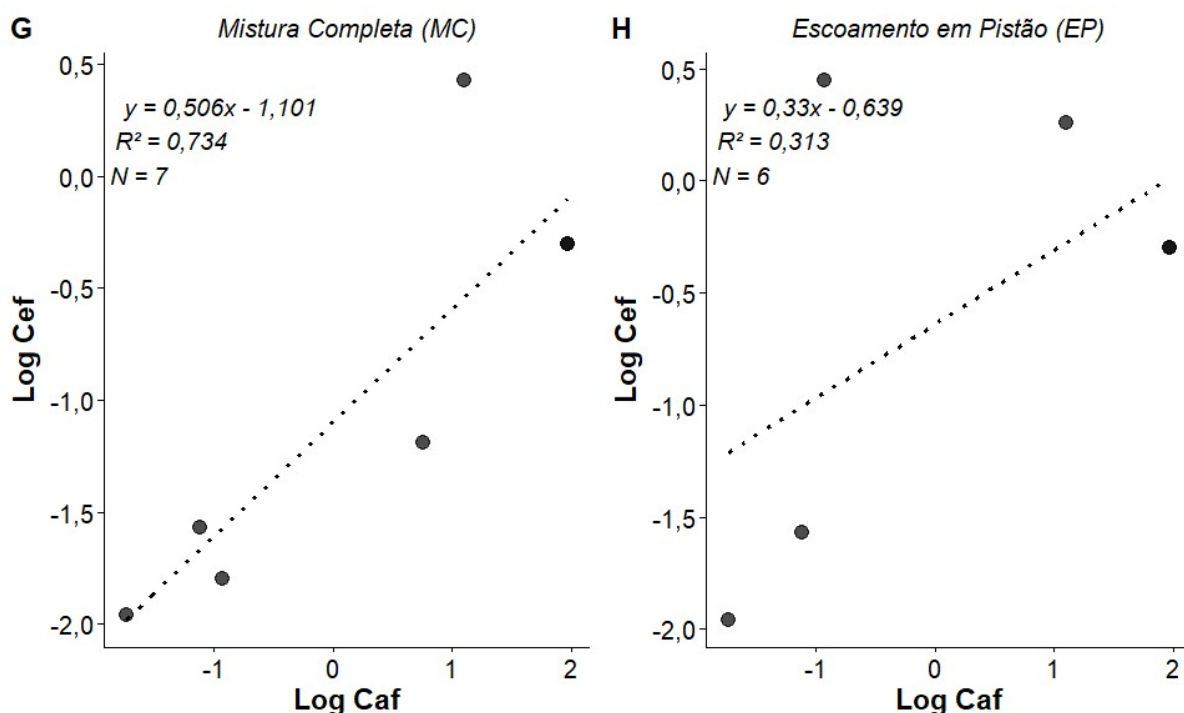


Figura 5-18 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para oocistos de *Cryptosporidium spp.* Sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

A análise integrada das figuras revela que a concentração efluente de protozoários é governada primordialmente pela carga de entrada, embora cada gênero responda de forma distinta à hidráulica do sistema. Os painéis da Figura 28 confirmam ajustes estatísticos fortes para cistos de *Giardia spp.* tanto em mistura completa ($R^2 = 0,816$) quanto em escoamento em pistão ($R^2 = 0,904$) (Schober et al., 2018). A inclinação das retas demonstra que o sistema mantém uma proporcionalidade de remoção estável, validando os sistemas alagados construídos como unidades resilientes frente a oscilações típicas de sistemas de saneamento descentralizados. Notadamente, o modelo de escoamento em pistão para cistos de *Giardia spp.* apresentou um coeficiente de determinação superior, sugerindo que este regime oferece uma visão mais ajustada da realidade operacional, onde a barreira física do meio poroso atua de forma constante sobre a carga de patógenos.

Por outro lado, os oocistos de *Cryptosporidium spp.* exibiram um comportamento distinto quanto à previsibilidade e estabilidade. Enquanto no regime de mistura completa (Figura 29g) observa-se uma correlação linear forte ($R^2 = 0,734$), indicando que a concentração efluente é significativamente influenciada pela concentração afluente, o modelo de escoamento em pistão (Figura 29) apresentou um ajuste estatístico inferior ($R^2 = 0,313$), acompanhado de uma inclinação de reta mais suave. Este resultado possui implicações operacionais estratégicas, pois reforça a tese de estabilidade sob regime de pistão: o sistema parece amortecer com maior

eficiência as oscilações da contaminação de entrada de oocistos de *Cryptosporidium spp.* Assim, o sistema entrega um efluente com concentrações mais constantes e menos dependentes de picos pontuais. Essa característica posiciona o escoamento em pistão como uma barreira sanitária mais robusta para este patógeno, garantindo maior confiabilidade operacional para o reúso ou descarte do efluente tratado.

5.3.5 Análise comparativa da cinética de decaimento: modelagem por mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP)

Para a avaliação dos coeficientes cinéticos, a distribuição de frequências dos dados de $k_{b(MC)}$ e $k_{b(EP)}$ foi submetida ao teste de normalidade de Anderson-Darling em 30 dos 36 subgrupos avaliados, visto que 6 grupos apresentaram amostragem insuficiente para a validação estatística do teste. Os resultados revelaram que 90% das distribuições analisadas (27 de 30) não seguem a normalidade ($p \leq 0,05$), apresentando forte assimetria à direita.

A aderência à curva normal foi observada em apenas 10% dos casos (3 de 30), restringindo-se exclusivamente ao modelo de escoamento em pistão ($k_{b(EP)}$) em subgrupos específicos, como esgoto bruto ($p = 0,383$) e sistemas não plantados ($p = 0,107$). Esta predominância de distribuições não normais com viés positivo é característica de dados microbiológicos em sistemas de tratamento, nos quais a concentração de microrganismos e as taxas cinéticas associadas frequentemente seguem um comportamento log-normal (Von Sperling et al., 2020).

Tal constatação justifica a adoção da mediana como medida de tendência central, além de fundamentar o uso de testes não paramétricos (Mann-Whitney e Kruskal-Wallis) para as comparações inferenciais de significância conduzidas neste estudo.

5.3.5.1 Coeficientes de decaimento microbianos sob o modelo de mistura completa ($k_{b(MC)}$)

Os k_b para o modelo de mistura completa (MC) foram determinados assumindo a cinética de decaimento de primeira ordem, premissa amplamente consolidada na literatura de Sistemas Alagados Construídos (Nunes, 2025; Von Sperling, 2014) para descrever a remoção de microrganismos. Sob a hipótese de mistura ideal, esta abordagem representa a configuração mais conservadora para o dimensionamento de sistemas de tratamento. Os resultados estatísticos para o banco de dados global estão consolidados na Tabela 11.

Tabela 11 - Estatística descritiva dos coeficientes $k_b(\text{MC})$ e log remoção médio em relação ao TRH em SAC-ESSH.

MICROORGANISMO	N	MÉDIA (d^{-1})	MEDIANA (d^{-1})	DP (d^{-1})	MÍNIMO (d^{-1})	MÁXIMO (d^{-1})	LOG REMOVAL MÉDIO
Coliformes	96	10,58	4,88	14,33	0,01	68,34	1,33
<i>E. coli</i>	101	9,69	3,02	15,15	0,01	66,12	1,28
colifagos	13	5,16	3,91	4,63	0,58	13,73	1,19
Cistos de <i>Giardia spp.</i>	7	25,66	11,00	24,97	5,04	59,60	1,26
Oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i>	7	12,55	11,79	11,11	0,13	28,78	1,24

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N = número de dados; DP = Desvio padrão.

A análise da Tabela 11 revela uma acentuada variabilidade nos valores de $k_b(\text{MC})$, especialmente para os indicadores bacterianos. Para os coliformes, por exemplo, a média (10,58 d^{-1}) é notavelmente superior à mediana (4,88 d^{-1}), evidenciando o impacto de valores extremos e a assimetria positiva da distribuição, o que ratifica a complexidade de se estabelecer um coeficiente cinético universal para sistemas de campo. Tendência similar é observada para a *Escherichia coli*, reforçando a sensibilidade deste modelo às oscilações da base bruta.

Diferentemente dos indicadores bacterianos, os protozoários apresentaram as maiores medianas de decaimento sob o modelo MC, para oocistos (11,79 d^{-1}) e cistos de (11,00 d^{-1}). É importante ressaltar que a magnitude desses coeficientes é influenciada pelo tratamento de dados censurados (Seção 2.2.2), onde concentrações nulas foram substituídas por metade do limite de detecção.

Contudo, a persistência desses valores elevados revela uma dissociação entre a cinética teórica e a eficiência de remoção absoluta. Embora o modelo matemático de primeira ordem seja aplicado uniformemente para viabilizar a comparação (Kadlec & Wallace, 2009), a remoção de protozoários em sistemas alagados construídos é governada por mecanismos físicos de ação imediata, como filtração mecânica e sedimentação (Shingare et al., 2019). Devido às maiores dimensões e densidade dos cistos e oocistos, sua interceptação ocorre preferencialmente nos estágios iniciais do sistema, resultando em valores de $k_b(\text{MC})$ que refletem

a alta eficiência do meio poroso na remoção de partículas, e não estritamente a remoção biológica.

Essa interpretação justifica por que, apesar dos elevados coeficientes cinéticos, esses patógenos não apresentam, necessariamente, os maiores Valores de Redução Logarítmica (VRL) médios em sistemas caracterizados por elevados Tempos de Retenção Hidráulica (TRH). Assim, a modelagem evidencia que a interceptação física de protozoários tende a ser menos dependente de variáveis ambientais (como radiação e temperatura) do que o decaimento bacteriano e viral (medianas de 3,02 a 4,88 d⁻¹).

5.3.5.2 Coeficientes do modelo de escoamento em pistão ($k_{b(EP)}$)

Em alternativa à abordagem conservadora de mistura completa, os coeficientes de decaimento microbianos ($k_{b(EP)}$) foram calculados assumindo o modelo de escoamento em pistão (Plug Flow). A transição para este modelo visa corrigir a subestimativa da eficiência hidráulica inerente ao modelo MC. Pelo fato de os modelos MC e EP possuírem estruturas matemáticas distintas para o balanço de massa, a aplicação da mesma base de dados primários resulta em coeficientes k_b numericamente diferentes, sendo o $k_{b(EP)}$ geralmente mais baixo por assumir um contato mais eficiente entre o efluente e o meio poroso.

Esta abordagem pressupõe um regime hidráulico com mistura axial mínima, onde o efluente percorre o meio poroso de forma uniforme, maximizando o tempo de contato com o biofilme e as raízes das macrófitas. A Tabela 12 sumariza as estatísticas descritivas para estes coeficientes.

Tabela 12 - Estatística descritiva dos coeficientes $k_{b(EP)}$ em relação ao TRH em SAC-ESSH.

MICROORGANISMO	N	MÉDIA (d ⁻¹)	MEDIANA (d ⁻¹)	DP (d ⁻¹)	MÍNIMO (d ⁻¹)	MÁXIMO (d ⁻¹)
Coliformes	110	0,91	0,87	0,62	0,01	2,42
<i>E. coli</i>	109	0,75	0,65	0,63	0,01	3,00
colifagos	14	0,72	0,63	0,38	0,27	1,50
Cistos de <i>Giardia</i> <i>spp.</i>	9	1,14	0,89	0,52	0,66	2,00
<i>Oocistos de</i> <i>Cryptosporidium spp.</i>	6	0,32	0,35	0,13	0,10	0,45

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N = número de dados; DP = desvio padrão.

A análise da Tabela 12 revela que, sob a premissa de escoamento em pistão, os k_b tornam-se expressivamente mais homogêneos entre os diferentes grupos microbiológicos, situando-se majoritariamente na faixa de 0,30 a 0,90 d⁻¹. Essa faixa apresenta compatibilidade com a ordem de grandeza dos parâmetros de projeto propostos por von Sperling (2007), que adota $k_b = 1,0$ d⁻¹ (a 20°C) para indicadores bacterianos em modelos de escoamento em pistão.

Adicionalmente, os resultados situam-se dentro da amplitude reportada na literatura clássica para sistemas biológicos em regime de pistão, cujos coeficientes usualmente variam entre 0,5 e 1,5 d⁻¹ (Von Sperling, 2007). A ligeira redução observada na faixa central deste estudo (0,30 a 0,90 d⁻¹) em relação ao valor típico de 1,0 d⁻¹ reflete a maior estabilidade e o caráter conservador do banco de dados global analisado.

Essa magnitude apresenta estreita concordância com estudos de campo em sistemas de escoamento horizontal, cujos coeficientes convertidos situam-se entre 0,35 e 0,90 d⁻¹ (Reinoso et al., 2008), posicionando-se abaixo de coeficientes obtidos em sistemas experimentais de menor escala, que podem atingir valores entre 1,11 e 3,38 d⁻¹ (Avelar et al., 2014).

A redução acentuada nos valores de k_b e nos desvios padrão (DP) em comparação ao modelo de mistura completa (Tabela 11) indica que o modelo EP isola com maior fidedignidade o fenômeno cinético. Conforme discutido por Ventura et al. (2022), a otimização de modelos que consideram a hidrodinâmica real (através do parâmetro P) permite minimizar o erro residual da calibração, mitigando as distorções causadas por processos como caminhos preferenciais de fluxo (short-circuiting) e zonas de baixa eficiência hidráulica.

Um ponto de destaque é o comportamento dos cistos de *Giardia spp.*, que apresentou a maior mediana de decaimento (0,89 d⁻¹) neste modelo. Este resultado, aliado à baixa amplitude entre o valor mínimo (0,66) e máximo (2,00), reforça que a remoção de protozoários em sistemas alagados construídos de escoamento Horizontal subsuperficial (SAC-ESSH) é um processo altamente eficiente e consistente. A superioridade cinética dos cistos de *Giardia* em relação aos indicadores bacterianos e virais, mesmo sob uma hidráulica idealizada, ratifica que mecanismos físicos de retenção — como a sedimentação e a filtração mecânica devido ao maior volume e densidade dos cistos — operam de forma complementar à inativação biológica. A relevância desses processos físicos é confirmada pela literatura, que demonstra que uma fração expressiva dos microrganismos é removida por associação a partículas e subsequente sedimentação no meio poroso (Boutilier et al., 2009).

Em contraste, os oocistos de *Cryptosporidium spp.* apresentaram o menor coeficiente de decaimento média ($0,32 \text{ d}^{-1}$), o que é coerente com a literatura que descreve a elevada persistência ambiental e robustez de seus oocistos. A transição de um coeficiente aparente elevada no modelo MC para um valor conservador e estável no modelo EP ($0,32 \text{ d}^{-1}$) demonstra como a premissa hidráulica de pistão corrige distorções matemáticas, revelando a real persistência deste patógeno. Conclui-se que o coeficiente $k_{b(\text{EP})}$ fornece uma estimativa de desempenho muito mais robusta para fins de dimensionamento, pois aproxima-se da capacidade depuradora intrínseca do sistema, sendo menos sensível a variações extremas do banco de dados global.

5.3.6 Relação entre cinética de decaimento microbiano e variáveis hidráulicas

Para confrontar a sensibilidade matemática de cada premissa de escoamento em relação ao tempo operacional, as Figuras 30 a 34 apresentam a distribuição dos k_b , permitindo uma análise da disparidade paramétrica entre os modelos de mistura completa (MC) e escoamento em pistão (EP).

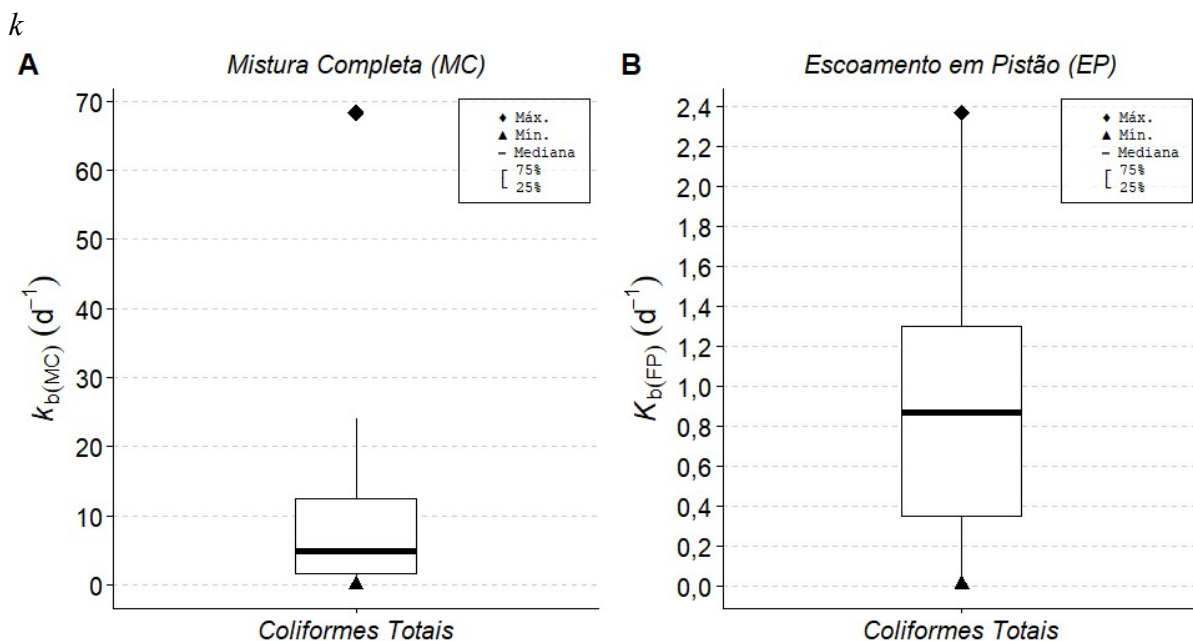


Figura 5-19 - Distribuição dos coeficientes de decaimento ($k_{b(\text{MC})}$ e $k_{b(\text{EP})}$) para coliformes totais em sistemas alagados construídos.

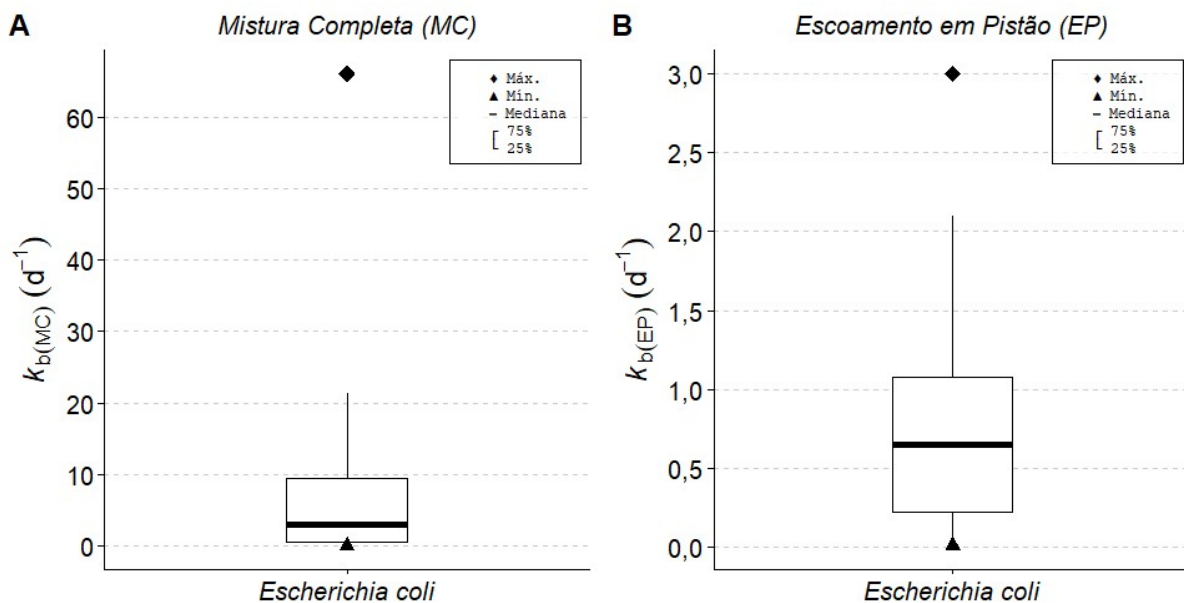


Figura 5-20 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para *Escherichia coli* em sistemas alagados construídos.

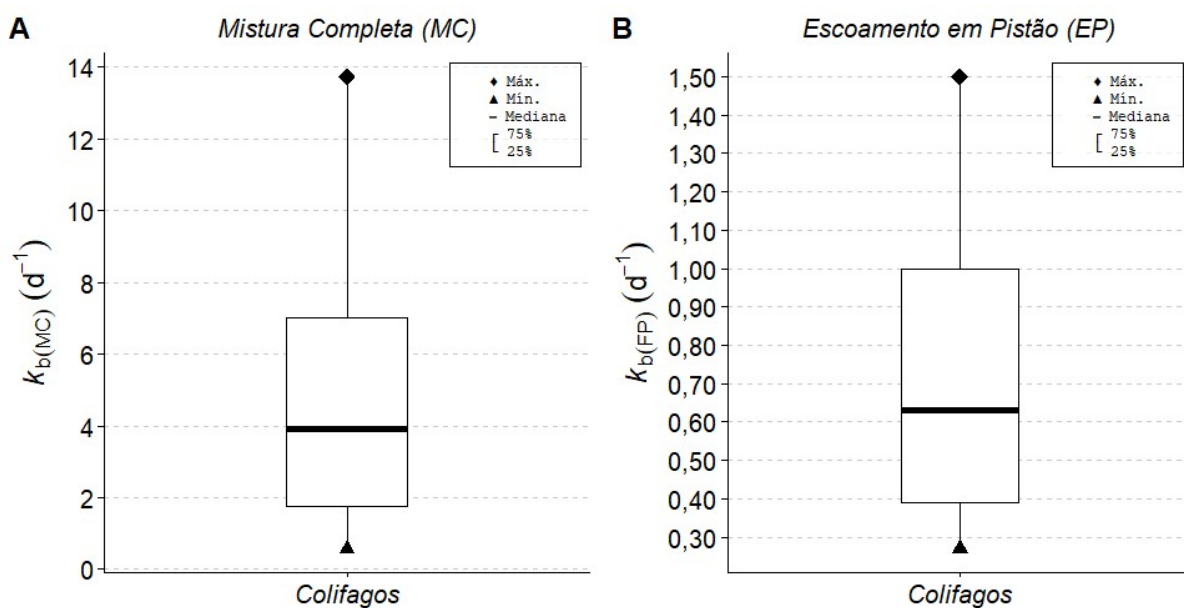


Figura 5-21 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para colifagos em sistemas alagados construídos

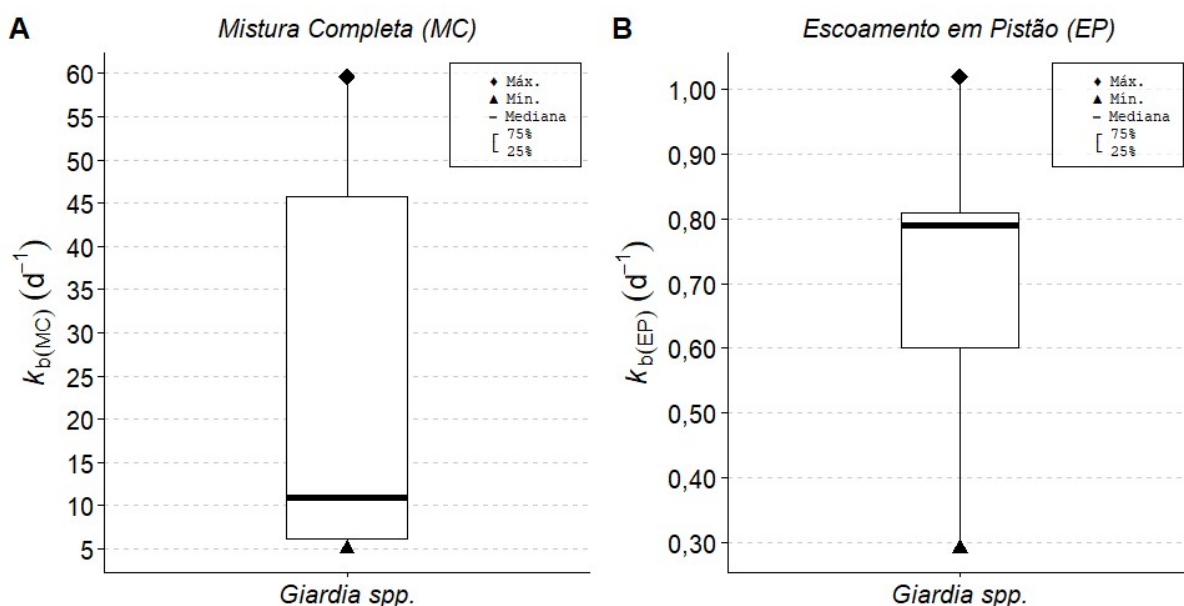


Figura 5-22 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b (TRH)) para cistos de *Giardia spp.* sob os regimes de mistura completa (a) e escoamento em pistão (b).

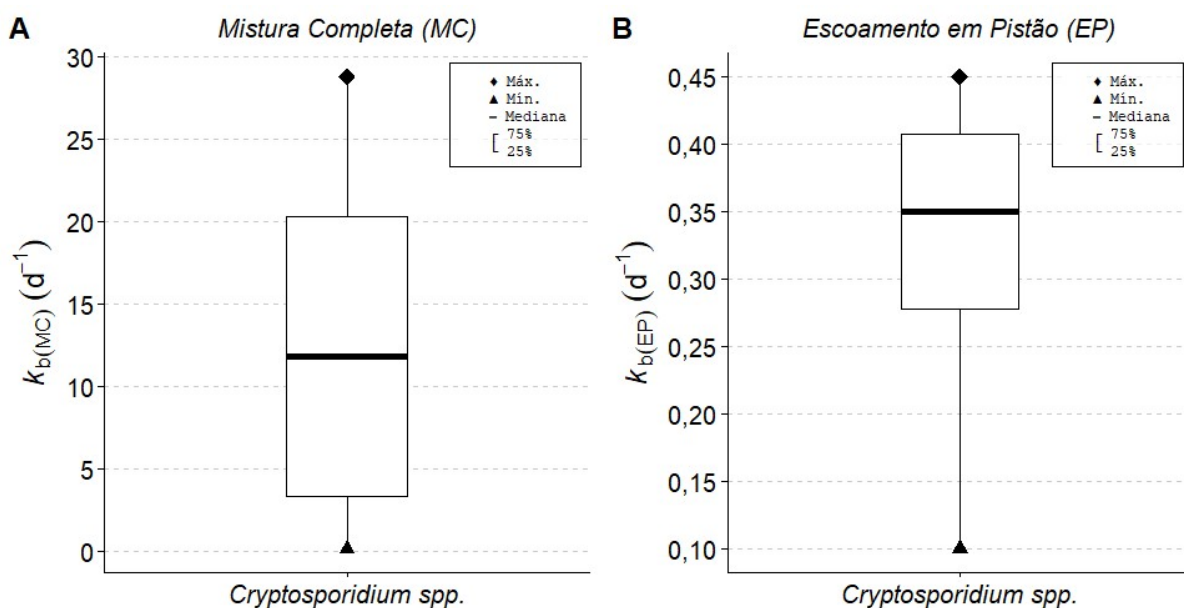


Figura 5-23 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b (TRH) e k_b (EP)) para oocistos de *Cryptosporidium spp.* em sistemas alagados construídos

A investigação da cinética de remoção revela que a interpretação da capacidade depuradora do sistema é intrinsecamente sensível ao regime hidráulico adotado. Para os coliformes totais (Figura 30) e a *Escherichia coli* (Figura 31), o perfil de mistura completa é caracterizado por uma severa assimetria positiva e heterogeneidade extrema, com valores máximos que extrapolam a marca de 60,0 d^{-1} . No caso da *E. coli*, a média (9,69 d^{-1}) triplica o valor da mediana (3,02 d^{-1}), indicando que o modelo MC é excessivamente suscetível a picos

de remoção aparente que não refletem a capacidade intrínseca do sistema, tendendo a superestimar o desempenho biológico.

Essa dinâmica de dispersão é atenuada nos indicadores virais (Figura 32), embora o regime MC ainda apresente elevada amplitude interquartílica (mediana de 3,91 d⁻¹). Contudo, é nos protozoários que a disparidade atinge seu ápice. Para cistos (Figura 33) e oocistos (Figura 34), o modelo MC apresenta medianas elevadas (11,0 e 11,79 d⁻¹, respectivamente), agindo como um parâmetro instável e vulnerável a interferências operacionais e picos de remoção aparente.

Em contrapartida, a transposição para o modelo de escoamento em pistão promove uma estabilização notável em todos os grupos microbiológicos. As distribuições tornam-se substancialmente mais compactas e homogêneas, com medianas situadas entre 0,63 e 0,87 d⁻¹. O modelo EP neutraliza as distorções causadas por outliers, fornecendo uma representação cineticamente mais conservadora e estável para o dimensionamento sanitário. O comportamento de estabilidade superior é ratificado pelos oocistos sob regime de pistão, onde a mediana (0,35 d⁻¹) e a média (0,39 d⁻¹) são praticamente coincidentes.

A influência do tempo operacional sobre os k_b , detalhada através das Figuras 35 a 39, permite identificar a resposta da velocidade de remoção à variação do TRH e confrontar a sensibilidade matemática de cada premissa de escoamento.

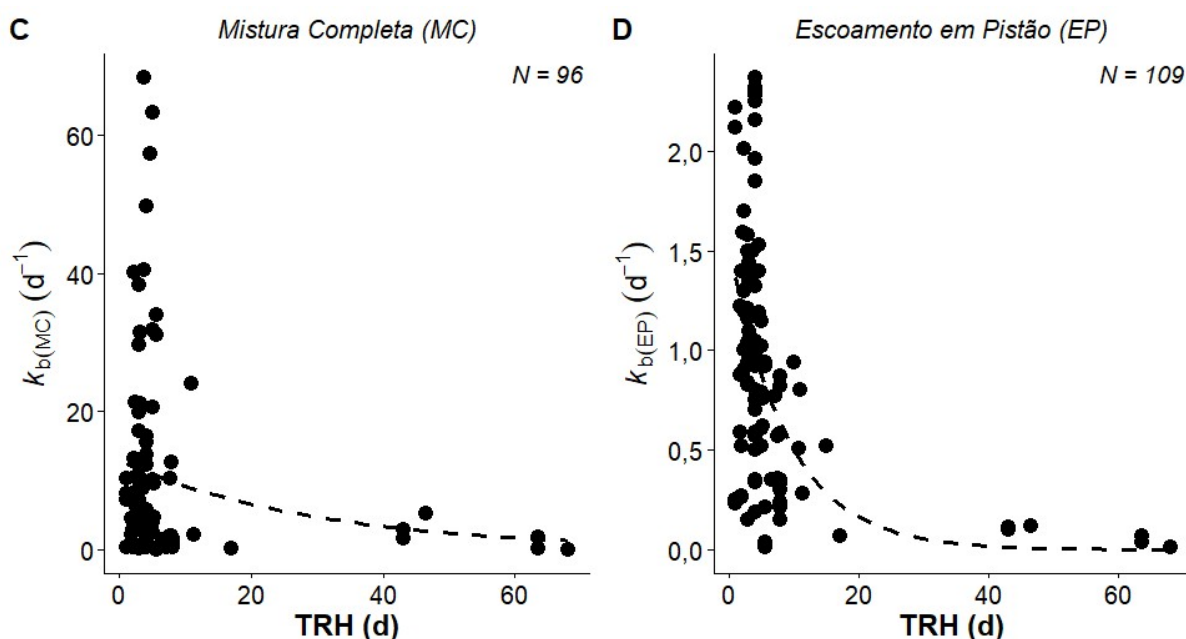


Figura 5-24 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para coliformes totais sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

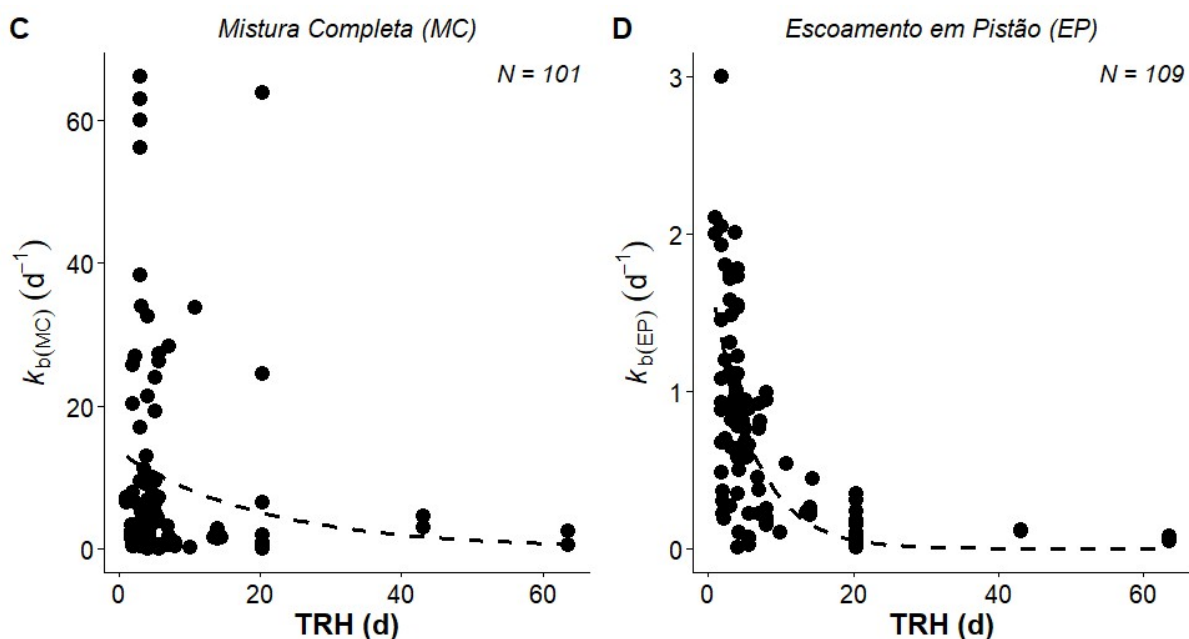


Figura 5-25 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para *Escherichia coli* sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

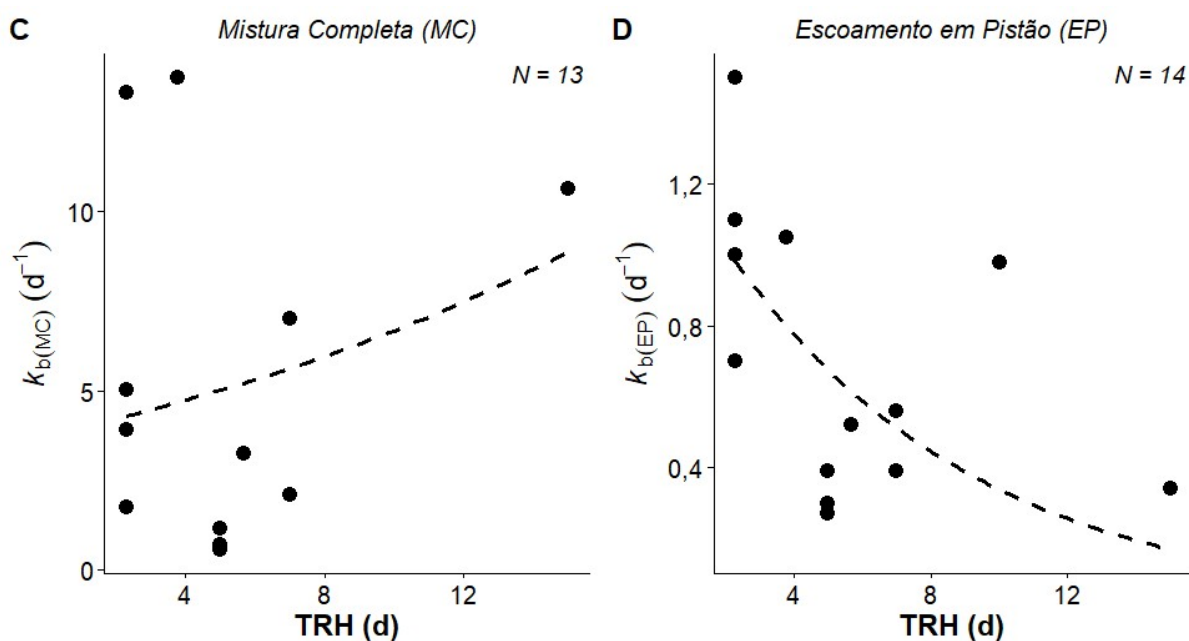


Figura 5-26 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para colifagos sob os regimes de MC (esquerda) e EP (direita).

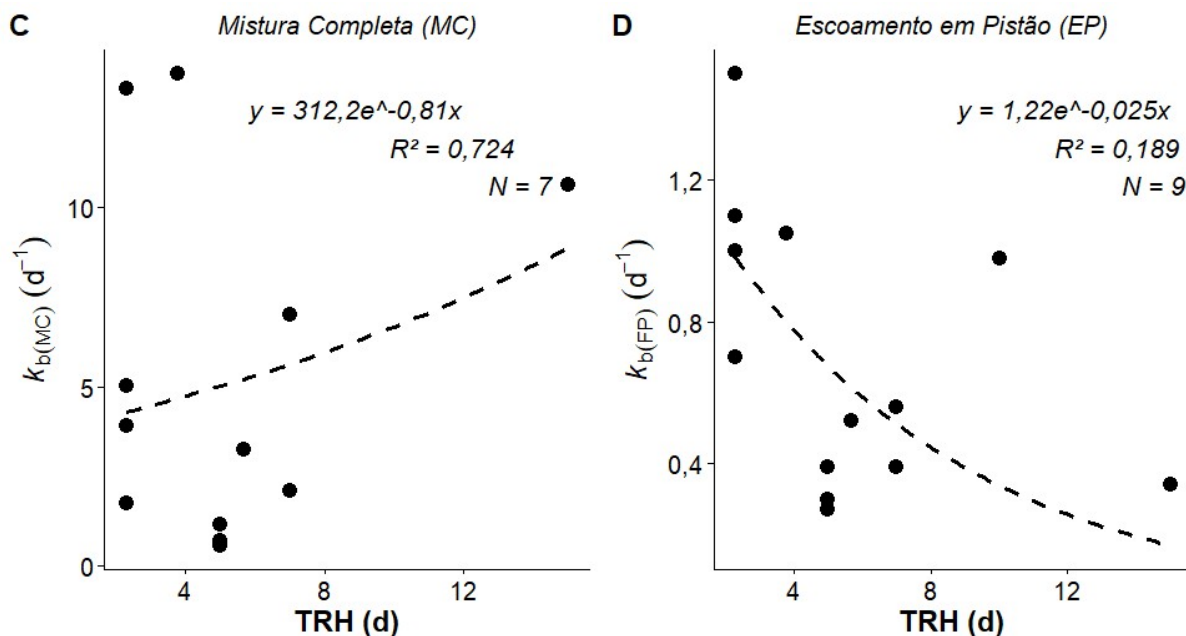


Figura 5-27 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para cistos de *Giardia* spp. sob os regimes de mistura completa (k_b (MC)) e escoamento em pistão (k_b (EP)).

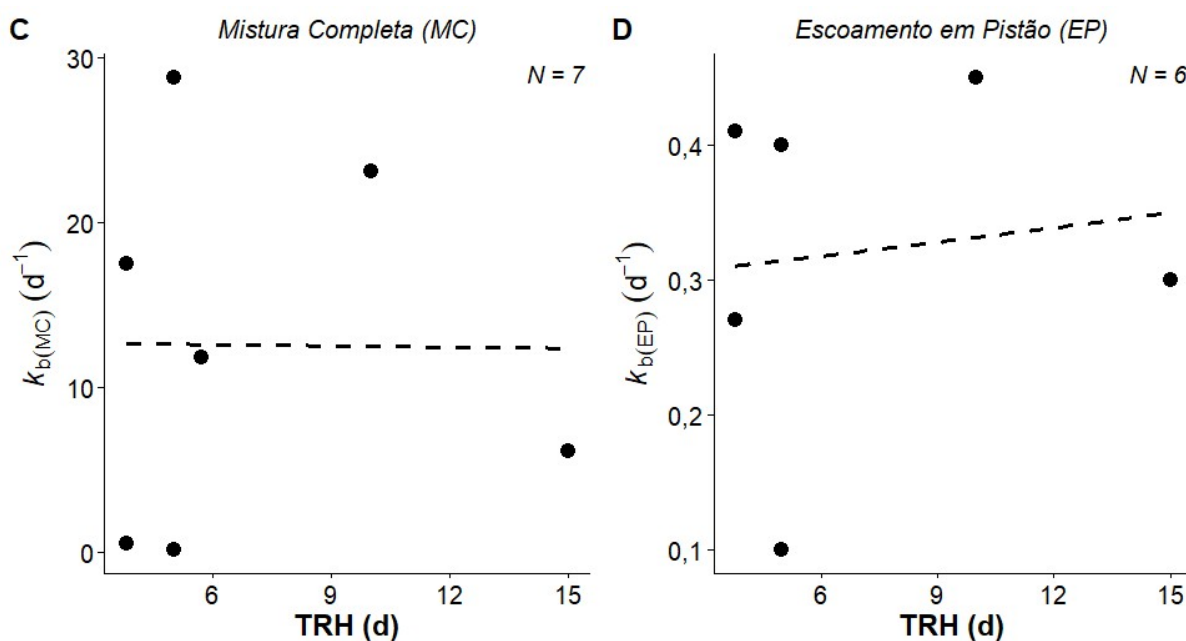


Figura 5-28 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para oocistos de *Cryptosporidium* spp. sob os regimes de MC (c) e EP (d).

No regime de mistura completa (MC), identifica-se de forma generalizada o chamado "efeito K", fenômeno em que sistemas operando sob baixos tempos de retenção apresentam k_b aparente notavelmente mais elevados. Para os coliformes totais (Figura 35), *Escherichia coli* (Figura 36c) e os colifagos, a dispersão extrema observada e a fragilidade das tendências estatísticas reforçam a vulnerabilidade deste modelo a instabilidades operacionais e curtos-

circuitos hidráulicos. Esse fenômeno é ainda mais acentuado para os cistos de *Giardia spp.* (Figura 38c), cujo perfil de decréscimo exponencial ilustra com clareza como o modelo MC gera coeficientes artificialmente elevados devido à diluição matemática inerente ao regime de mistura em tempos de retenção reduzidos (abaixo de 3 dias).

Em contrapartida, a transição para o modelo de escoamento em pistão (EP) altera notavelmente essa dinâmica, promovendo uma estabilização paramétrica que aproxima a modelagem da realidade física do sistema e do gradiente de concentração ao longo do percurso. Para a *E. coli* e os colifagos, o decréscimo torna-se mais bem definido e menos disperso, sugerindo que a interação com o biofilme e a matriz porosa ocorre de forma mais vigorosa nas zonas iniciais do tratamento. Esse comportamento é condizente com cinéticas de primeira ordem, nas quais a maior velocidade de remoção absoluta é observada nos trechos iniciais da unidade devido à elevada disponibilidade de carga microbiológica e maior gradiente de concentração (Kadlec & Wallace, 2009). No caso dos cistos, o modelo em pistão neutraliza a dispersão extrema da mistura completa, apresentando uma inclinação suave que indica maior resiliência às variações de projeto e consolida o $k_{b(EP)}$ como uma base de cálculo mais conservadora e tecnicamente realista.

A maior estabilidade paramétrica, contudo, é ratificada pelos oocistos de *Cryptosporidium spp.* (Figura 39). Enquanto no regime MC ainda se observa uma nuvem de dados dispersa, a transposição para o regime EP revela uma linha de tendência que se aproxima da horizontalidade. Este resultado é tecnicamente relevante, pois demonstra que o coeficiente $k_{b(EP)}$ para tende à independência em relação ao tempo de retenção hidráulica (TRH) no intervalo estudado, aproximando-se de uma constante cinética intrínseca. Conforme fundamentado por Kadlec & Wallace (2009), a obtenção de uma constante cinética que não oscila significativamente com o TRH indica que o modelo de escoamento em pistão descreve com maior fidelidade os processos de remoção intrínsecos ao sistema, refletindo de forma precisa a dinâmica de interceptação e sedimentação desse patógeno resistente no meio poroso.

Diferente da remoção biológica das bactérias, que sofre atenuação temporal, a remoção de protozoários parece depender predominantemente de mecanismos físicos, como filtração e sedimentação, que operam de forma mais constante e previsível (Reinoso et al., 2008). Para validar essa hipótese e oferecer uma base de cálculo alternativa, realizou-se uma comparação entre os coeficientes baseados no tempo (d^{-1}) e na Taxa de aplicação hidráulica (m/d), cujos resultados estatísticos estão consolidados na Tabela 13. A variabilidade e a sensibilidade do parâmetro $k_{b(TAH)}$ são detalhadas nas Figuras 40 a 43.

Tabela 13 - Comparação dos coeficientes k_b baseados em TRH (d^{-1}) e TAH (m/d) para protozoários (Mediana $\pm$ DP) em SAC-ESSH.

MICROORGANISMO	MODELO	$k_{b(TRH)}$ (d^{-1})	$k_{b(TAH)}$ (m/d)
Cistos de <i>Giardia spp.</i>	MC	$11,00 \pm 24,97$	$0,36 \pm 0,16$
	EP	$0,89 \pm 0,52$	$0,50 \pm 0,58$
<i>Oocistos de Cryptosporidium spp.</i>	MC	$11,79 \pm 11,11$	$0,25 \pm 0,38$
	EP	$0,35 \pm 0,13$	$0,25 \pm 0,52$

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; TRH: Tempo de retenção hidráulico; TAH: Taxa de aplicação hidráulica; MC: Mistura Completa; EP: Escoamento pistão.

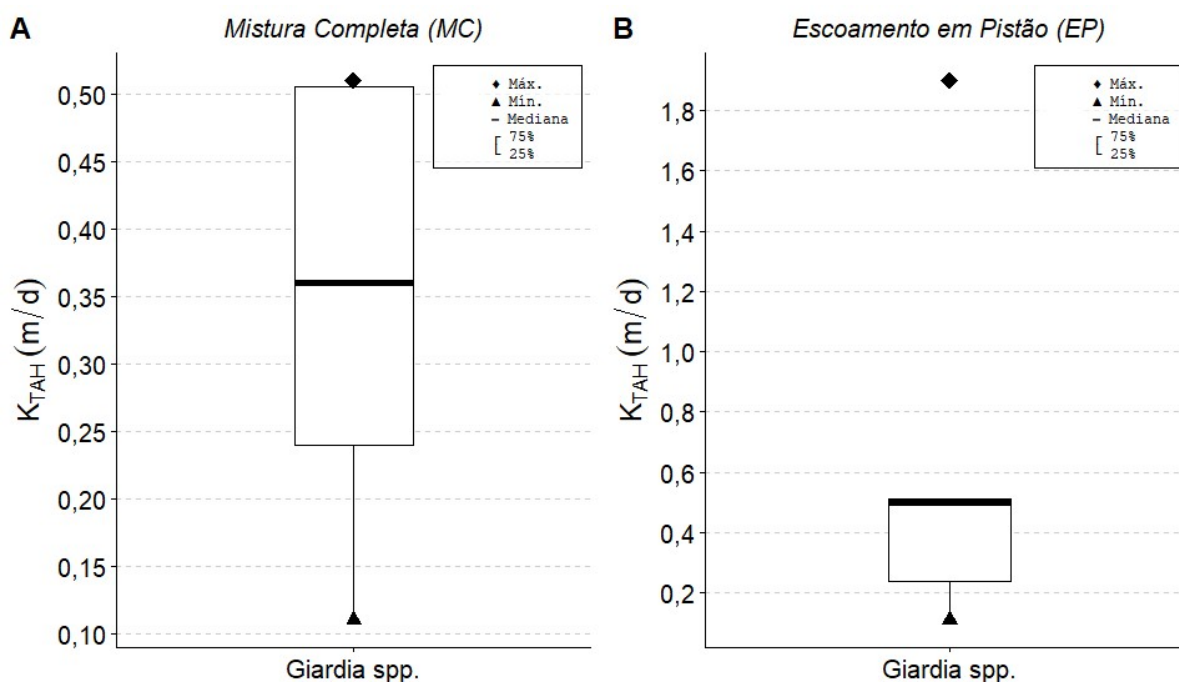


Figura 5-29 - Comparação da variabilidade dos coeficientes cinéticos baseados na taxa de aplicação hidráulica ($k_b(TAH)$) para cistos de *Giardia spp.* sob regimes de mistura completa (a) e escoamento em pistão (b).

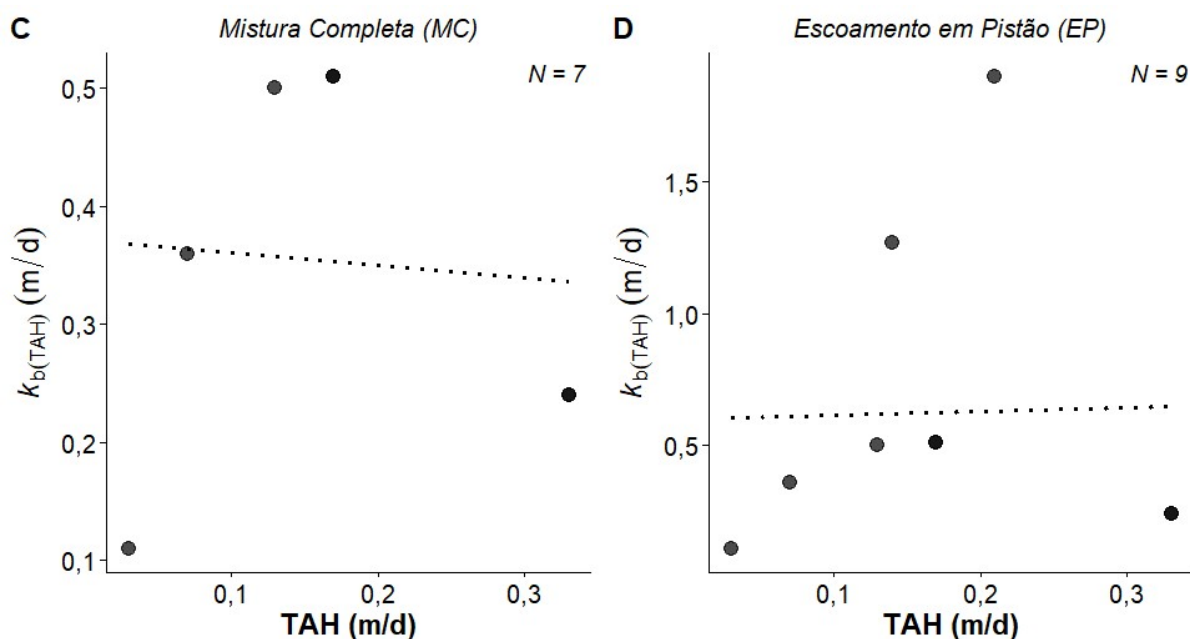


Figura 5-30 - Sensibilidade do coeficiente $k_b(TAH)$ em relação à variação da taxa de aplicação hidráulica para cistos de *Giardia* spp. nos modelos de mistura completa (c) e escoamento em pistão (d).

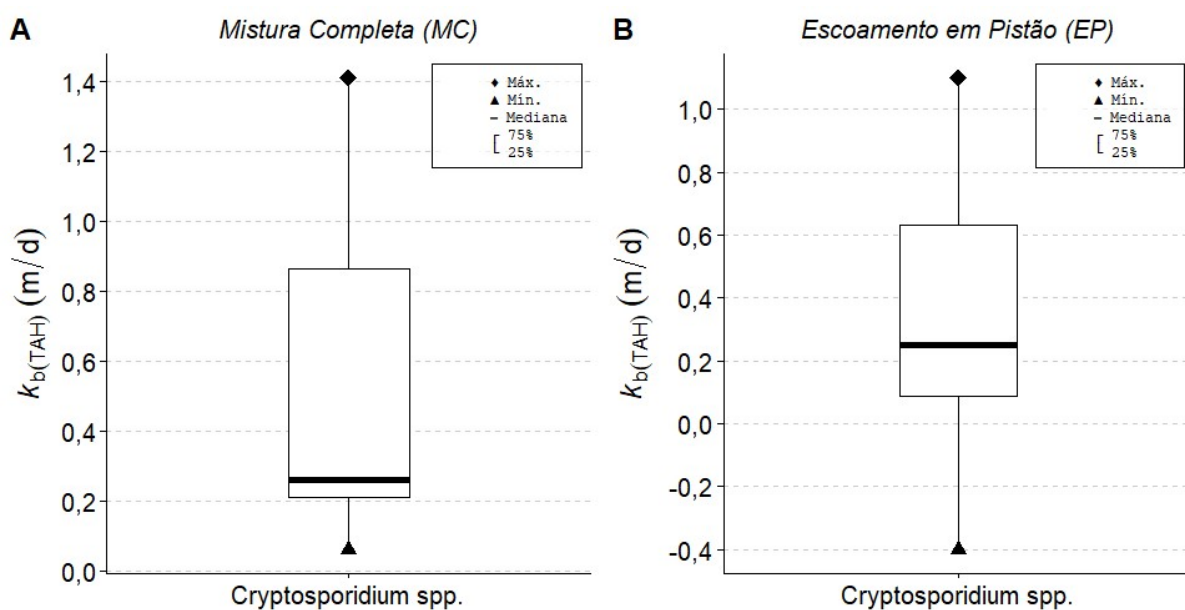


Figura 5-31 - Distribuição estatística dos coeficientes $k_b(TAH)$ para oocistos de *Cryptosporidium* spp., evidenciando a homogeneidade dos dados em regime de escoamento em pistão (b) comparada à mistura completa (a).

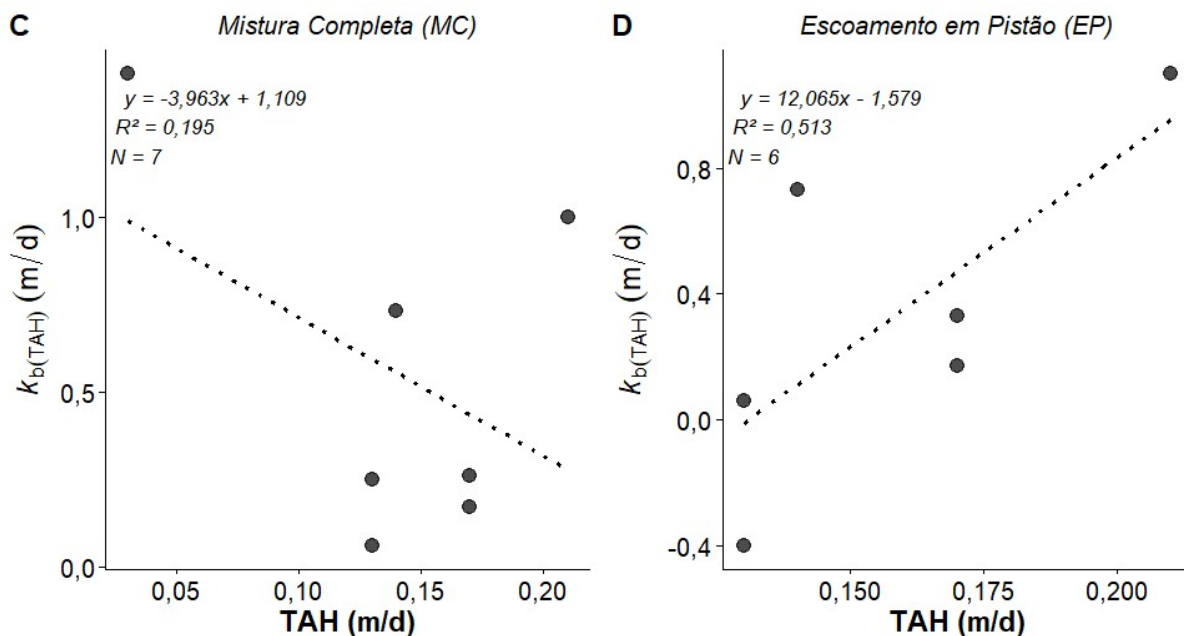


Figura 5-32 - Relação entre o coeficiente cinético e a TAH para oocistos de *Cryptosporidium spp.* A estabilidade da reta em (d) ratifica a robustez do parâmetro $k_b(TAH)$.

Nas Tabela 13 e as Figuras 40 e 42 evidencia-se que a $k_b(TAH)$ apresenta menor variabilidade relativa. A maior adequação da TAH para descrever a remoção de protozoários reside na natureza física desses organismos. Como observado nas Figuras 41d e 43d, a linha de tendência aproxima-se da horizontalidade, indicando que o coeficiente não sofre distorções severas com a alteração da carga hidráulica, operando como um parâmetro de projeto mais estável para sistemas de interface.

5.3.7 Influência de variáveis de projeto e operação nos coeficientes de decaimento (k_b)

Com o objetivo de identificar os fatores determinantes que exercem impacto sobre os k_b , realizou-se uma análise comparativa agrupando os dados de *E. coli* e coliformes totais. Conforme delineado na Seção 5.2.5, esse agrupamento visa ampliar o poder estatístico das análises inferenciais, consolidando um universo amostral representativo das bactérias de origem fecal e ambiental. As medianas obtidas e os respectivos níveis de significância estatística para as variáveis vegetação, escala do estudo e nível de pré-tratamento estão sintetizados na Tabela 14.

Tabela 14 - Síntese das comparações estatísticas para os coeficientes de decaimento (k_b (TRH)) do conjunto bacteriano conforme variáveis de projeto e operação em SAC-ESSH.

VARIÁVEL	GRUPOS COMPARADOS	MEDIANA $k_{b(MC)}$ (D ⁻¹)	MEDIANA $k_{b(EP)}$ (D ⁻¹)	P-VALOR $k_{b(MC)}$	P-VALOR $k_{b(EP)}$	TESTE
Vegetação	Plantado vs. Não plantado	3,89 vs. 4,37	0,79 vs. 0,70	0,893	0,773	Mann-Whitney
Escala	Plena vs. Piloto	2,61 vs. 4,42	0,52 vs. 0,89	0,0623	<0,001*	Mann-Whitney
Efluente	Bruto vs. Prim. Vs. Sec.	5,57 vs. 3,65 vs. 4,01	1,03 ^a vs. 0,64 ^b vs. 0,84 ^{ab}	0,539	0,0106*	Kruskal-Wallis

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; * Diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$); Letras iguais não apresentam diferença estatística entre si, enquanto letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste post-hoc de Dunn com correção de Bonferroni ($p < 0,05$).

A análise dos coeficientes sob diferentes premissas hidráulicas revela uma disparidade fundamental entre as magnitudes de $k_{b(MC)}$ (Mistura Completa) e $k_{b(EP)}$ (escoamento em pistão). Esta divergência é de natureza estritamente matemática: o modelo de mistura completa assume uma diluição instantânea, o que exige coeficientes numericamente superiores para explicar a mesma eficiência observada em campo. No entanto, a inadequação do modelo $k_{b(MC)}$ para sistemas alagados é evidenciada pela sua incapacidade de detectar diferenças significativas entre grupos operacionais ($p > 0,05$ em quase todas as variáveis), enquanto o modelo $k_{b(EP)}$ demonstrou ser notavelmente mais sensível às variações hidrodinâmicas e de projeto.

Dentre as variáveis analisadas, a escala do estudo revelou comportamentos cruciais para o dimensionamento. Para o regime $k_{b(EP)}$ observou-se uma diferença significativa ($p < 0,001$), com unidades piloto (0,89 d⁻¹) apresentando desempenho superior à escala plena (0,52 d⁻¹), conforme ilustrado na Figura 44.

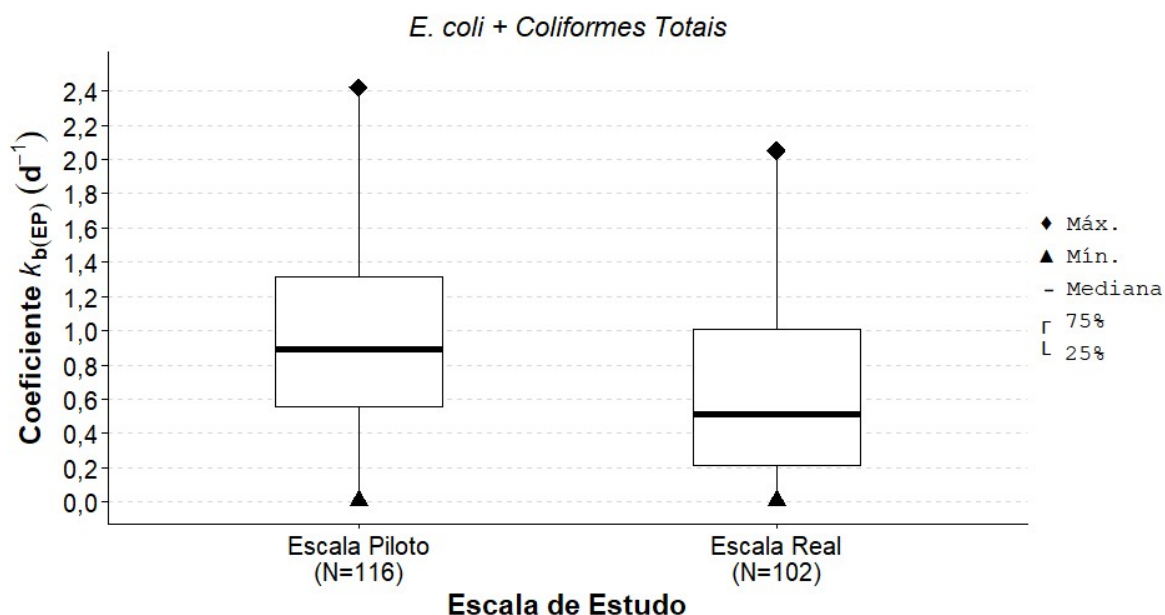


Figura 5-33 - Comparação dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(EP)$) entre as escalas piloto e plena para o conjunto agrupado de dados.

Este fenômeno reflete o maior controle operacional e a proximidade da hidrodinâmica ideal em unidades piloto. Em sistemas de escala plena, as imperfeições físicas são acentuadas, resultando em coeficientes menores. Segundo a literatura recente, essa redução na eficiência cinética em larga escala é frequentemente atribuída aos processos de colmatção heterogênea, que reduz a condutividade hidráulica efetiva e promove caminhos preferenciais ou curtos-circuitos (Mishra et al., 2024). Esses canais de alta velocidade reduzem o tempo de contato real entre o efluente e o biofilme, um desafio técnico expressivamente mais complexo de gerenciar em sistemas de grande porte (Idris et al., 2024).

Quanto à presença de macrófitas, os dados consolidados na Figura 45 confirmam a ausência de diferença estatística significativa entre sistemas plantados ($0,79 \text{ d}^{-1}$) e não plantados ($0,70 \text{ d}^{-1}$) para o conjunto bacteriano ($p = 0,773$).

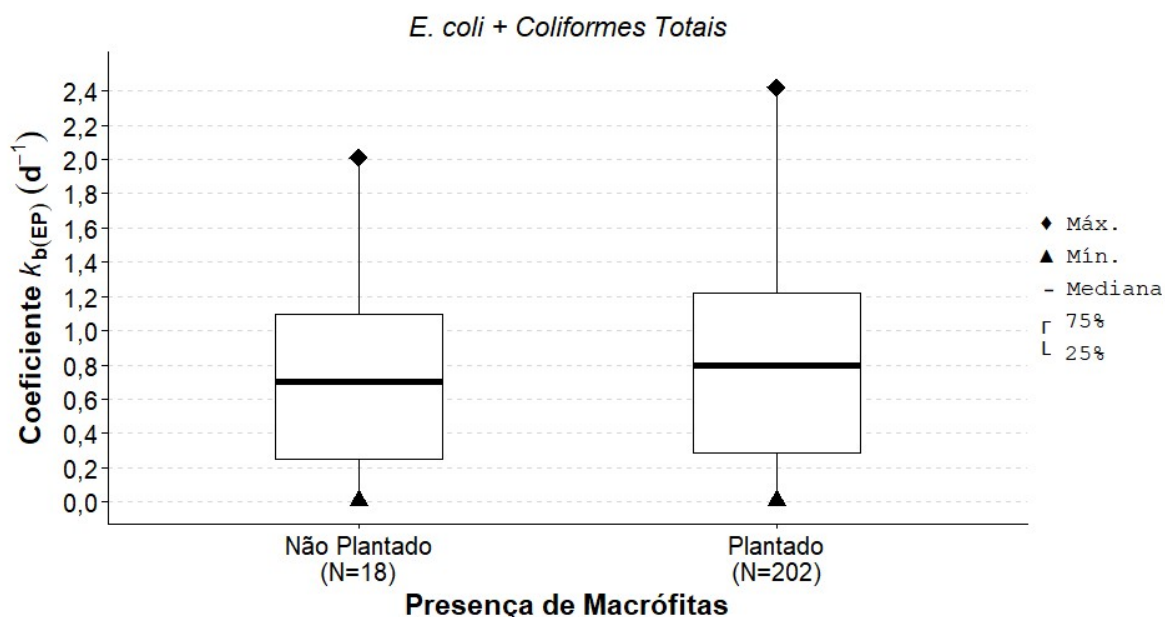


Figura 5-34 - Coeficientes de decaimento microbiano ($k_{b(EP)}$) para sistemas alagados construídos plantados e não plantados (Conjunto Agrupado).

Embora a literatura aponte que as plantas oferecem vantagens bióticas, como a liberação de exsudatos radiculares e o estímulo à predação por zooplâncton, esses efeitos parecem ser secundários à capacidade de retenção física e inativação natural do leito (Kadlec & Wallace, 2009). No entanto, estudos desenvolvidos no Brasil sob a orientação de Von Sperling indicam que a vegetação desempenha um papel fundamental na remoção de outros constituintes e na estabilidade operacional do sistema.

Dornelas (2008) observou que unidades plantadas apresentam eficiências superiores na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos totais (SST), entregando efluentes com concentrações de DQO significativamente menores (42 mg/L) em comparação às unidades não vegetadas (64 mg/L). Além disso, a presença das macrófitas é determinante para a remoção de nutrientes e o incremento da barreira sanitária; De Paoli (2010) reportou que a unidade plantada elevou a eficiência de remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) de 29% para 39% e potencializou a inativação microbiológica, atingindo uma remoção de *E. coli* uma ordem de grandeza superior (99,99%) à observada no sistema controle (99,9%). Tais evidências reforçam que a vegetação atua como um catalisador biológico essencial para o polimento de efluentes anaeróbios e para a resiliência estrutural do leito frente a poluentes complexos (Shingare et al., 2019), transcendendo a mera contribuição estética ou física.

Finalmente, verificou-se que o nível de pré-tratamento influenciou significativamente os coeficientes de decaimento microbiano ($p = 0,011$), conforme detalhado na Figura 46.

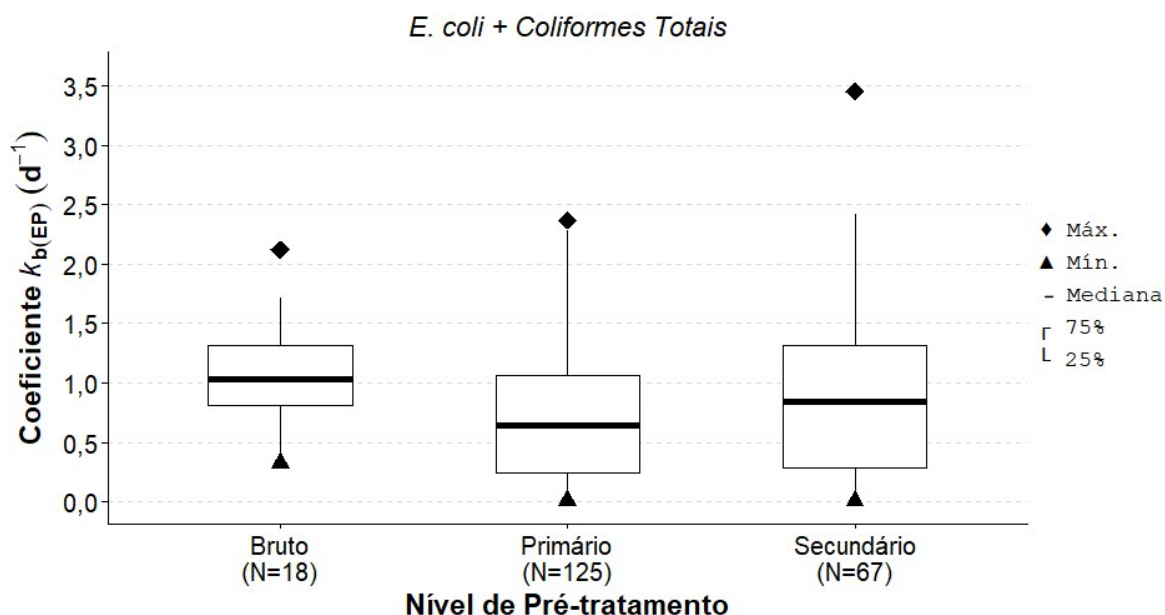


Figura 5-35 - Coeficientes de decaimento microbiano ($k_{b(EP)}$) em função do nível de pré-tratamento para o conjunto agrupado bacteriano.

A aplicação do teste post-hoc de Dunn permitiu refinar essa análise, demonstrando que a diferença estatística é ditada especificamente pelo contraste entre o esgoto bruto ($1,03 d^{-1}$) e o efluente de tratamento primário ($0,64 d^{-1}$) ($p = 0,008$). O coeficiente elevado no esgoto bruto é atribuído à elevada carga de sólidos suspensos, que potencializa os mecanismos de sedimentação e adsorção. À medida que o efluente avança para os níveis primário e secundário ($0,84 d^{-1}$), observa-se uma estabilização das taxas. O fato de o efluente secundário não apresentar diferença estatística em relação aos demais grupos ($p > 0,05$) sugere uma transição na biodegradabilidade e na resistência das frações bacterianas remanescentes, que tendem a ser compostas por espécimes mais resilientes ou associadas a partículas finas de difícil remoção (Kadlec & Wallace, 2009).

5.3.8 Análise integrada da dinâmica cinética

A interpretação final da capacidade depuradora dos sistemas alagados construídos exige o agrupamento de microrganismos com características estruturais e de resistência distintas, permitindo identificar padrões cinéticos globais que transcendem as particularidades de cada espécie.

5.3.8.1 Análise integrada: *E. coli* + coliformes totais

A análise conjunta dos indicadores bacterianos permite consolidar o comportamento das bactérias de origem fecal e ambiental, evidenciando como a escolha do modelo hidráulico define a estabilidade dos parâmetros de projeto. Ao integrar os dados de *E. coli* e coliformes totais, obteve-se um universo amostral robusto, cujas distribuições e correlações cinéticas ratificam os padrões observados individualmente.

A disparidade paramétrica entre as premissas de escoamento permanece acentuada. Enquanto o modelo de mistura completa (MC) exibe uma mediana de $3,89 \text{ d}^{-1}$ marcada por heterogeneidade extrema e assimetria à direita (com valores atingindo $60,0 \text{ d}^{-1}$), a aplicação do escoamento em pistão (EP) promove uma convergência para uma faixa operacional previsível, com mediana de $0,79 \text{ d}^{-1}$ e distribuição notavelmente mais compacta.

Diferente dos microrganismos persistentes (protozoários e vírus), o conjunto bacteriano exibe coeficientes de decaimento (k_b) em ordens de grandeza superiores no modelo MC, o que reflete sua maior vulnerabilidade aos mecanismos bióticos do sistema. Contudo, a análise integrada confirma que a eficiência de remoção logarítmica das bactérias não é determinada primordialmente pelo tempo de retenção (TRH), apresentando ajustes estatísticos nulos ($R^2 < 0,02$) em ambos os modelos. Em contrapartida, exclusivamente para o modelo de Escoamento em Pistão (EP), a qualidade do efluente final demonstra uma forte correlação linear com a carga afluente ($R^2 > 0,84$), comportamento este que não foi observado para a Mistura Completa (MC). Essa magnitude, de acordo com os critérios de Schober et al. (2018), indica uma associação robusta e altamente previsível, reforçando a fidedignidade do modelo de pistão na predição do decaimento de patógenos em sistemas de geometria alongada.

Isto consolida a tese de que, para este grupo, o sistema apresenta um reduzido amortecimento das variações de entrada, tornando o controle da carga de entrada o fator determinante da performance sanitária. Para o gerenciamento de riscos, essa previsibilidade confirma que o controle da carga afluente é um fator mais decisivo para a segurança do sistema do que variações pontuais no tempo de retenção hidráulico. A indicação completa dos gráficos desta análise integrada — incluindo as distribuições de frequências e as correlações com o TRH — encontra-se detalhada no Apêndice A.

5.3.8.2 Dinâmica de grupos persistentes (cistos de *Giardia spp.*, oocistos de *Cryptosporidium spp.* e colifagos)

A avaliação da variabilidade dos coeficientes de decaimento microbiano para protozoários e indicadores virais revela uma tendência de estabilização paramétrica quando

submetidos ao rigor do modelo de escoamento em pistão (EP). A Figura 47 consolida a distribuição desses coeficientes, enquanto a Figura 48 e a Figura 49 apresentam a sensibilidade cinética desses microrganismos frente ao tempo de detenção hidráulica (TRH) e à taxa de aplicação hidráulica (TAH), respectivamente.

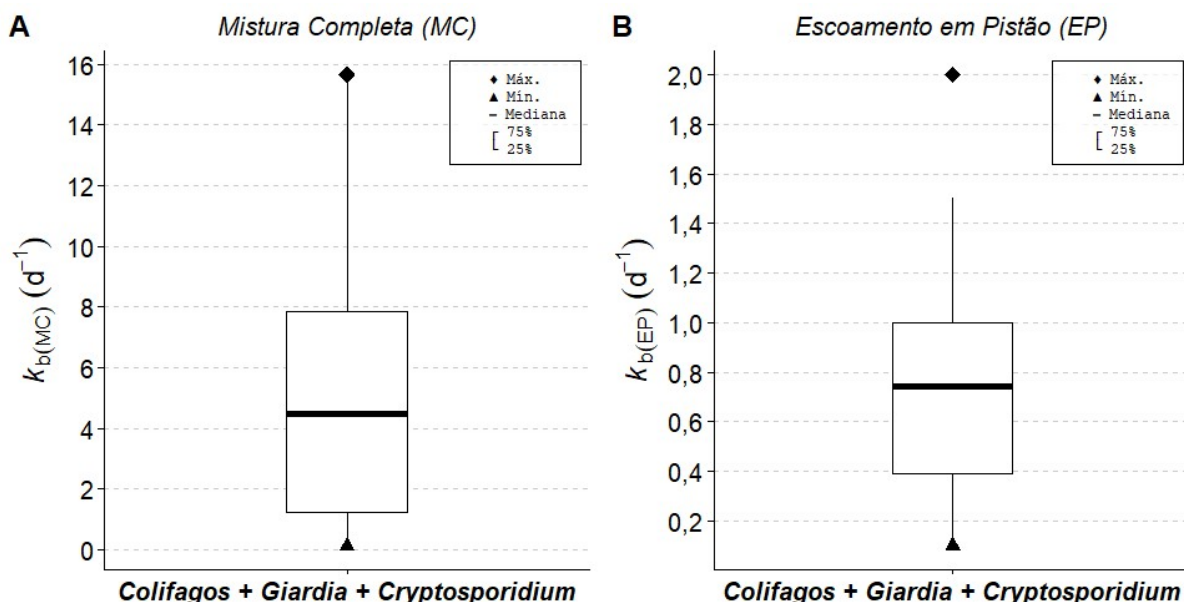


Figura 5-36 - Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano (k_b (MC) e k_b (EP)) para o grupo de microrganismos persistentes (cistos de *Giardia spp.*, oocistos de *Cryptosporidium spp.* e colifagos).

Sob a premissa de mistura completa (Figura 47A), observa-se uma dispersão acentuada e uma instabilidade paramétrica assistemática. Os cistos de *Giardia spp.* e os oocistos de *Cryptosporidium spp.* apresentam medianas elevadas acompanhadas de severa assimetria e outliers que distorcem a realidade física, sugerindo que o modelo MC tende a superestimar a velocidade de remoção. Em contrapartida, a transposição para o modelo de escoamento em pistão (Figura 47B) promove uma convergência notável; as distribuições tornam-se compactas e as medianas de *Giardia spp.* (0,89 d⁻¹), oocistos de *Cryptosporidium spp.* (0,35 d⁻¹ e colifagos (0,63 d⁻¹) situam-se em uma mesma ordem de grandeza.

Essa estabilidade cinética é corroborada pela relação entre o coeficiente e o tempo de residência da água no sistema. Na Figura 48, observa-se o comportamento de estabilização do k_b aparente: à medida que o TRH avança, o coeficiente tende a um patamar constante, indicando que, após a remoção das frações mais susceptíveis, o sistema atinge uma taxa de decaimento intrínseca para os organismos remanescentes.

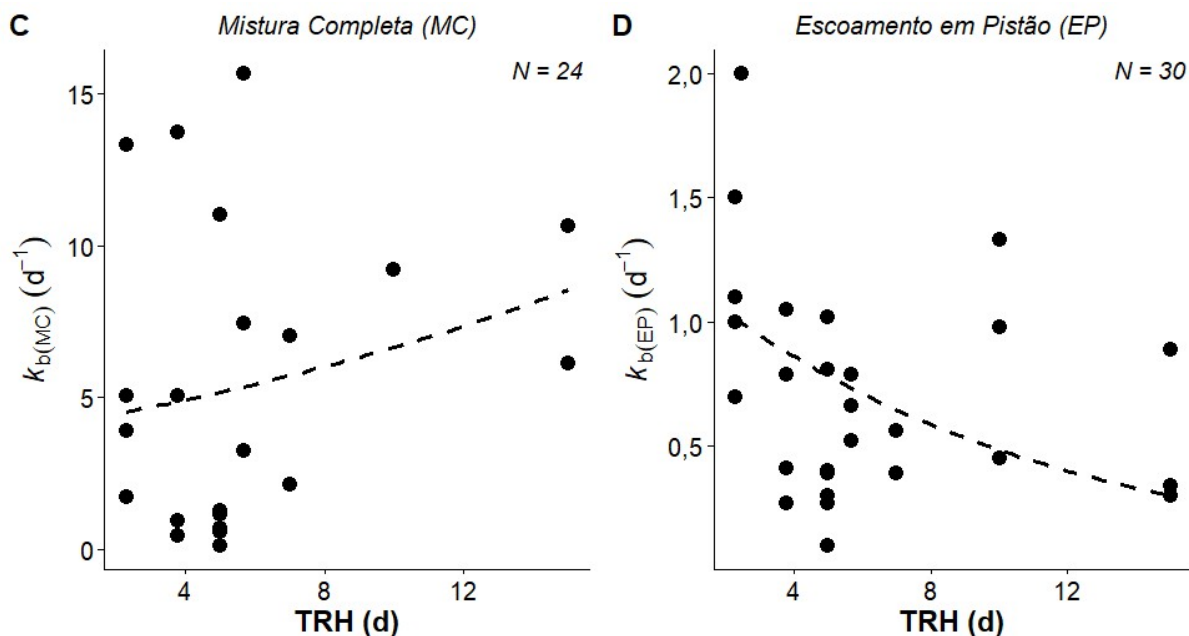


Figura 5-37 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano (k_b (TRH)) e a TRH para o grupo de microrganismos persistentes.

O reflexo dessa dinâmica na carga aplicada é detalhado na Figura 49. O destaque reside nos oocistos de *Cryptosporidium spp.*, cuja linha de tendência virtualmente horizontal sob regime de pistão sugere que este patógeno atinge uma constante cinética real de aproximadamente $0,35 d^{-1}$. Embora a variação seja sutil — denotando uma influência marginal da taxa operacional no intervalo estudado —, a leve tendência observada indica que o comportamento cinético não é absolutamente independente das condições de carga, mas sim fortemente resiliente a elas. Essa estabilidade oferece uma base técnica robusta para o dimensionamento, minimizando o risco de superestimar a capacidade depuradora em diferentes escalas de projeto e consolidando o modelo de escoamento em pistão como a ferramenta de predição mais confiável para patógenos resistentes em sistemas de elevada relação de aspecto (C/L).

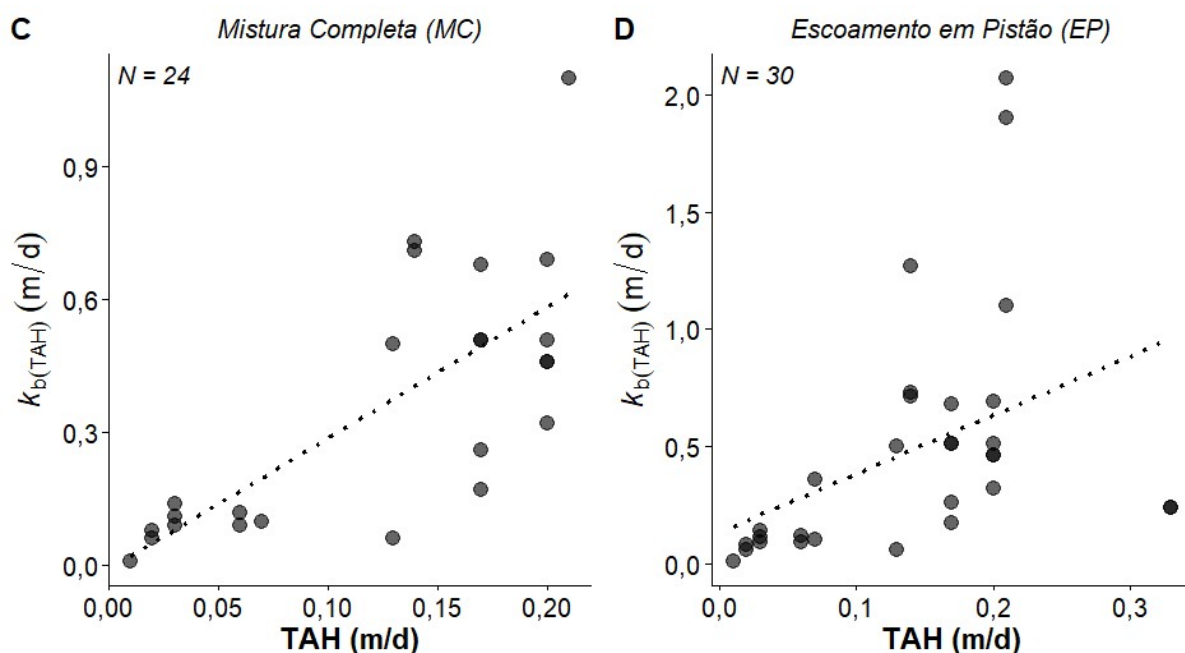


Figura 5-38 - Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(TAH)$) e a TAH para o grupo de microrganismos persistentes.

Para complementar essa análise, a eficiência de remoção acumulada e a resiliência do sistema frente a picos de carga são detalhadas nas Figuras 51 e 52. Diferentemente da instabilidade nos coeficientes pontuais, a eficiência de remoção acumulada exibe uma correlação bem definida com a TAH (Figura 50). No regime de escoamento em pistão, a previsibilidade é potencializada, com ajustes consistentes para os cistos de *Giardia spp.* ($R^2 = 0,515$) e para os colifagos ($R^2 = 0,362$). Tais resultados ratificam que a remoção desses organismos é um processo dependente do tempo de contato com a matriz filtrante e o biofilme, validando o TRH como a "variável mestre" para o controle da eficiência sanitária.

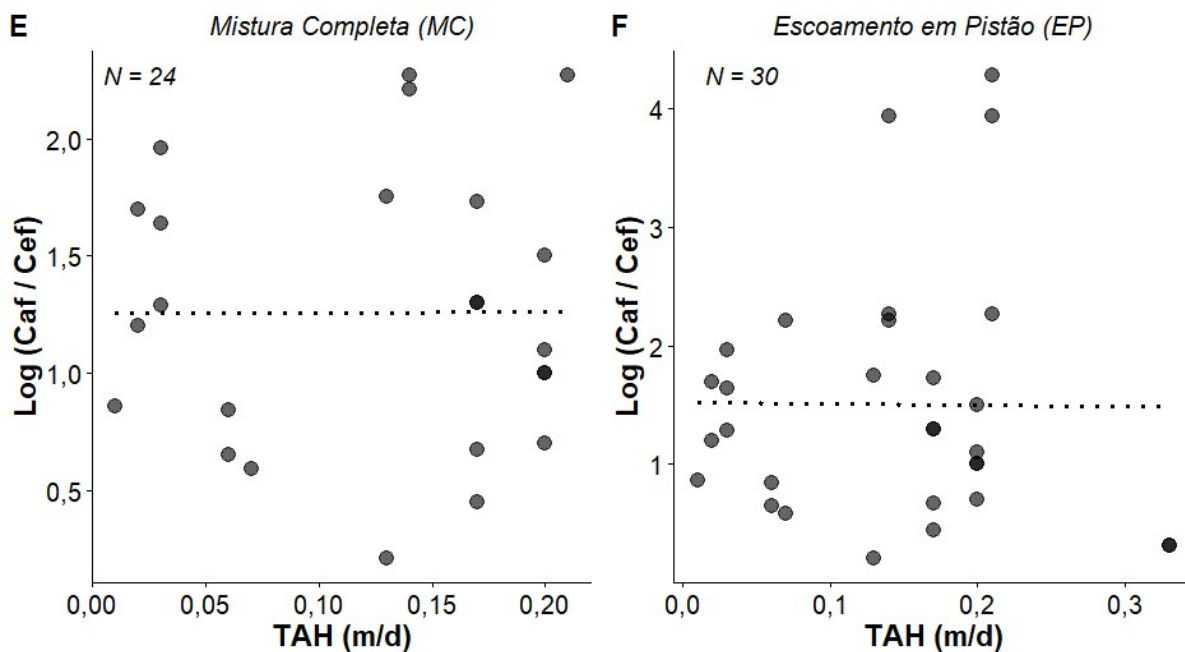


Figura 5-39 - Análise comparativa da razão de remoção logarítmica em função da TAH para o grupo de microrganismos persistentes.

Finalmente, a Figura 51 avalia a capacidade de amortecimento do sistema através da correlação entre cargas. A inclinação das retas demonstra uma proporcionalidade direta entre as concentrações, contudo, é fundamental destacar que a qualidade do efluente final demonstra uma forte correlação linear com a carga afluente ($R^2 > 0,84$) exclusivamente para o modelo EP, comportamento não replicado no regime MC.

De acordo com os critérios de Schober et al. (2018), essa magnitude indica uma associação robusta e altamente previsível para o modelo de pistão. Do ponto de vista da engenharia, esse fenômeno impede que picos de contaminação afluente gerem respostas imediatas no efluente, consolidando os sistemas alagados construídos como barreiras sanitárias resilientes, onde a configuração hidráulica atua como um regulador de segurança essencial.

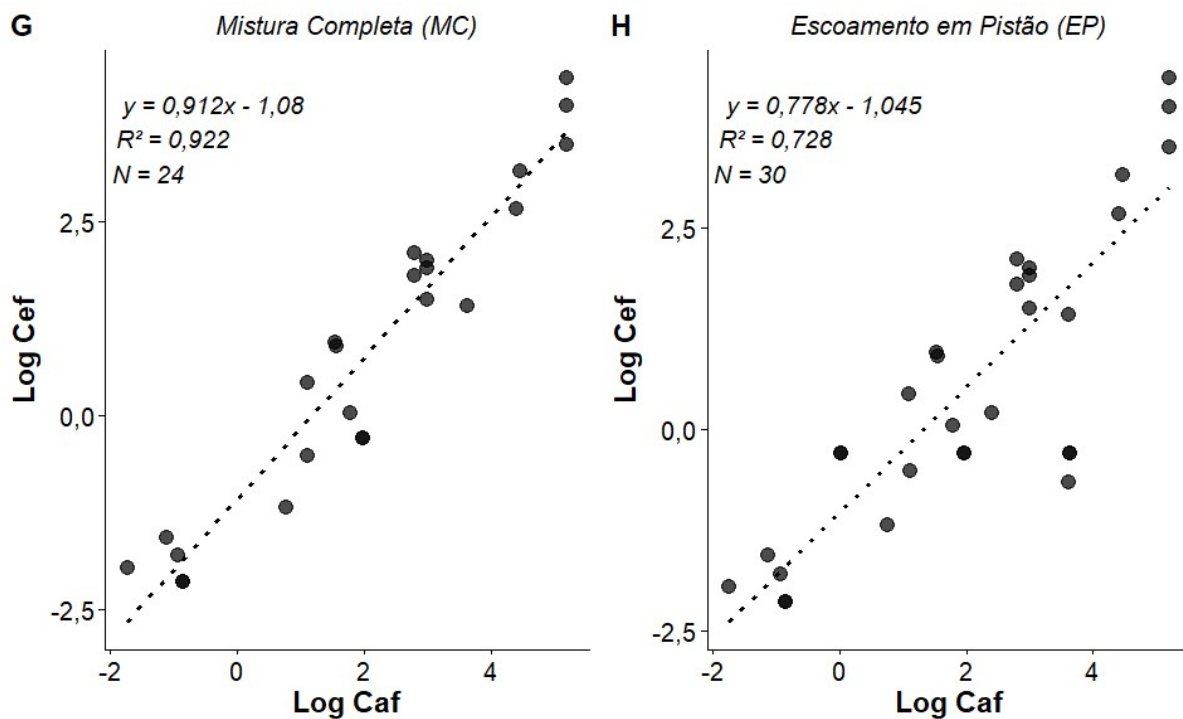


Figura 5-40 - Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para o grupo de microrganismos persistentes.

5.3.9 Síntese da modelagem matemática e equações de regressão

Na Tabela 15 são apresentados os coeficientes de decaimento cinético e suas respostas às variações do tempo de retenção hidráulico (TRH) e da Taxa de aplicação hidráulica (TAH).

Tabela 15 - Coeficientes de decaimento microbianos (k_b) e eficiência de remoção logarítmica de bactérias, vírus e protozoários em SAC-ESSH.

CATEGORIA	SUBGRUPO	MODELO/CENÁRIO	N	RELAÇÃO COM TAH ^a	R ²	RELAÇÃO COM TRH ^b	R ²
Bactérias	Coliformes	Escala plena (MC)	96	---	---	---	---
		Escala piloto (EP)	109	---	---	---	---
	<i>E. coli</i>	Escala plena (MC)	101	---	---	---	---
		Escala piloto (EP)	109	---	---	---	---
		Escala plena (MC)	102	---	---	$y=13,38^{-1,13x}$	0,41
		Escala piloto (EP)	116	---	---	---	---
		Bruto (Trat.)	18	---	---	---	---
	G1	Primário (Trat.)	125	---	---	$y=0,22^{-0,04x}$	0,25
		Secundário (Trat.)	67	---	---	$y=1,32^{-0,14x}$	0,38
		Não Vegetado	18	---	---	---	---
		Vegetado	202	---	---	$y=0,55^{-0,05x}$	0,33
	colifagos	Escala plena (MC)	13	---	---	---	---
		Escala piloto (EP)	14	---	---	---	---
Vírus/prot.	Cistos de <i>Giardia spp.</i>	Escala plena (MC)	7	---	----	$y=312,2^{-0,81x}$	0,724
		Escala piloto (EP)	9	---	---	$y=1,22^{-0,025x}$	0,189
	Oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i>	Escala plena (MC)	7	$y=-3,963x + 1,109$	0,195	----	---
		Escala piloto (EP)	6	$y=12,065x - 1,579$	0,513	---	---
	G2	Escala plena (MC)	24	---	---	---	---
		Escala piloto (EP)	30	---	---	---	---

SAC-ESSH: Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal; N = número de dados; G1 = Grupo *E. coli* + coliformes; G2 = Grupo *Giardia* + colifagos + *Cryptosporidium*; TRH: Tempo de retenção hidráulico; TAH; Taxa de aplicação hidráulica; R²: Coeficiente de determinação; ^a Regressão para eficiência por TAH; y: Eficiência de remoção logarítmica (log₁₀), x: TAH, expressa em metros por dia (m/d); ^b Regressão para eficiência por

TRH: y: Eficiência de remoção logarítmica ($\log_{10}$), x = TRH, expresso em dias (d); Os modelos de regressão baseados na TAH foram apresentados exclusivamente para os oocistos de *Cryptosporidium spp.*, uma vez que, para *Giardia spp.* os coeficientes de determinação foram nulos ou próximos de zero ($R^2 \approx 0$), indicando a ausência de dependência linear entre a taxa de aplicação e a eficiência de remoção.

Observa-se que para protozoários como a *Giardia spp.* em escala plena, o decaimento microbiano (k_b) possui uma dependência acentuada do TRH ($R^2 = 0,724$). Em contraste, para o grupo composto de bactérias (G1) em sistemas vegetados, o ajuste é consideravelmente menor ($R^2 = 0,33$), sugerindo que a cinética bacteriana é influenciada por uma matriz mais complexa de fatores biológicos além do tempo de retenção.

A Tabela 16 detalha a capacidade de remoção logarítmica e introduz a correlação de concentrações, revelando quão previsível é o efluente em função do afluente.

Tabela 16 - Eficiência Logarítmica e Dependência da concentração afluente por Subgrupo.

CATEGORIA	SUBGRUPO	CENÁRIO	N	EFICIÊNCIA POR TRH	R ²	EFICIÊNCIA POR TAH	R ²	CORRELAÇÃO DE CARGAS *	R ²
Bactérias	Coliformes	MC	96	---	---	---	---	$y=0,948x-1,018$	0,93
		FP	109	---	---	---	---	$y=0,902x-1,013$	0,84
	<i>E. coli</i>	MC	101	---	---	---	---	$y=0,866x+0,547$	0,87
		FP	109	---	---	---	---	$y=0,884x-0,769$	0,86
	G1	MC	192	---	---	---	---	$y=0,92x-0,828$	0,91
		FP	221	---	---	---	---	$y=0,903x-0,93$	0,87
	Colifagos	MC	13	$y=0,085x+0,769$	0,377	---	---	$y=0,814x-0,541$	0,86
		FP	14	$y=0,158x+0,569$	0,362	---	---	$y=0,80x-0,71$	0,53
	Cistos de <i>Giardia spp.</i>	MC	7	$y=0,285x-0,118$	0,751	$y=-5,704x+2,265$	0,874	$y=0,69x-1,48$	0,81
		EP	9	$y=0,265x+0,178$	0,698	$y=-5,574x+2,836$	0,185	$y=0,443x-1,46$	0,90
Vírus/prot.	<i>Oocistos de Cryptosporidi um spp.</i>	MC	7	$y=0,17x+0,066$	0,624	$y=-1,779x+1,49$	0,01	$y=0,506x-1,101$	0,73
		EP	6	$y=0,224x-0,814$	0,533	$y=25,365x-3,239$	0,329	$y=0,33x-0,639$	0,31
	G2	MC	24	$y=0,11x+0,656$	0,409	---	---	$y=0,912x-1,08$	0,92
		EP	30	$y=0,20x+0,33$	0,515	---	---	$y=0,778x-1,045$	0,72

N = número de dados; G1 = Grupo *E. coli* + coliformes; G2 = Grupo *Giardia* + colifagos + *Cryptosporidium*; * Log C_{ef} x Log C_{af}; TRH: Tempo de retenção hidráulico; TAH; Taxa de aplicação hidráulica; R²: Coeficiente de determinação; ^a Regressão para eficiência por TRH: y: Eficiência de remoção logarítmica (log₁₀), x = TRH, expresso em dias (d); ^b Regressão para eficiência por TAH: y: Eficiência de remoção logarítmica (log₁₀), x: TAH, expressa em metros por dia (m/d); ^c Regressão para correlação de cargas: y: Logaritmo da concentração efluente (log₁₀ C_{ef}), em NMP/100 mL ou cópias/L, x: Logaritmo da concentração afluente (log₁₀ C_{af}), em NMP/100 mL ou cópias/L.

A superioridade da correlação baseada em concentrações, em detrimento da análise isolada por tempo de retenção hidráulica (TRH), é evidente. Enquanto a eficiência em função do TRH para *E. coli* em escala plena apresenta um comportamento errático e sem tendência definida, a correlação entre as concentrações afluente e efluente revela um ajuste linear robusto. Isso demonstra que a concentração efluente "persegue" a magnitude da carga microbiológica

afluente de forma direta, independentemente das oscilações no tempo de retenção. Esse fenômeno valida a tese de que a carga orgânica e microbiológica de entrada é o principal condicionante do desempenho do sistema, estabelecendo uma dependência de primeira ordem que supera a influência das variações hidráulicas operacionais.

A Tabela 17 isola os efeitos da escala, da presença de vegetação e do tipo de pré-tratamento para o grupo bacteriano G1.

Tabela 17 - Impacto das Variáveis de Projeto e Operação (G1)

VARIÁVEL	CENÁRIO	N	EFICIÊNCIA POR TRH	R ²	CORRELAÇÃO DE CARGAS *	R ²
Escala	Plena	102	$y=0,74x+0,84$	0,27	$y=0,98x-1,21$	0,92
	Piloto	116	---	---	$y=0,90x-0,93$	0,87
Vegetação	Vegetado	202	---	---	---	---
	Não Vegetado	18	---	---	$y=0,90x-0,75$	0,92
Tratamento	Bruto	18	$y=0,21x+0,55$	0,42	$y=0,84x-0,42$	0,72
	Primário	125	$y=0,08x+0,15$	0,31	$y=0,75x-0,20$	0,81
	Secundário	67	---	---	$y=0,88x-1,44$	0,91

N = número de dados; * $\log C_{ef} \times \log C_{af}$; TRH: Tempo de retenção hidráulico; TAH; Taxa de aplicação hidráulica; R²: Coeficiente de determinação; ^a Regressão para eficiência por TRH: y : Eficiência de remoção logarítmica ($\log_{10}$), x = TRH, expresso em dias (d); ^b Regressão para correlação de cargas: y : Logaritmo da concentração efluente ($\log_{10} C_{ef}$), em NMP/100 mL ou cópias/L, x : Logaritmo da concentração afluente ($\log_{10} C_{af}$), em NMP/100 mL.

No gerenciamento de riscos, essa previsibilidade confirma que o controle da carga afluente é um fator mais decisivo para a segurança do sistema do que variações pontuais no TRH. Nota-se que o tratamento secundário oferece a maior previsibilidade de carga ($R^2 = 0,91$), indicando sistemas alagados construídos funcionando como polimento final são sistemas altamente modeláveis. Já a baixa correlação observada em sistemas vegetados ($R^2 = 0,11$) indica que a biomassa radicular introduz variáveis sazonais e biológicas que reduzem a linearidade do sistema. Esse comportamento ocorre devido a fenômenos como o desenvolvimento sazonal das raízes, que altera a condutividade hidráulica e cria caminhos preferenciais (curtos-circuitos), além da exsudação radicular de compostos orgânicos e da transferência radial de oxigênio (PRO). Esses processos estimulam nichos de atividade

microbiana variável na rizosfera, tornando a remoção menos dependente apenas da carga afluyente e mais influenciada pela dinâmica da planta. Contudo, o elevado número de observações ($N = 202$) reforça a estabilidade da remoção logarítmica basal nesses sistemas.

5.4 CONCLUSÕES

A análise sistemática e a modelagem cinética dos dados globais permitiram concluir que o modelo de EP se consolida como a ferramenta mais robusta para o dimensionamento de sistemas alagados construídos. Diferente do modelo de mistura completa, que tende a superestimar a eficiência em baixos tempos de retenção, o regime de pistão apresentou coeficientes de decaimento microbianos ($k_{b(EP)}$) com menor variabilidade e maior previsibilidade estatística frente às oscilações operacionais. Essa estabilidade cinética foi acompanhada por uma clara diferenciação entre os grupos taxonômicos, confirmando que a remoção de protozoários é governada predominantemente por mecanismos físicos dependentes da área superficial (TAH), enquanto a remoção bacteriana e viral sofre maior influência da carga afluyente e das condições ambientais.

Adicionalmente, a investigação quantificou o "efeito de escala", revelando que sistemas em escala plena operam com k_b aproximadamente 40% menores que unidades em escala piloto. Essa evidência reforça a necessidade de adoção de coeficientes de segurança rigorosos e o uso preferencial de dados de escala plena para evitar o subdimensionamento de unidades de grande porte. Por fim, a forte correlação linear observada entre as concentrações afluentes e efluentes para todos os grupos indica que, embora a barreira sanitária dos sistemas alagados construídos seja resiliente, a performance microbiológica final é intrinsecamente limitada pela qualidade do esgoto bruto de entrada, consolidando a tese de que o controle da carga afluyente é um fator determinante para o sucesso do tratamento.

A aplicabilidade prática dos valores de k_b e das equações de regressão geradas neste estudo reside na otimização dos critérios de projeto para SAC-ESSH. Ao utilizar coeficientes k_b específicos para cada grupo de microrganismos, o projetista pode calcular com maior precisão o Tempo de retenção hidráulico (TRH) necessário e, consequentemente, a área requerida para atingir metas sanitárias específicas. Isso permite o desenvolvimento de unidades com dimensões mais assertivas, evitando o superdimensionamento frequente gerado pela adoção conservadora de modelos de mistura completa, o que eleva desnecessariamente o custo de implantação, ou áreas insuficientes que comprometem a segurança do efluente.

Sob a ótica da Engenharia Agrícola, essa previsibilidade é fundamental para viabilizar o reúso agrícola em substituição ao simples lançamento em corpos d'água. Enquanto o descarte em rios foca apenas na conformidade ambiental (limites de lançamento), o uso do efluente na agricultura exige uma garantia rigorosa de remoção de patógenos para proteção de trabalhadores e consumidores. Os modelos cinéticos aqui estabelecidos permitem que o SAC-ESSH seja dimensionado não apenas como um sistema de tratamento de esgoto, mas como uma unidade de produção de água para fins agrícolas, assegurando que o efluente gerado atenda aos padrões de segurança microbiológica para irrigação. Dessa forma, as equações propostas servem como ferramenta de gestão de riscos, transformando o passivo ambiental do esgoto sanitário em um ativo estratégico para a segurança hídrica e nutricional no meio rural.

5.5 REFERENCIAS

Addo-Bankas, O., Zhao, Y., Wei, T., & Stefanakis, A. (2024). From past to present: Tracing the evolution of treatment wetlands and prospects ahead. *Journal of Water Process Engineering*, 60, 105151.

Arden, S., Anderson, M., Blue, J., Ma, X. C., Jahne, M., & Garland, J. (2024). Towards the definition of treatment wetland pathogen log reduction credits. *Science of The Total Environment*, 957, 177613.

Avelar, F. F., de Matos, A. T., de Matos, M. P., & Borges, A. C. (2014). Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. *Environmental Technology*, 35(16), 2095–2103. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.893025>

Bache S, Wickham H (2022). *_magrittr*: A Forward-Pipe Operator for R_. R package version 2.0.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=magrittr>>.

Baia, J. V. P. L. (2023). Análise temporal da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Guaratinguetá (SP).

Boutillier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C., & Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water research*, 43(17), 4370-4380.

Chen, G., Mo, Y., Gu, X. et al. Sustainability of global small-scale constructed wetlands for multiple pollutant control. *npj Clean Water* 7, 45 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00336-3>

CONAMA nº 357/2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

CONAMA nº 430/2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

De Paoli, A. C. (2010). Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.

Dornelas, F. L. (2008). Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

Fernández-de-Marcos, A., & García-Portugués, E. (2023). Data-driven stabilizations of goodness-of-fit tests. *Computational Statistics & Data Analysis*, 179, 107653.

Garcia, J., Rousseau, D. P., Morato, J., Lesage, E. L. S., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 40(7), 561-661.

Gross J, Ligges U (2015). `_nortest: Tests for Normality_`. R package version 1.0-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=nortest>>.

Helsel, D. R., & Hirsch, R. M. (1993). *Statistical methods in water resources* (Vol. 49). Elsevier.

Hernández-Crespo, C., Fernández-Gonzalvo, M. I., Miglio, R. M., & Martín, M. (2022). *Escherichia coli* removal in a treatment wetland – pond system: A mathematical modelling experience. *Science of the Total Environment*, 839, 156237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156237>

Heymans, M. W., Schulkes, R. J., de Bondt, K. K., Van der Laan, J., & de Vet, H. C. W. (2022). Statistical methods for handling missing data in clinical research: A review. *Journal of Clinical Epidemiology*, 151, 162–174. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2022.08.016>

H. Wickham. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.

Iannone R (2016). *_DiagrammeRsvg: Export DiagrammeR Graphviz Graphs as SVG_*. R package version 0.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=DiagrammeRsvg>>.

Iannone R, Roy O (2024). *_DiagrammeR: Graph/Network Visualization_*. R package version 1.0.11, <<https://CRAN.R-project.org/package=DiagrammeR>>.

Idris, N. N., Chua, L. H., Mustaffa, Z., Das, S., & Takaijudin, H. (2024). A review study on the association between hydraulic performance and treatment effectiveness in free surface flow constructed *wetlands*. *Ecological Engineering*, 203, 107258. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107258>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2002). Tabela 200: População residente, por sexo e situação do domicílio (Censo Demográfico 2000). SIDRA. <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/200>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2023b). Tabela 10053: Moradores em domicílios particulares permanentes ocupados em setores censitários selecionados para a Pesquisa Urbanística do Entorno dos Domicílios, por tipo de esgotamento sanitário, existência e características do entorno (Censo Demográfico 2022). SIDRA. <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/10053>

Kadlec, R. H. (2000). The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, 15(1-2), 105-119.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>

Kassambara A, Mundt F (2020). *_factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses_*. R package version 1.0.7, <<https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>>.

Khan, S. U., Zhang, Y., Chen, A., Bu, Y., Zhang, H., & Huang, Q. (2025). Performance of synergistic denitrification in a modified single-stage continuous-flow fixed bed biofilm reactor for decentralized wastewater with low C/N. *Journal of Water Process Engineering*, 75, 108059. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.108059>

- Kozak, S., Petterson, S., McAlister, T., Jennison, I., Bagraith, S., & Roiko, A. (2020). Utility of QMRA to compare health risks associated with alternative urban sewer overflow management strategies. *Journal of environmental management*, 262, 110309.
- Li, E., Saleem, F., Edge, T. A., & Schellhorn, H. E. (2021). Biological indicators for fecal pollution detection and source tracking: A review. *Processes*, 9(11), 2058. <https://doi.org/10.3390/pr9112058>
- Licciardello, F., Barresi, S., Marzo, A., Rizzo, A., Sciuto, L., Ventura, D., & Cirelli, G. L. (2025). Long term performance of Nature-Based Solutions as decentralized wastewater treatment: a case study of a retail store in southern Italy. *Ecological Engineering*, 211, 107459.
- Machado, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., & Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560–570. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- Martí-Herrero, J., Erazo, I., & Jiménez-Paute, R. (2025). Low-cost digesters and wetlands for decentralized wastewater treatment: Performance and GHG emissions in the Ecuadorian Amazon. *Science of The Total Environment*, 1002, 180646. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180646>
- Martinez, E. C.; Valdés, j. R. F.; Castillo, j. L.; Castillo, j. V.; Montecino, r. M. B.; Jimenez, j. E. M.; Escamilla, d. A.; Diarte, e. Ten steps to conduct a systematic review. *Cureus*, v. 15, n. 12, e51056, 2023.
- Masoud, A. M. N., Alfarra, A., & Sorlini, S. (2022). Constructed *Wetlands* as a Solution for Sustainable Sanitation: A Comprehensive Review on Integrating Climate Change Resilience and Circular Economy. *Water*, 14(20), 3232. <https://doi.org/10.3390/w14203232>
- Mercado, M. D., Cubas, S. A., & Michaliszyn, M. S. (2018). Saneamento como ferramenta para a sustentabilidade da área quilombola Vila Esperança, Lapa, PR. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, (48), 97-113.
- Ministério da Saúde. (2019). Programa Nacional de Saneamento Rural: P04 - Diagnóstico do Saneamento Rural no Brasil (Volume 1). Fundação Nacional de Saúde. http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb.

- Mishra, S. K., Chowdhury, S. D., Bhunia, P., & Sarkar, A. (2024). Clogging in subsurface flow constructed wetlands: mechanisms, influencing factors, measurements, modelling, and remediation. *Ecological Engineering*, 208, 107374.
- Montgomery, D. C., & Runger, G. C. (2019). *Applied statistics and probability for engineers*. John Wiley & sons.
- Moreira, F. D., & Dias, E. H. O. (2020). Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. *Environmental Research*, 190, 110016.
- Nunes, A. S., Moresco, V., Tavares, K. I. S., Barardi, C. R. M., Fongaro, G., Sezerino, P. H., & Magri, M. E. (2025). Removal of pathogens at small-scale constructed *wetlands* under long-term operation. *Ecological Engineering*, 221, 107769. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107769>
- Obeidat, N., Shatanawi, K., Kassab, G., & Halalsheh, M. (2024). Performance of decentralized wastewater treatment system employing Upflow anaerobic sludge blanket and Vertical Flow Constructed Wetland. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100695. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100695>
- Ooms J (2025). `_rsvg`: Render SVG Images into PDF, PNG, (Encapsulated) PostScript, or Bitmap Arrays. R package version 2.7.0, <<https://CRAN.R-project.org/package=rsvg>>.
- Otter, P., Hertel, S., Ansari, J., Lara, E., Cano, R., Arias, C., ... & Alvarez, J. A. (2020). Disinfection for decentralized wastewater reuse in rural areas through wetlands and solar driven onsite chlorination. *Science of the Total Environment*, 721, 137595.
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., ... & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *bmj*, 372.
- Paraskevopoulos, S., & Smeets, P. (2020). Quantifying the Log Reduction of Pathogenic Microorganisms by Constructed *Wetlands*: A Review. *Proceedings*, 48(1), 9. <https://doi.org/10.3390/ECWS-4-06433>

Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. (2020). Regulamento (UE) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020, relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água. Jornal Oficial da União Europeia, L 177/32.

Pedersen T (2025). `_patchwork: The Composer of Plots_`. R package version 1.3.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=patchwork>>.

R Core Team (2024). `_R: A Language and Environment for Statistical Computing_`. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

Reinoso, R., Torres, L. A., & Bécares, E. (2008). Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the total environment*, 395(2-3), 80-86.

Sahu, R., Funde, N., Sethi, S., Bharshankh, A., & Biswas, R. (2025). A critical review on re-envisioning contemporary decentralized wastewater management through a holistic lens. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(6), 119435. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.119435>

Santos, J., Rodrigues, S., Magalhães, M., Rodrigues, K., Pereira, L., & Marinho, G. (2024). A state-of-the-art review (2019–2023) on constructed wetlands for greywater treatment and reuse. *Environmental Challenges*, 16, 100973.

Schober, P., Boer, C., & Schwarte, L. A. (2018). Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation. *Anesthesia and analgesia*, 126(5), 1763–1768. <https://doi.org/10.1213/ANE.0000000000002864>

Sezerino, P. H., Bento, A. P., Decezaro, S. T., Magri, M. E., & Philippi, L. S. (2015). Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(1), 151-158. Shi, X., Jovanovic, D., Meng, Z., Hipse, M. R., & McCarthy, D. (2024). Modelling faecal microbe dynamics within stormwater constructed wetlands. *Water Research*, 248, 120855.

Shingare, R. P., Thawale, P. R., Raghunathan, K., Mishra, A., & Kumar, S. (2019). Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *Journal of environmental management*, 246, 444-461.

Shuyuan, Z., Guo, L., Paipai, S., Wenbo, N., Han, Q., Jun, Y., ... & Ruiling, W. (2024). Novel overlapping constructed wetlands with water drops reoxygenation and lightweight fillers for decentralized wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 408, 131170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131170>

Singh, S., Upadhyay, S., Rani, A., Sharma, P. K., Rawat, J. M., Rawat, B., ... & Bhattacharya, P. (2023). Assessment of pathogen removal efficiency of vertical flow constructed *wetland* treating septage. *Scientific Reports*, 13(1), 18703. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45257-2>

United Nations. (2023). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water. UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655_eng

Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, 45(1), 61-69.

Von Sperling, M. (2007). Wastewater characteristics, treatment and disposal. IWA publishing.

Von Sperling, M. (2014). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (4th ed.). Editora UFMG.

Von Sperling, M., Verbyla, M. E., & Oliveira, S. M. (2020). Assessment of treatment plant performance and water quality data: a guide for students, researchers and practitioners. IWA publishing.

Wen, X., Chen, F., Lin, Y., Zhu, H., Yuan, F., Kuang, D., & Yuan, Z. (2020). Microbial indicators and their use for monitoring drinking water quality—A review. *Sustainability*, 12(6), 2249. <https://doi.org/10.3390/su12062249>

Wen, C., Dai, Z., Cheng, F., Cheng, H., Zha, X., Dai, H., & Lu, X. (2025). Partially water-level-fluctuating strategy enhances rural greywater treatment in vertical flow constructed wetlands. *Water Research*, 124484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124484>

Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Grolemond G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019).

“Welcome to the tidyverse.” *_Journal of Open Source Software_*, *4*(43), 1686. doi:10.21105/joss.01686 <<https://doi.org/10.21105/joss.01686>>.

Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D (2023). *_dplyr: A Grammar of Data Manipulation_*. R package version 1.1.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>>.

Wilke C (2024). *_cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'_*. R package version 1.1.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=cowplot>>.

World Health Organization & United Nations Environment Programme. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater – Volume 2: Wastewater use in agriculture. <https://www.who.int/publications/i/item/9241546832>

World Health Organization. (2018). Guidelines on sanitation and health. <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/2f17fb04-1425-4680-bf39-d5bb6da0b7ed/content>

Wu, S., Carvalho, P. N., Müller, J. A., Manoj, V. R., & Dong, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of the Total Environment*, 541, 8–22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>

Yang, Z., Zou, Y., Zhu, X., & Yu, X. (2024). Promoting Aquatic Health in Constructed *Wetlands*: Removal of Pathogens and Nitrogen. *Water*, 16(7), 917. <https://doi.org/10.3390/w16070917>

Zhang, R., Liu, X., Wang, L., Xu, P., Li, K., Chen, X., ... & Van Hulle, S. W. (2023). Combining a novel biofilm reactor with a constructed wetland for rural, decentralized wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 455, 140906. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140906>

Zhao, F., Zhang, X., Xu, Z., Feng, C., Pan, W., Lu, L., & Luo, W. (2024). Review of hydraulic conditions optimization for constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 370, 122377.

5.6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudo da Cinética de Patógenos Persistentes e Emergentes: Recomenda-se ampliar a base de dados cinéticos para incluir microrganismos de alta resistência ambiental e relevância epidemiológica, como os Adenovírus humanos e helmintos específicos. A investigação deve

focar na influência da matriz de Substâncias Poliméricas Extracelulares do biofilme e nos efeitos da Perda Radial de Oxigênio sobre a sobrevivência desses organismos em diferentes profundidades do leito poroso.

- Aplicação de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM): Integrar os coeficientes de decaimento (k_b) consolidados nesta revisão em modelos de AQRM para simular a segurança sanitária em múltiplos cenários de fertirrigação. Esta aplicação deve estimar a probabilidade anual de infecção decorrente de diferentes vias de exposição (ex: ingestão acidental de solo contaminado, consumo de culturas irrigadas e inalação de aerossóis), permitindo validar se a redução logarítmica (LRV) proporcionada pelos SAC-ESSH é suficiente para manter a carga de doença abaixo do limite de 10⁻⁶ DALY (Disability-Adjusted Life Years) preconizado pela Organização Mundial da Saúde.
- Avaliação do Desempenho Cinético sob Bioestimulação: Investigar o impacto de agentes externos, como fitormônios ou bioestimulantes, na aceleração da cinética de remoção microbiológica. O foco deve ser a quantificação de como o aumento da biomassa radicular e a alteração da química da rizosfera podem elevar os valores de k_b , especialmente para protozoários, tornando o sistema mais resiliente em condições de altas taxas de aplicação hidráulica (TAH).

5.7 APÊNDICE A – ANÁLISE GRÁFICA COMPLEMENTAR DO CONJUNTO BACTERIANO INTEGRADO

Este apêndice apresenta o detalhamento gráfico para o grupo composto pela integração dos dados de *Escherichia coli* e coliformes totais, servindo de suporte documental às discussões apresentadas na Seção 3.3.9.

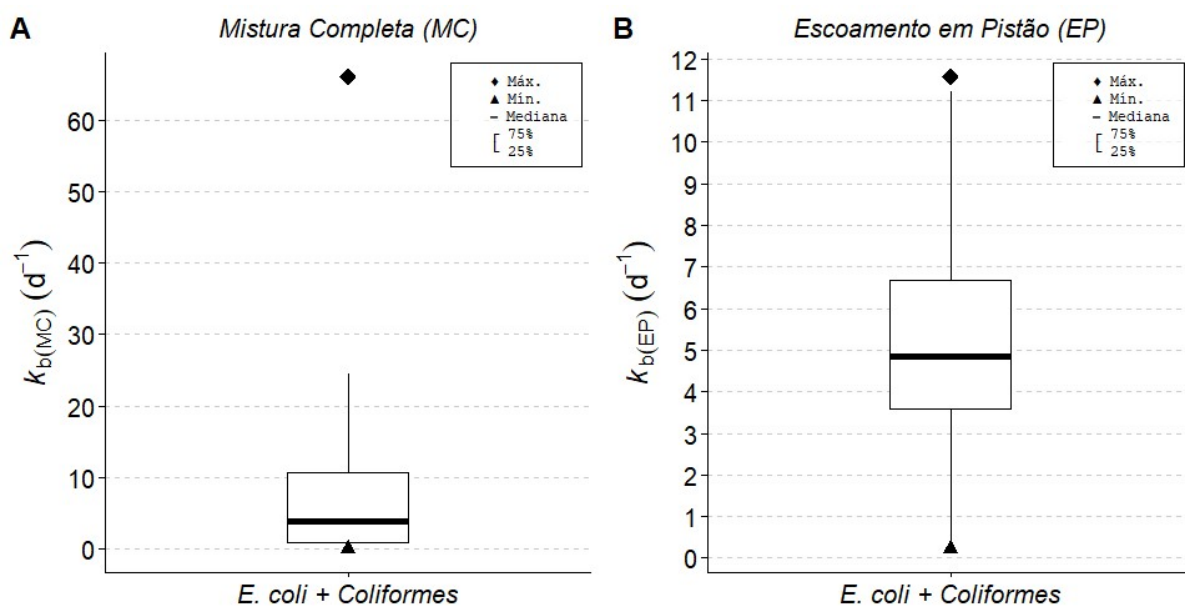


Figura 5-41 – Distribuição dos coeficientes de decaimento microbiano ($k_b(MC)$ e $k_b(EP)$) para o conjunto integrado *E. coli* + coliformes totais.

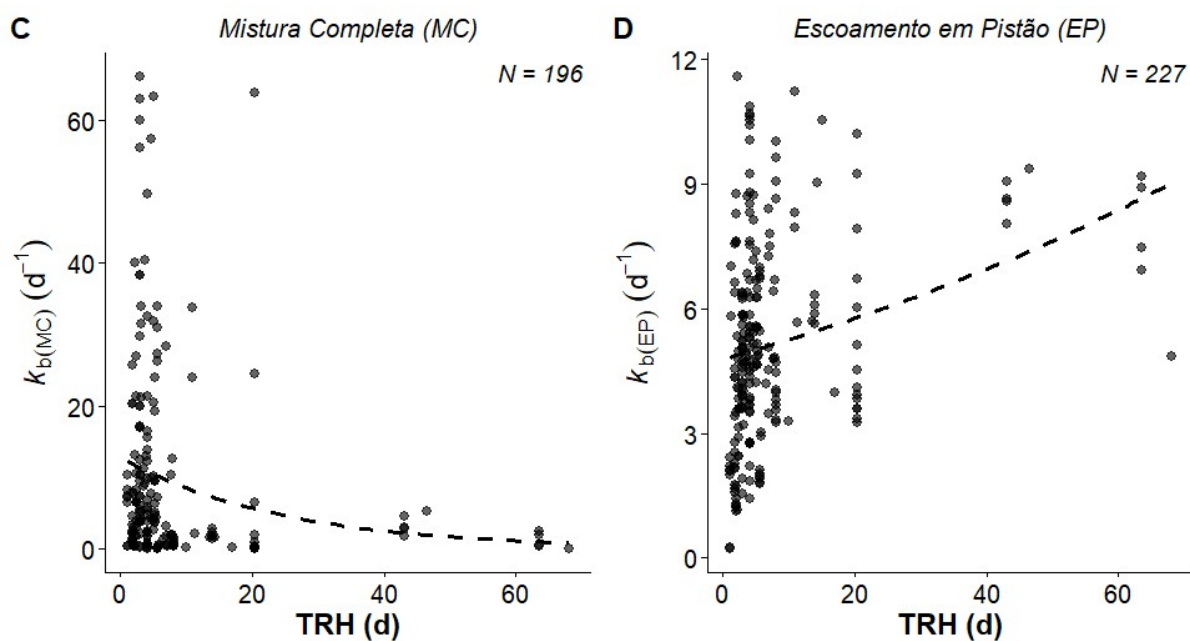


Figura 5-42 – Relação entre o coeficiente de decaimento microbiano ($k_b(TRH)$) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) para o conjunto bacteriano.

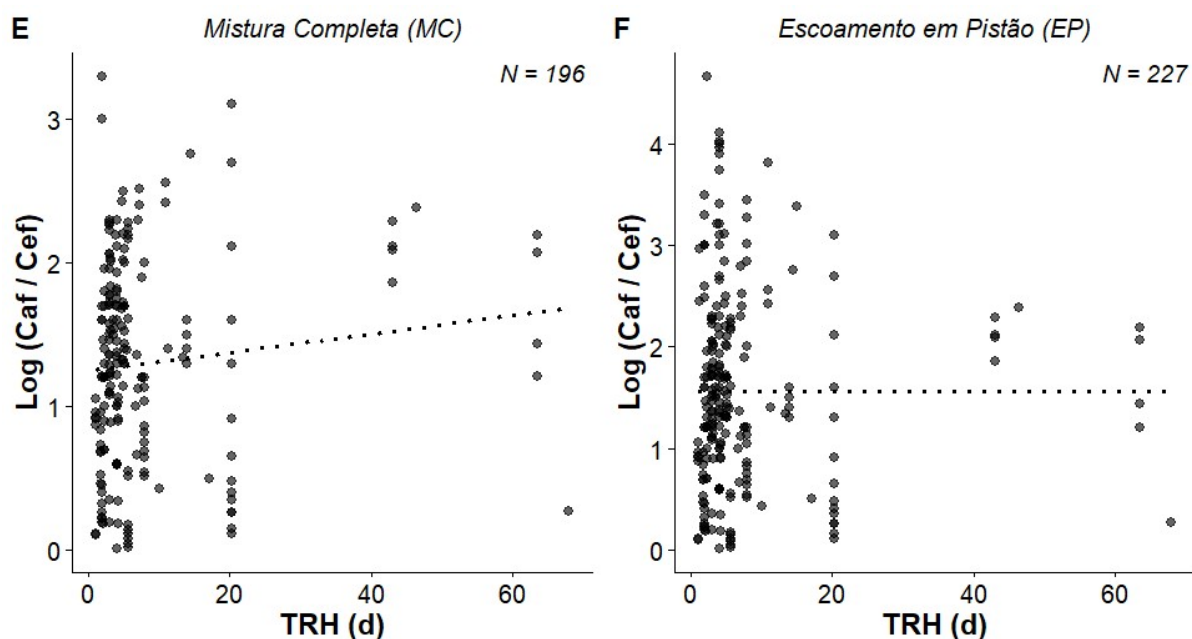


Figura 5-43 – Análise da razão de remoção logarítmica ($\log C_{af}/C_{ef}$) em função do TRH para o conjunto bacteriano.

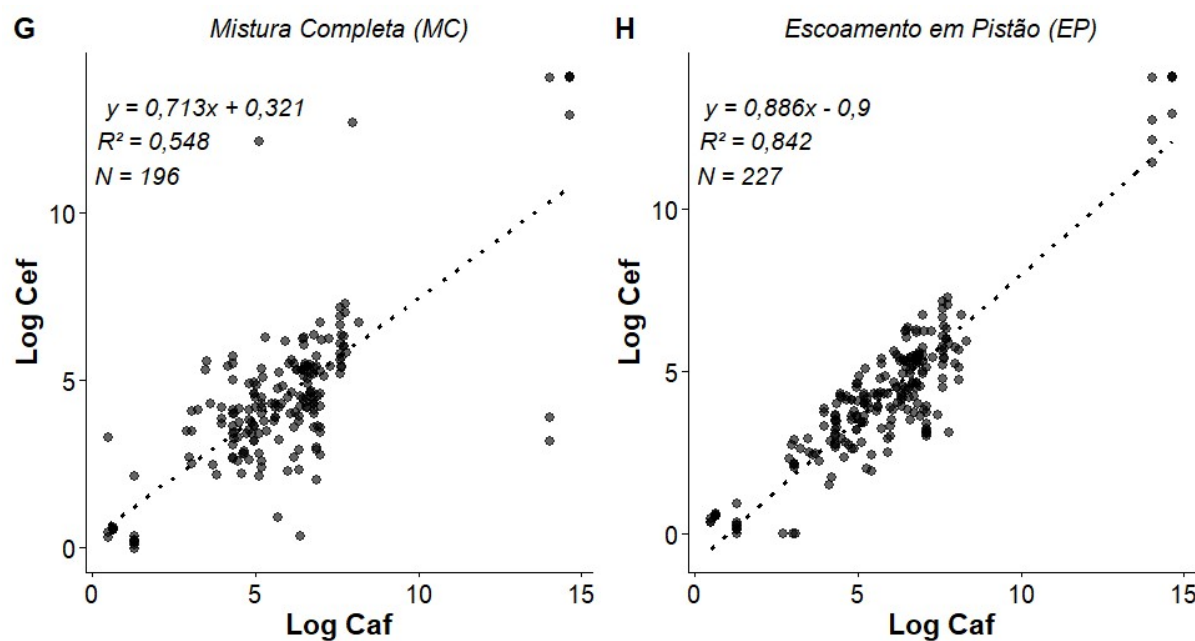


Figura 5-44 – Correlação linear entre as concentrações afluentes ($\log C_{af}$) e efluentes ($\log C_{ef}$) para o conjunto bacteriano.