



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Lucille Suzanne Francine Delphan

**ESTIMATIVA DO BALANÇO DE CARBONO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS
VERTICAIS SATURADOS: PROTOCOLO DE MEDIÇÃO DOS GASES E
AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO REGIME DE ALIMENTAÇÃO**

Florianópolis

2026

Lucille Suzanne Francine Delphan

**ESTIMATIVA DO BALANÇO DE CARBONO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS
VERTICAIS SATURADOS: PROTOCOLO DE MEDIÇÃO DOS GASES E
AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO REGIME DE ALIMENTAÇÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadora: Thaís Ribeiro, M.a.

Florianópolis

2026

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de
Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Delphan, Lucille Suzanne Francine
ESTIMATIVA DO BALANÇO DE CARBONO EM WETLANDS
CONSTRUÍDOS VERTICAIS SATURADOS: PROTOCOLO DE MEDIÇÃO DOS
GASES E AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO REGIME DE ALIMENTAÇÃO /
Lucille Suzanne Francine Delphan ; orientadora, Thaís
Ribeiro, 2026.
72 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2026.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Balanço de
carbono. 3. Wetlands construídos . 4. Descarbonização. I.
Ribeiro, Thaís. II. Universidade Federal de Santa
Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.
III. Título.

Lucille Suzanne Francine Delphan

Estimativa do balanço de carbono em wetlands construídos verticais saturados: protocolo de medição dos gases e avaliação do impacto do regime de alimentação

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para a Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - TCC II

Florianópolis, 07 julho de 2026.

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr. / UFSC
Coordenação do curso

Thaís Ribeiro, M.a.
Orientadora

Banca Examinadora:

Shaun Patrick McGahan Silva, M.e.
Doutorando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental / UFSC

Eng. Luis Antônio Bueno, M.e.
Doutorando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental / UFSC

Este trabalho é dedicado aos meus amigos da UFSC,
a meus colegas do GESAD e à minha orientadora.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer à minha família pelo apoio incondicional ao longo de toda a minha trajetória. Em especial, ao meu pai, que me apoiou em matemáticas no início de meu curso; aos meus irmãos, pela ajuda científica e pela disponibilidade em responder às minhas inúmeras dúvidas sempre que precisei; e à minha mãe, pelo carinho, apoio e confiança constantes.

Gostaria também de agradecer aos amigos que tive a oportunidade de conhecer na ENGEES. A amizade de vocês tornou minha experiência na ENGEES muito mais leve e enriquecedora, permitindo que eu me desenvolvesse pessoal e academicamente. Além disso, o carinho e a atenção que continuaram demonstrando mesmo após minha partida para o Brasil significaram muito para mim. Obrigada a: Arthur, Bathilde, Mahila, Océane e Yohann.

Agradeço sinceramente ao professor Pablo Heleno Sezerino, idealizador da parceria de dupla diplomação entre a ENGEES e a UFSC. Graças a essa oportunidade, pude viver uma experiência acadêmica e pessoal extraordinária durante um ano e meio no Brasil. Agradeço também por ter me integrado ao GESAD e por ter me oferecido o tema deste Trabalho de Conclusão de Curso.

Um enorme obrigada aos meus amigos da UFSC: Gabriel, Julia, Nicole e Marcelo. Graças a vocês, pude aprender português, conhecer a cultura brasileira e me integrar plenamente ao país. Minha experiência no Brasil certamente não teria sido a mesma sem a amizade, o apoio e os momentos compartilhados com vocês.

Agradeço calorosamente a toda a equipe do GESAD pela acolhida, pela receptividade e pela oportunidade de vivenciar a rotina da pesquisa em laboratório. Um agradecimento especial a Marina, que me ensinou e acompanhou durante as análises laboratoriais com muita paciência, dedicação e disponibilidade.

Por fim, expresso minha profunda gratidão à minha orientadora, por todo o acompanhamento ao longo deste trabalho. Agradeço pela disponibilidade, pelos valiosos ensinamentos, pelo rigor científico e pelo tempo dedicado a esclarecer minhas dúvidas e revisar este Trabalho de Conclusão de Curso.

RESUMO

Os wetlands construídos constituem uma solução baseada na natureza para o tratamento de esgotos domésticos. Entretanto, esses sistemas também podem emitir gases de efeito estufa (GEE), principalmente dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), o que pode comprometer seu potencial como sumidouros de carbono. Entre as diferentes configurações, os wetlands construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS) apresentam maior potencial de emissão devido à alternância entre zonas aeróbias e anaeróbias. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo realizar uma estimativa preliminar do balanço de carbono de duas unidades de WCV-FS da estação experimental do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), localizada em Florianópolis (SC), avaliando a influência de diferentes regimes de alimentação. Para isso, foi desenvolvido um protocolo de monitoramento das emissões gasosas adaptado aos sistemas estudados. As emissões de CO_2 e CH_4 foram determinadas pelo método das câmaras estáticas de fluxo, baseado na variação da concentração dos gases em uma câmara de 73 L posicionada sobre uma área de $0,22 \text{ m}^2$ do wetland construído. Em razão das dimensões da câmara, foram avaliadas apenas as emissões difusas provenientes da superfície do leito. As concentrações de CO_2 e CH_4 foram medidas por meio de dois sensores distintos, enquanto o carbono orgânico afluente e efluente foi estimado a partir das análises mensais de demanda química de oxigênio (DQO) realizadas na estação desde o início de sua operação, em 2015. Os resultados preliminares indicaram uma entrada de carbono orgânico total (COT) de $833 \pm 389 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e uma saída de $67 \pm 64 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para a unidade FS1, enquanto a unidade FS2 apresentou uma saída de $77 \pm 46 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Em relação às emissões de CO_2 , ambas as unidades apresentaram fluxo líquido médio próximo de zero ($0,00 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), indicando que a absorção de carbono compensou as emissões durante os dias avaliados, caracterizando os sistemas, nesse período, como neutros em relação às emissões de CO_2 . As emissões de CH_4 permaneceram abaixo do limite de detecção do equipamento, correspondendo a um fluxo máximo estimado de $21 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ nas condições de medição. Dessa forma, sua contribuição foi estimada por meio de uma regressão linear desenvolvida neste trabalho a partir de quatro dados experimentais disponíveis na literatura ($R^2 = 0,83$), resultando em uma emissão potencial de $3,58 \pm 1,67 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para ambas as unidades. Considerando essa estimativa, o armazenamento líquido de carbono foi de aproximadamente $735 \pm 351 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para a unidade FS1 e $725 \pm 369 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para a unidade FS2. Embora limitações operacionais e falhas nos equipamentos tenham restringido a obtenção de resultados conclusivos sobre a influência do regime de alimentação, o estudo permitiu estabelecer uma metodologia de monitoramento, elaborar uma estimativa preliminar do balanço de carbono e desenvolver um modelo inicial para estimativa das emissões de CH_4 , constituindo uma base para futuras pesquisas.

Palavras-chave: wetlands construídos verticais de fundo saturado; metano; dióxido de carbono; balanço de carbono; descarbonização.

ABSTRACT

Constructed wetlands represent a nature-based solution for treating domestic wastewater. However, these systems can also emit greenhouse gases (GHGs), mainly carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄), which may compromise their potential as carbon sinks. Among the different configurations, vertical flow constructed wetlands with saturated bottom (VFCW-SB) have the greatest emission potential due to the alternation between aerobic and anaerobic zones. In this context, this work aimed to perform a preliminary estimate of the carbon balance of two VFCW-SB units at the experimental station of the Decentralized Sanitation Studies Group (GESAD), located in Florianópolis (SC), while evaluating the influence of different feeding regimes. To achieve this, a gas emission monitoring protocol adapted to the studied systems was developed. CO₂ and CH₄ emissions were determined using the static flow chamber method, based on the variation in gas concentration in a 73 L chamber positioned over a 0.22 m² area of the constructed wetland. Due to the chamber's dimensions, only diffuse emissions from the bed surface were evaluated. CO₂ and CH₄ concentrations were measured using two separate sensors, while influent and effluent organic carbon was estimated from monthly chemical oxygen demand (COD) analyses conducted at the station since the start of its operation in 2015. Preliminary results indicated a total organic carbon (TOC) input of $833 \pm 389 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ and an output of $67 \pm 64 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ for unit FS1, while unit FS2 showed an output of $77 \pm 46 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Regarding CO₂ emissions, both units showed an average net flux close to zero ($0,00 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), indicating that carbon absorption offset emissions during the evaluated days, characterizing the systems, during this period, as neutral with respect to CO₂ emissions. CH₄ emissions remained below the equipment's detection limit, corresponding to an estimated maximum flux of $21 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ under the measurement conditions. Therefore, its contribution was estimated using a linear regression developed in this work from four experimental data available in the literature ($R^2 = 0,83$), resulting in a potential emission of $3,58 \pm 1,67 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ for both units. Considering this estimate, the net carbon storage was approximately $735 \pm 351 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ for the FS1 unit and $725 \pm 369 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ for the FS2 unit. Although operational limitations and equipment failures restricted the obtaining of conclusive results on the influence of the feeding regime, the study allowed the establishment of a monitoring methodology, the elaboration of a preliminary estimate of the carbon balance, and the development of an initial model for estimating CH₄ emissions, constituting a basis for future research.

Keywords: vertical flow constructed wetlands with saturated bottom; methane; carbon dioxide; carbon balance; decarbonization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Classificação dos wetlands construídos de tratamento	20
Figura 2. Esquema representativo de um perfil vertical do wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS)	21
Figura 3. Esquema representando o perfil de um sistema híbrido de wetlands construídos composto por um wetland construído vertical descendente - WCV-D, seguido de um wetland construído subsuperficial horizontal - WCH	23
Figura 4. Representação esquemática dos diferentes tipos de carbono e do escoamento efluente num Wetlands Construídos Vertical a Fundo Saturado	24
Figura 5. Esquema mostrando as diferentes etapas da digestão anaeróbia	26
Figura 6. Variações nas concentrações de oxigênio dissolvido em WCV-FS, durante um ciclo.	29
Figura 7. Esquema sintético de toda a dinâmica da reação do carbono em um WCV-FS.	30
Figura 8. Balanço de carbono num WCH vegetado com Phragmites.	31
Figura 9. Box plot representando as emissões médias de CO ₂ e CH ₄ por tipos de Wetlands Construídos	33
Figura 10. Localização dos wetlands construídos verticais de fundo saturado desenvolvidos e operados pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado	35
Figura 11. Representação esquemática dos módulos WCV-FS1, WCV-FS2 e WCH da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário	36
Figura 12. Esquema representativo o perfil vertical dos WCV-FS estudados.	37
Figura 13. Layout da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto do GESAD	39
Figura 14. Vista superior e vista lateral da câmara estática utilizada no monitoramento das emissões gasosas, com indicação de suas dimensões	41
Figura 15. Fotografias das diferentes etapas de monitoramento dos GEE nos WCV-FS.	44
Figura 16. Fluxograma metodológica do tratamento de dados das concentrações de gases em fluxo	46
Figura 17. Fluxograma metodológica do tratamento de dados das concentrações de COT em fluxo	46

Figura 18. Representação gráfica realizada a partir de dados amostrados de CO ₂ e CH ₄ utilizando o (a) sensor 1 e (b) sensor 2 no sistema WCV-FS1	51
Figura 19. Análise comparativa das concentrações de dióxido de carbono entre 12h e 17h, do dia 30/03 para o sistema WCV-FS1 (a) e dia 16/03 para o sistema WCV-FS2 (b)	53
Figura 20. Fluxos de Carbono Orgânico Total (COT) de entrada e saída de cada sistema WCV-FS.	55
Figura 21. Fluxo de dióxido de carbono e do COT afluyente durante o pulso, em carbono equivalente, no sistema WCV-FS1, dia 30 de março.	57
Figura 22. Fluxo de dióxido de carbono e do COT afluyente durante o pulso, em carbono equivalente, no sistema WCV-FS2, dia 16 de março.	57
Figura 23. Gráfico das emissões de metano em função da taxa de carga de matéria orgânica total e sua regressão linear associada	60
Figura 24. Emissões estimadas de metano (CH ₄) para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2.	61
Figura 25. Balanço de Carbono durante o pulso de 14h05 do dia 30 de março do sistema WCV-FS1	64
Figura 26. Balanço de Carbono durante o pulso de 14h05 do dia 16 de março do sistema WCV-FS2	64

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Horários de alimentação do WCV-FS1.	38
Quadro 2. Horários de alimentação do WCV-FS2.	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Fluxo médio de emissão por tipos de Wetlands e gás emitidos	34
Tabela 2. Dimensões dos wetlands construídos vertical de fundo saturado da EETE	37
Tabela 3. Condições operacionais de cada WCV-FS.	38
Tabela 4. Caracterização físico-química do esgoto antes e após o tratamento nos sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2 entre 2015 e 2025.	40
Tabela 5. Dimensão da câmara estática de fluxo utilizada na medição dos gases.	42
Tabela 6. Emissões de CH ₄ associadas a variações de concentração potencialmente não detectadas pelo sensor manual.	58
Tabela 7. Emissões de metano e dióxido de carbono em quatro wetlands construídos verticais (WCV) tratando esgoto doméstico e respectivos parâmetros associados.	60
Tabela 8. Valores mínimos, médios e máximos dos diferentes fluxos de carbono integrada no balanço de carbono do sistema WCV-FS1.	62
Tabela 9 Valores mínimos, médios e máximos dos diferentes fluxos de carbono integrada no balanço de carbono do sistema WCV-FS2	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CO ₂	Dióxido de carbono
COT	Carbono Orgânico Total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EETE	Estação Experimental de Tratamento de Esgoto
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio nitrato
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio Dissolvido
PT	Fósforo Total
pH	Potencial hidrogeniônico
SbN	Solução Baseada na Natureza
SS	Sólidos suspensos
ST	Sólidos totais
THA	Taxa hidráulica aplicada
TS	Tanque Séptico
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
WC	Wetland construído
WC-FS	Wetlands construído de fluxo superficial
WCH	Wetland construído horizontal
WCV	Wetland construído vertical
WCV-FS	Wetland construído vertical com fundo saturado
WCVD	Wetland construído vertical descendente

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TÉORICA	19
3.1 SISTEMA DE TRATAMENTO DE TIPO WETLANDS CONSTRUÍDOS	19
3.1.1 WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO	21
3.2 FLUXO DE CARBONO EM WETLAND CONSTRUÍDO	23
3.2.1 O carbono em wetland construído	23
3.2.2 Dinâmica reacional do carbono em WCV-FS	25
3.2.3 Particularidade dos wetlands verticais no fluxo de oxigênio	27
3.2.4 Determinação simplificada do balanço carbono	31
3.3 MONITORAMENTO DO CH ₄ E DO CO ₂ NA LITERATURA.	32
3.3.1 INFLUÊNCIA DO TIPO DE WETLANDS	33
4. METODOLOGIA	35
4.1 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO	35
4.1.1 Caracterização físico-química do esgoto tratado	39
4.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL	41
4.2.1 Medição de gases em wetlands construídos verticais saturados	42
4.3 TRATAMENTO DE DADOS	44
4.3.1 Padronização de unidades	44
4.3.2 Cálculo do armazenamento	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 CONCENTRAÇÃO DE GASES	50
5.2 FLUXOS DE CARBONO NOS WETLANDS ESTUDADOS	54

5.2.1 Fluxos de carbono orgânico total	54
5.2.2 Fluxo de CO₂	56
5.2.3 Fluxo de CH₄	58
5.3 COMPARAÇÃO COM OS DADOS DA LITTERATURA	59
5.4 BALANÇO DE CARBONO	62
6. CONCLUSÃO	66
7. REFERÊNCIAS	67
8. APÊNDICES	71
9. ANEXOS	72

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, diante da crescente preocupação com as mudanças climáticas e da busca por soluções ambientalmente sustentáveis para o tratamento de águas residuárias, os wetlands construídos (WC) vêm sendo cada vez mais empregados como uma solução baseada na natureza (SbN). Esses sistemas são projetados para reproduzir e potencializar processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem naturalmente em ecossistemas alagados, como pântanos e manguezais, promovendo a remoção de matéria orgânica, nutrientes e outros poluentes presentes nos efluentes (Sezerino et al., 2018).

Por utilizarem processos biogeoquímicos naturais para a degradação da matéria orgânica e a transformação de nutrientes, os wetlands construídos também promovem a produção e o consumo de gases de efeito estufa (GEE), principalmente dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (He, 2024). Dessa forma, a quantificação das emissões desses gases tem se consolidado como uma importante linha de pesquisa na área de wetlands construídos. Nos últimos anos, observa-se um crescimento expressivo das publicações sobre o tema, com destaque para a China, que concentra grande parte da produção científica.

Uma análise bibliométrica realizada por Li et al. (2024) identificou 257 publicações chinesas relacionadas às emissões de GEE em wetlands construídos. Além disso, revisões sistemáticas recentes (Hu et al., 2023; Li et al., 2024; He et al., 2025; Yuan et al., 2025) sintetizam os principais fatores que influenciam essas emissões. Entretanto, esses estudos também evidenciam a escassez de pesquisas desenvolvidas em condições brasileiras, bem como a inexistência de protocolos padronizados para o monitoramento das emissões de GEE nesses sistemas.

Nesse contexto, a avaliação do balanço de carbono torna-se essencial para compreender a real contribuição dos wetlands construídos às mudanças climáticas. Esses sistemas podem atuar simultaneamente como sumidouros e fontes de carbono. Por um lado, a vegetação absorve CO_2 atmosférico por meio da fotossíntese, incorporando carbono à biomassa vegetal e liberando parte desse carbono na rizosfera na forma de exsudatos, que podem permanecer armazenados no substrato por longos períodos. Por outro lado, a decomposição da matéria orgânica e os processos microbiológicos resultam na emissão de CO_2 e CH_4 . Embora o metano

apresente um tempo de permanência atmosférica significativamente menor que o do dióxido de carbono, seu potencial de aquecimento global em um horizonte de 100 anos é aproximadamente 28 vezes superior ao do CO₂ (IPCC, 2021), podendo tornar determinados wetlands construídos fontes líquidas de carbono em curto prazo (BRIX, 2001; KLEIN; VAN DER WERF, 2014; VALENÇA, 2023)

Entre as diferentes configurações de wetlands construídos, os wetlands construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS) apresentam características que podem influenciar significativamente o balanço de carbono. O regime de alimentação intermitente favorece a entrada de oxigênio no meio filtrante, intensificando a degradação aeróbia da matéria orgânica e, conseqüentemente, as emissões de CO₂. Simultaneamente, a camada permanentemente saturada estabelece condições anaeróbias que favorecem a desnitrificação e a metanogênese, processo microbiológico responsável pela produção de CH₄ (Li et al., 2025). Dessa forma, a coexistência de zonas aeróbias e anaeróbias torna esses sistemas particularmente relevantes para estudos sobre emissões de GEE.

Nesse cenário, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), dispõe de uma estação experimental composta por duas unidades de WCV-FS submetidas a diferentes regimes de alimentação, constituindo uma oportunidade para investigar a influência desse parâmetro operacional sobre o balanço de carbono. Assim, este trabalho tem como objetivo estimar o balanço de carbono desses dois sistemas, por meio da elaboração de um protocolo de monitoramento das emissões gasosas adaptado às suas características operacionais e da avaliação da influência do regime de alimentação sobre as emissões de dióxido de carbono e de metano.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Propor uma abordagem para avaliação do balanço de carbono em sistemas wetlands construídos verticais de fundo saturado, incluindo a proposição de um protocolo de medição de CH₄ e CO₂ e a análise da influência de diferentes regimes de alimentação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver um protocolo de monitoramento e medição das emissões de CH₄ e CO₂ em sistemas wetlands construídos verticais de fundo saturado;
- Estimar o balanço preliminar de carbono em sistemas de wetlands construídos verticais parcialmente saturados submetidos a diferentes regimes de alimentação;
- Avaliar a influência dos diferentes regimes de alimentação sobre o balanço de carbono dos sistemas.

3. FUNDAMENTAÇÃO TÉORICA

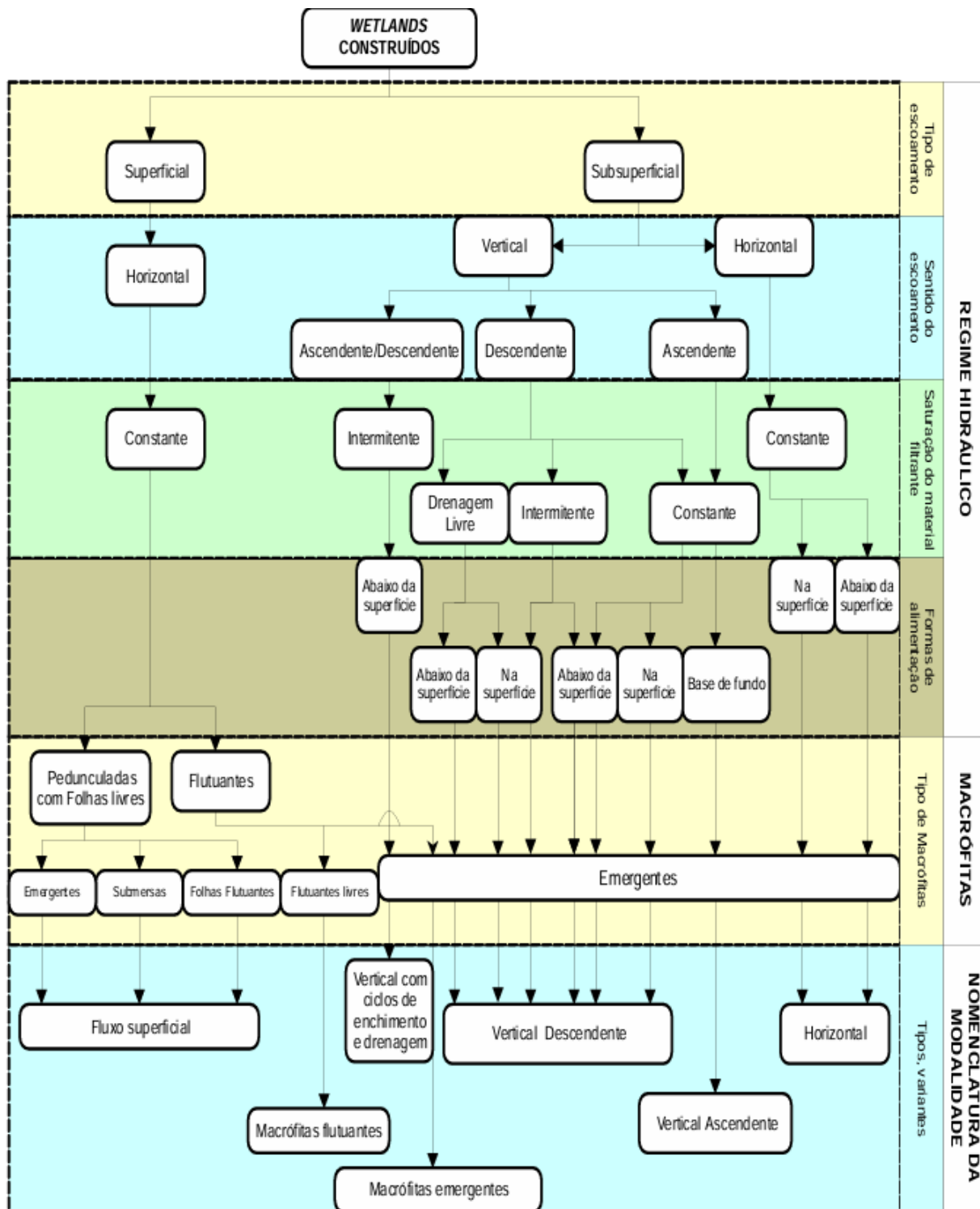
3.1 SISTEMA DE TRATAMENTO DE TIPO WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os WC são sistemas de engenharia projetados em ambientes controlados que otimizam os processos naturais de ciclagem de nutrientes e a transformação da matéria orgânica que ocorrem em zonas úmidas naturais. O uso principal é no tratamento secundário de efluentes de diversas origens: indústrias agrícolas, domésticos ou pluviais. Mais recentemente os WC se associam ao papel de controle de enchentes no conceito de *sponges cities* (Sezerino, Pelissari, 2021; Walzburiech et al., 2018; Vymazal, 2022).

O uso dos WC teve início na década de 1960 na Europa e chegou ao Brasil nos anos 1990. O Estado de Santa Catarina se destaca como um dos pioneiros no desenvolvimento dessa tecnologia, tendo implantado suas primeiras unidades de tratamento secundário com WC também na década de 1990. (Sezerino, 2021) A utilização e o aprimoramento desses sistemas vêm crescendo continuamente nas últimas décadas, já que se trata de uma tecnologia de baixo consumo energético, acessível, com pouca necessidade de infraestrutura e que gera lodo facilmente reaproveitável, resultando em uma produção mínima de resíduos (Olsson et al., 2014; Gholipor et al., 2022).

Os WC se diversificam pela utilidade: gerenciamento de lodo, tratamento de esgoto, controle de enchentes, dentre outros. No âmbito dos WC de tratamento, Fonder e Headley (2013) definiram uma classificação onde todos os WC atuantes no tratamento de efluente possuem: macrófitas, substrato encharcado ou saturado por pelo menos parte do tempo e entrada de água contaminada com constituintes a serem removidos. Assim, eles se diferenciam pelo regime hidráulico associada e pelo tipo de vegetação, conforme mostrado na Figura 1 abaixo.

Figura 1. Classificação dos wetlands construídos de tratamento

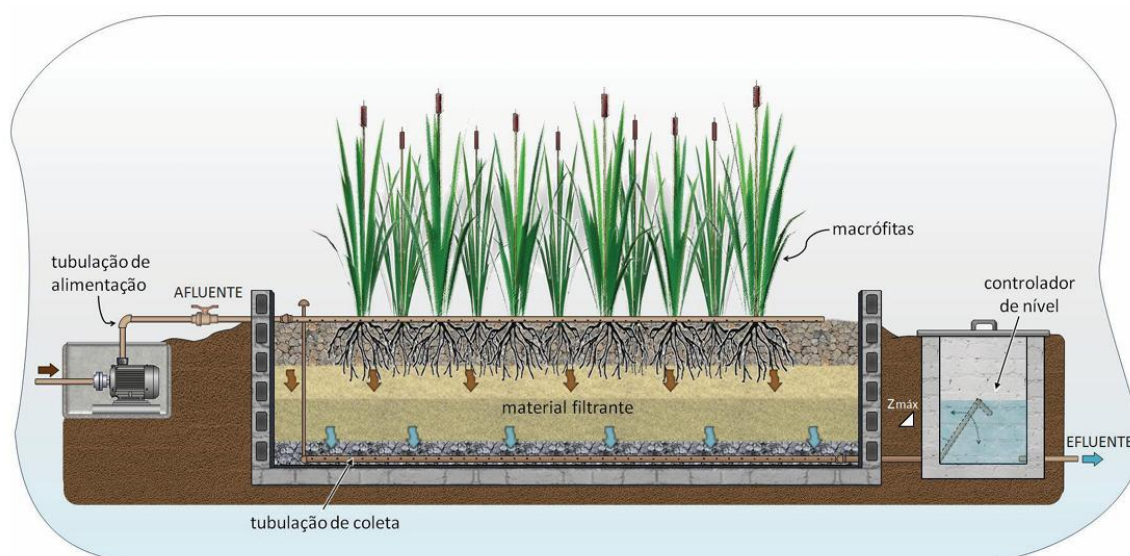


Fonte: Sánchez (2015), adaptado de Fonder et al. (2013)

3.1.1 Wetland Construído Vertical De Fundo Saturado

Este trabalho se concentra nos wetlands construídos de fundo saturado (WCV-FS), que integram a categoria dos wetlands verticais descendentes (WCVD). Porém os WCV-FS se caracterizam pela presença de uma zona de saturação no fundo do WC, o que permite a criação de uma zona anóxica e o aumento da eficiência do tratamento (Sezerino et al., 2018). Essa configuração dos WCV está representada abaixo na Figura 2.

Figura 2. Esquema representativo de um perfil do wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS)

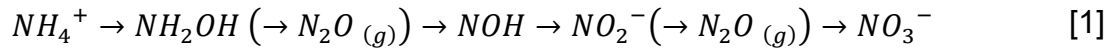


Fonte: Sezerino et al. (2018)

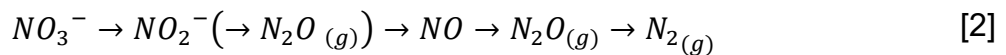
De maneira geral, os wetlands construídos verticais são frequentemente mais empregados devido à sua maior eficiência por unidade de área e à melhor oxigenação do meio filtrante, fatores que contribuem para uma elevada eficiência global de tratamento.

Nos sistemas do tipo WCV-FS, observa-se a presença de duas zonas distintas, uma aeróbia e outra anaeróbia, permitindo que diferentes processos biológicos ocorram simultaneamente em uma única unidade de WC, especialmente no que se refere à remoção de nitrogênio. De fato, no esgoto sanitário, a maior parte do nitrogênio encontra-se na forma de íon amônio NH_4^+ , composto que pode apresentar toxicidade ao meio ambiente aquático. Para sua remoção, a nitrificação é um dos

processos biológicos mais empregados, consistindo na oxidação da amônia em nitrito NO_2^- , etapa denominada nitrificação, seguida da conversão em nitrato NO_3^- , conforme apresentado na Equação [1] a seguir (Ziqian Li et al., 2024).

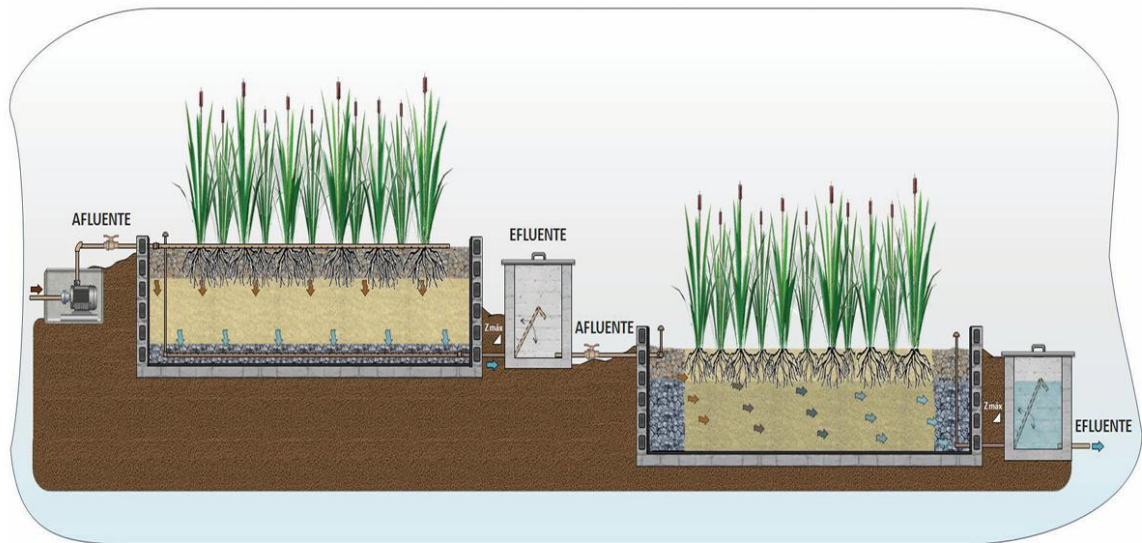


Pode-se observar que, durante esse processo, ocorre a emissão de óxido nitroso $N_2O_{(g)}$, um importante gás de efeito estufa. Essa etapa, indispensável ao tratamento do nitrogênio, requer a presença de uma zona aeróbia para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. A desnitrificação é o processo biológico responsável pela transformação dos nitratos em nitrogênio gasoso (N_2), composto considerado inerte para o meio ambiente. Essa reação ocorre em condições anóxicas, na presença de microrganismos desnitrificantes. Assim como na nitrificação, a desnitrificação também pode resultar na emissão de óxido nitroso (N_2O) como subproduto intermediário, conforme apresentado na Equação [2]. (H. KADLEC e D. WALLACE, 2009)



O sistema WCV-FS permite, em uma única unidade de wetland construído, alcançar um desempenho equivalente ao de um sistema híbrido convencional, composto por um wetland vertical descendente (zona aeróbia, responsável pela nitrificação) seguido de um wetland construído subsuperficial horizontal (zona anóxica, responsável pela desnitrificação), conforme apresentado na Figura 3. Inicialmente, o projeto da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE) do GESAD tinha como objetivo comparar esses dois sistemas de tratamento. Entretanto, após aproximadamente 3,5 anos de estudos e com base nos resultados obtidos por Santos (2019), o wetland construído vertical descendente (WCV-D) do sistema híbrido foi substituído pelo WCV-FS. Essa modificação foi realizada devido ao potencial desse novo arranjo em proporcionar uma eficiência de tratamento ainda mais elevada (ver Seção 4.1).

Figura 3. Esquema representando o perfil de um sistema híbrido de wetlands construídos composto por um wetland construído vertical descendente - WCV-D,



Fonte: Sezerino et al. (2018)

3.2 FLUXO DE CARBONO EM WETLAND CONSTRUÍDO

3.2.1 O Carbono Em Wetland Construído

O carbono é abundante na Terra. Encontra-se na atmosfera como CO_2 , na biosfera como biomoléculas, nos oceanos como carbonatos e, finalmente, nas camadas sólidas da Terra (especificamente na litosfera e no manto), onde é encontrado principalmente em calcário, petróleo, gás natural e em diamantes. Distinguem-se principalmente dois tipos de carbono: o carbono orgânico, que resulta da atividade biológica, ou seja, é produzido por organismos vivos e, portanto, compreende todas as biomoléculas presentes na biosfera; e o carbono inorgânico, que provém de minerais e representa as outras formas de carbono presentes na Terra. (Allano, 2023)

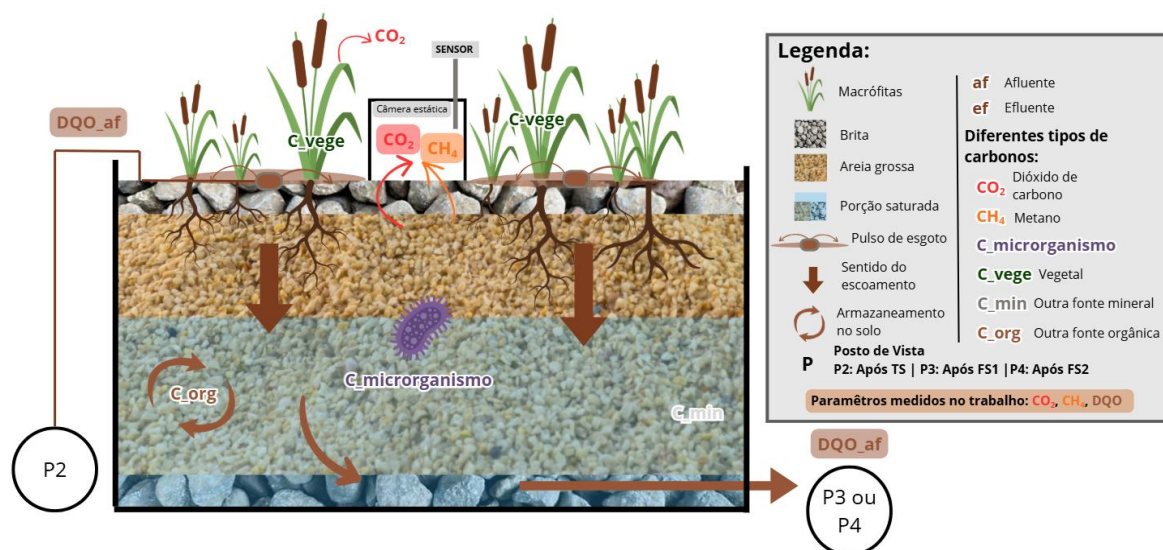
Como já discutido na seção 3.1, um WC é essencialmente uma zona úmida com macrófitas na qual o efluente a ser tratado é aportado de diferentes maneiras: distribuição superficial, fluxo horizontal forçado ou fluxo vertical subsuperficial (Kadlec, Wallace, 2009).

Pode-se, portanto, elencar de diferentes fontes de carbono em WC:

- i) Macrófitas: como todos os organismos vivos, são compostas de biomoléculas e, portanto, de carbono [C_{vege}];
- ii) Solo: fonte de carbono mineral [C_{min}] encontrado nos minerais do solo e também nos gases (metano [CH₄] e dióxido de carbono [CO₂]) produzidos durante a atividade biológica dos microrganismos, que constitui também uma fonte de carbono orgânico no solo [C_{microrganismo}].
- iii) Esgoto sanitário: caracterizado por uma carga de matéria orgânica elevada. De acordo com Piveli (2015) 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos são de natureza orgânica. [C_{org}] essa matéria pode ser medida através Demandas Química de Oxigênio – DQO (Secção 4.3.1).

A Figura 4 abaixo ilustra essas diferentes formas de carbono dentro do WC.

Figura 4. Representação esquemática dos diferentes tipos de carbono e do escoamento efluente num Wetlands Construídos Vertical a Fundo Saturado



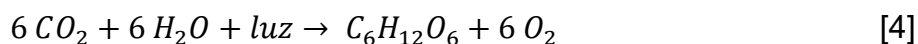
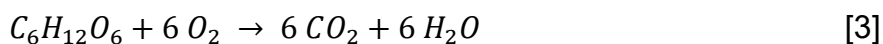
Fonte: Autoria Própria (2026)

A Figura 4 considera seis tipos diferentes de carbono, sendo o dióxido de carbono, metano, carbono do biótipo do solo (incluindo microrganismos), carbono da biomassa vegetal, carbono orgânico acumulado e carbono mineral. No entanto, Valença (2023) considera uma classificação por tipo de reservatório de carbono, que, portanto, leva em conta a dinâmica de reação do carbono. Assim, são considerados cinco principais reservatórios de carbono que os wetlands construídos possuem: carbono da biomassa vegetal, carbono orgânico particulado, carbono orgânico dissolvido, carbono da biomassa microbiana e produtos gasosos, como dióxido de

carbono e metano. A principal diferença é o agrupamento de CO₂ e metano, já que ambos são produtos voláteis das reações do solo. A forma mineral do carbono em wetlands construídos é negligenciada, provavelmente porque a dinâmica de mineralização é muito lenta (SCHOLZ, 2011). Assim, eles diferenciam entre carbono orgânico dissolvido e particulado; de fato, como não estão no mesmo estado, não sofrem a mesma dinâmica de reação.

3.2.2 Dinâmica Reacional Do Carbono Em WCV-FS

Ao entrar no WC, o esgoto passa por diversas transformações físicas, químicas e biológicas. Quanto ao carbono, as reações biológicas impactam seu fluxo e estado. Como discutido anteriormente, o esgoto doméstico é composto principalmente de matéria orgânica, incluindo carbono orgânico. Esse carbono orgânico é instável, portanto, em seu ambiente, ele será em sua maioria oxidado ou estabilizado em partículas húmicas. Em um ambiente aeróbico, o agente oxidante é o oxigênio. A reação de oxidação é realizada por microrganismos aeróbicos ou no nível das raízes das plantas. Esses microrganismos consomem carbono orgânico e oxigênio para produzir energia, com dióxido de carbono e água como subprodutos; esse processo é a respiração celular. A Equação 3 mostra a oxidação de uma molécula de glicose, representada por C₆H₁₂O₆. É importante mencionar que essa respiração celular é compensada durante o dia pela fotossíntese realizada por macrófitas, que são organismos fotossintéticos autotróficos, de acordo com a Equação 4. (Kadlec, Wallace, 2009)



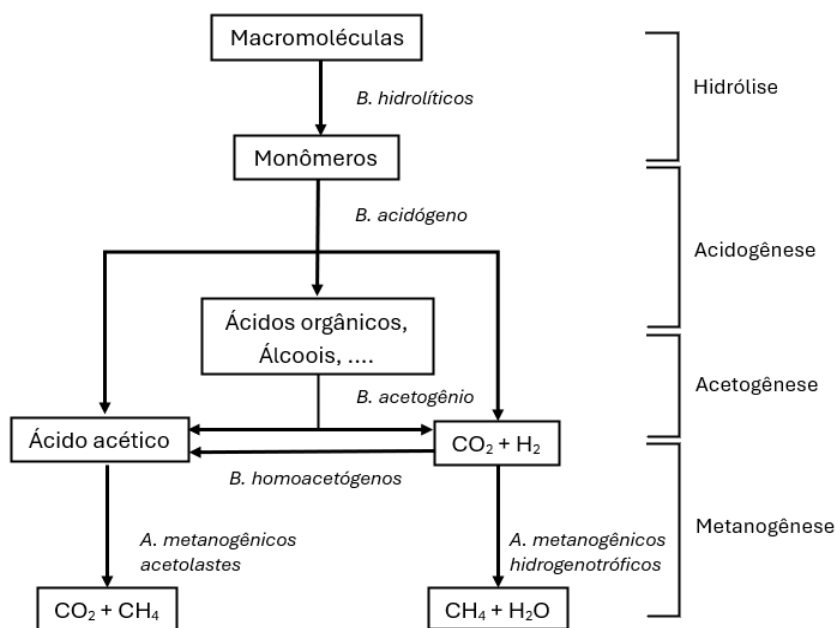
Na parte saturada do sistema, o ambiente torna-se anóxico, pois o oxigênio deixa de estar disponível como agente oxidante. O dióxido de carbono torna-se então o agente oxidante e é reduzido a metano, caracterizando o processo de metanogêneses, uma das etapas da digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia por sua vez é um processo natural pelo qual a matéria orgânica é transformada em biogás, que contém aproximadamente dois terços de

metano e um terço de dióxido de carbono. (Bernet, 2020) A Figura 5 ilustra o processo completo, definindo quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A metanogênese, a etapa final, é responsável pela produção de metano e dióxido de carbono. Abaixo, a Equação 5 corresponde à redução do ácido acético (CH_3COO^-) ou do dióxido de carbono (CO_2), na Equação 6, essa realizada por bactérias do gênero Arqueas, o único tipo de bactéria capaz de realizar a metanogênese. (Bernet, 2020)



Figura 5. Esquema ilustrativo das diferentes etapas da digestão anaeróbia



Nota: B: Bactérias; A: Arqueas

Fonte: BERNET N. (2020)

Uma vez sintetizados, esses gases têm diferentes destinos. Alguns permanecem no solo, enquanto outros, através de gradientes físico-químicas, difundem-se para a atmosfera na interface solo-atmosfera.

As plantas também são vetores para a transmissão de gases para a atmosfera. Segundo Li (2024), elas são inclusive o vetor mais importante para a difusão do

metano, isso porque as plantas possuem um sistema de ventilação das raízes às folhas que distribui recursos nutricionais e gases.

Contudo, esses gases presentes no solo podem criar um gradiente local que leva à absorção desses gases pela planta e sua subsequente emissão para a atmosfera. De forma semelhante, durante a respiração, as macrófitas que absorvem O₂ da atmosfera também liberam CO₂ para a mesma, porém parte do gás é expelida pelas raízes, dificultando o balanço final. Da mesma forma, uma grande parte do metano se reoxida em CO₂ ao retornar a uma zona aeróbica, antes de ser liberado na atmosfera por meio da ventilação das plantas ou da difusão na interface solo-atmosfera. (Kadlec, Wallace, 2009; Brix, 1990).

Se a produtividade primária for maior que a taxa líquida de degradação, ocorre um acúmulo de matéria orgânica. Na superfície, esse acúmulo, que forma a camada de serapilheira de macrófitas e o efluente, se acumula em camadas. Condições anaeróbicas se desenvolvem nas camadas mais compactadas e podem desacelerar o processo de decomposição dessa matéria. Nessas condições, ocorre a humificação ou mineralização dessas partículas. (Scholz, 2011).

3.2.3 Particularidade Do Fluxo De Oxigênio Em Wetlands Verticais

Na seção 3.2.2, foram expostos diferentes parâmetros que podem influenciar o balanço de carbono: macrófitas, microrganismos presentes no solo, a composição do material filtrante do WC e o tipo de efluente. Além disso, o oxigênio se destaca como um elemento-chave no balanço sendo responsável pela oxidação do carbono orgânico e, portanto, influenciando fluxos de dióxido de carbono e, indiretamente, fluxos de metano.

Em um WC existem diferentes processos de consumo de oxigênio: oxidação biológica da matéria orgânica, nas formas carbonácea e nitrato (correspondente à nitrificação). De acordo com os autores distinguem-se quatro diferentes figuras de entradas de oxigênio (Ilyas, 2017; Kadlec, Wallace, 2009):

- i) Contribuição por difusão de acordo com a lei de Henry

$$P_{interface} = HC_{interface} \quad [7]$$

Onde:

$P_{interface}$: Pressão parcial interfacial no ar (atm);

$C_{interface}$: Concentração da fase aquosa interfacial (mol.m^{-3});

H : Constante da Lei de Henry ($\text{atm.m}^3.\text{mol}^{-1}$).

- ii) Nas pontas das raízes, há um fluxo de O_2 que atravessa as raízes e se propaga para o ambiente circundante, conhecido como "fluxo de aeração da planta". Esse fluxo origina-se do excesso de oxigênio absorvido durante a respiração foliar; portanto, a raiz apresenta uma concentração de O_2 localmente maior que a do solo. Isso representa uma transferência através de um gradiente químico. Contudo, já foi demonstrado que esse fluxo não altera significativamente o suprimento de oxigênio do lençol freático; na realidade, a perda de oxigênio é mínima. Um fluxo de $0,02 \text{ gO}_2.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ pode ser considerado uma estimativa razoável (Kadlec, Wallace, 2009);
- iii) O oxigênio dissolvido presente no afluente é considerado insignificante, pois o afluente já passou por tratamento primário e, portanto, o oxigênio inicial presente nele será consumido antes de chegar ao WC;
- iv) Oxigênio dissolvido no biofilme do solo.

Pode-se observar que o fluxo de oxigênio ocorre principalmente por difusão. No entanto, no caso de um sistema WCV, o efeito de difusão do oxigênio (Lei de Henry) é combinado com a convecção do efluente descendente. A convecção resulta de um gradiente de pressão atmosférica no solo. Esse gradiente se origina do efluente, que cria um vácuo equalizado pelo ar ou pelas águas residuais (Brinklert, 2019).

Brinklert (2019) estudou os fluxos de oxigênio de um WCV-FS e conseguiu determinar a evolução teórica do ciclo do oxigênio no sistema, conforme mostrado na Figura 6, e definiu que o ciclo de oxigênio no WCV-FS acontece em quatro etapas:

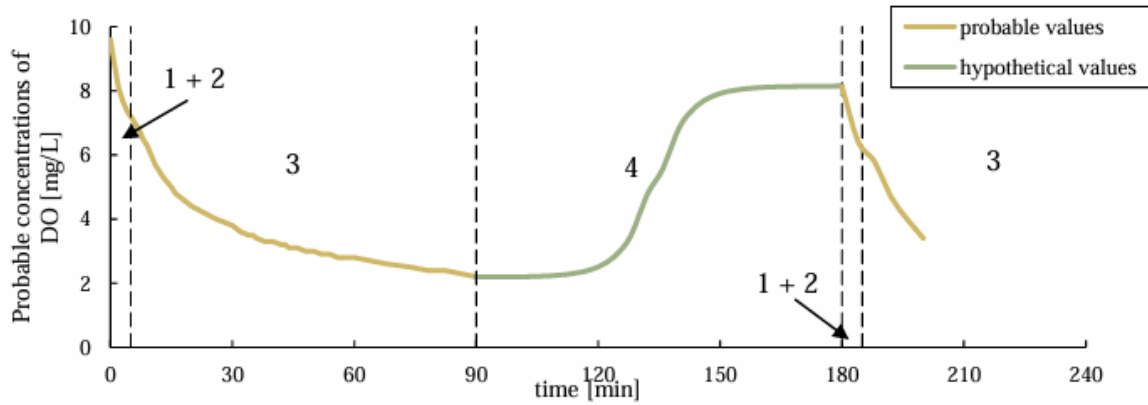
“1. As bombas estão ligadas e o afluente atinge a superfície do filtro. (Há um atraso entre o momento em que as bombas são acionadas e o momento em que o efluente sai do filtro; a diferença de tempo é de cerca de 2 minutos).

2. O afluente infiltra-se no WCV-FS e cria um efeito de convecção. Dura 5 minutos.

3. As bombas são desligadas e a infiltração continua. O efeito de convecção continua, mas na superfície inicia-se o efeito de difusão.

4. As bombas ainda estão desligadas, a infiltração terminou e o fluxo de saída é zero. O filtro está em repouso. Nesta fase, as trocas de oxigênio entre a atmosfera e o filtro ocorrem por difusão.” (Brinklert, 2019).

Figura 6. Variações nas concentrações de oxigênio dissolvido em WCV-FS, durante um ciclo.



Fonte: BRINKLERT B. (2019).

Ao medir a concentração de oxigênio dissolvido (OD) na saída do filtro, o autor conseguiu calcular a demanda de oxigênio necessária para atender os parâmetros de tratamento do filtro (ΔDQO , ΔNTK e ΔNT) usando a fórmula de Platzer (1999), conforme Equação 8.

$$M_{OD.consumido} = (0,7\Delta DQO + 4,3\Delta NTK - 2,86\Delta NT) \times V_T \quad [8]$$

Onde:

DQO : Demanda Química de Oxigênio ($mg_{O_2}.L^{-1}$).

NTK : Nitrogênio Total Kjeldahl ($mg_N.L^{-1}$).

$$NTK = N_{orga} + N_{amoniacal}$$

$$N_{amoniacal} = NH_4^+ + NH_3$$

NT : Nitrogênio Total ($mg_N.L^{-1}$).

$$NT = NTK + NO_2^- + NO_3^{2-}$$

V_T : Volume Total de efluente entrada (L)

Brinklert (2019) ainda determinou a quantidade de oxigênio aportado ($M_{OD.entrada}$), que corresponde à soma da concentração consumida e da concentração de saída: $M_{OD.entrada} = M_{OD.consumido} + M_{OD.saída}$. Então, ele determinou o fluxo de oxigênio (j), que depende exclusivamente da difusão e convecção, e, portanto, do número de pulsos (Equações 9 e 10).

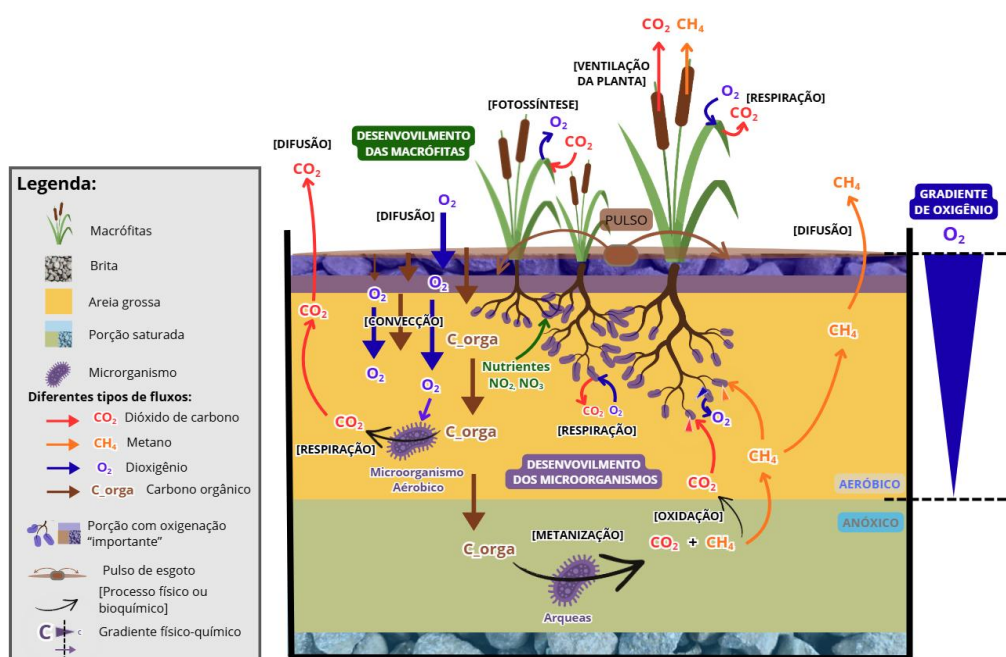
$$j_{diariamente} = j_{pulso} \times n_{pulso} \quad [9]$$

$$j_{pulso} = \frac{M_{OD.entrada}}{A} \quad [10]$$

Brinklert (2019) então encontrou um fornecimento médio de oxigênio de 9,06 $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2}$ por pulso de alimentação para o sistema, ou 3,02 $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e 36,23 $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, o que é comparável a um sistema híbrido.

Em resumo, os fluxos de carbono variam dentro de um WC. Os sistemas WCV-FS têm a característica de fornecer oxigênio em profundidade por meio da convecção gerada pelo fluxo subsuperficial. A Figura 7 resume esquematicamente a dinâmica reativa geral do carbono e destaca a interdependência, não apenas com o ciclo do carbono, mas também com o ciclo do nitrogênio, nutriente limitante no crescimento de muitos microrganismos e macrófitas.

Figura 7. Esquema sintético de toda a dinâmica da reação do carbono em um WCV-FS.

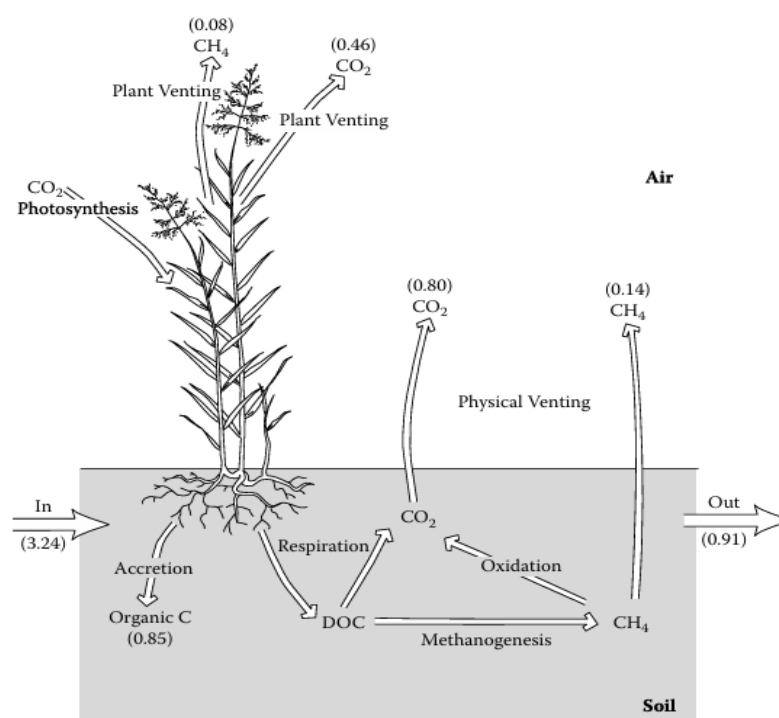


Fonte: Autoria Própria (2026)

3.2.4 Determinação Simplificada Do Balanço Carbono

As Seções 3.2.2 e 3.2.3 evidenciaram a complexidade da dinâmica do carbono em WCV-FS. Enquanto a Seção 3.2.2 abordou a dinâmica do carbono nesses sistemas, a Seção 3.2.3 destacou a elevada variabilidade da concentração de oxigênio dissolvido, uma das principais variáveis que influenciam o balanço de carbono em WCV-FS. Nesse contexto, torna-se necessário simplificar parte desse balanço, especialmente os processos de fotossíntese e respiração das macrófitas, uma vez que essas plantas atuam simultaneamente como fonte e sumidouro de dióxido de carbono. Assim, este trabalho concentrou-se apenas nos fluxos gasosos provenientes do substrato, por apresentarem maior viabilidade de monitoramento. Para isso, adotou-se como referência o estudo de Brix (1990), que determinou o balanço de carbono em um wetland construído de fluxo horizontal cultivado com *Phragmites* na Dinamarca. A Figura 8 apresenta esse balanço de carbono, posteriormente redesenhado por Kadlec e Wallace (2009).

Figura 8. Balanço de carbono em WCH vegetado com *Phragmites*



Nota: Os números em itálico representam os fluxos em gC.m⁻².d⁻¹; O povoamento de *Phragmites* estava em estado senescente.

Fonte: H. KADLEC e D. WALLACE (2009).

Para estimar o transporte gasoso pelas macrófitas, Brix et al. (1990) mediram os fluxos de gases emitidos por plantas mortas. Nessas condições, os gases liberados correspondiam predominantemente ao transporte passivo dos gases produzidos no solo através dos tecidos vegetais. Os fluxos medidos foram de $0,08 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para o metano (CH_4) e de $0,46 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para o dióxido de carbono (CO_2).

As concentrações de matéria orgânica nos afluentes e efluentes do wetland construído foram determinadas por meio da demanda química de oxigênio (DQO), utilizada para estimar o carbono orgânico total (COT). O COT afluente foi de $3,24 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, enquanto o efluente apresentou $0,91 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (BRIX et al., 1990).

Além disso, sensores instalados até 30 mm abaixo da superfície do leito permitiram estimar o consumo de oxigênio pelas raízes. Considerando que 90% desse consumo estava associado à respiração radicular, estimou-se que as macrófitas oxidavam $0,70 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Desse total, $0,46 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ eram transportados para a atmosfera por meio dos tecidos vegetais, enquanto os $0,24 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ restantes permaneciam dissolvidos no meio (BRIX et al., 1990).

A difusão gasosa pela superfície do leito também foi quantificada, resultando em fluxos de $0,56 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para CO_2 e $0,14 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para CH_4 . Considerando que todo o CO_2 liberado pelas raízes se difundia para a atmosfera, o fluxo difusivo total de CO_2 foi estimado em $0,56 + 0,24 = 0,80 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (BRIX et al., 1990).

Por fim, a quantidade de matéria orgânica acumulada no sistema foi determinada por meio de um balanço de massa (Equação 11) (BRIX et al., 1990).

$$\begin{aligned} COT_{entrada} &= COT_{saída} + CO_{2\text{difusão}} + CO_{2\text{ventilação}} + CH_{4\text{difusão}} \\ &+ CH_{4\text{ventilação}} + C_{orga.armazenada} \\ \rightarrow C_{orga.armazenada} &= 0,85 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1} \end{aligned} \quad [11]$$

3.3 MONITORAMENTO DO CH_4 E DO CO_2 NA LITERATURA.

Não existe um método único e universalmente aceito para medir as emissões de gases de efeito estufa em WC. Cada wetlands construídos possui condições diferentes, e cada método tem suas próprias vantagens e desvantagens. He (2025) realizou uma revisão bibliográfica sobre o assunto. O Anexo A contém uma tabela comparativa dos diferentes métodos existentes.

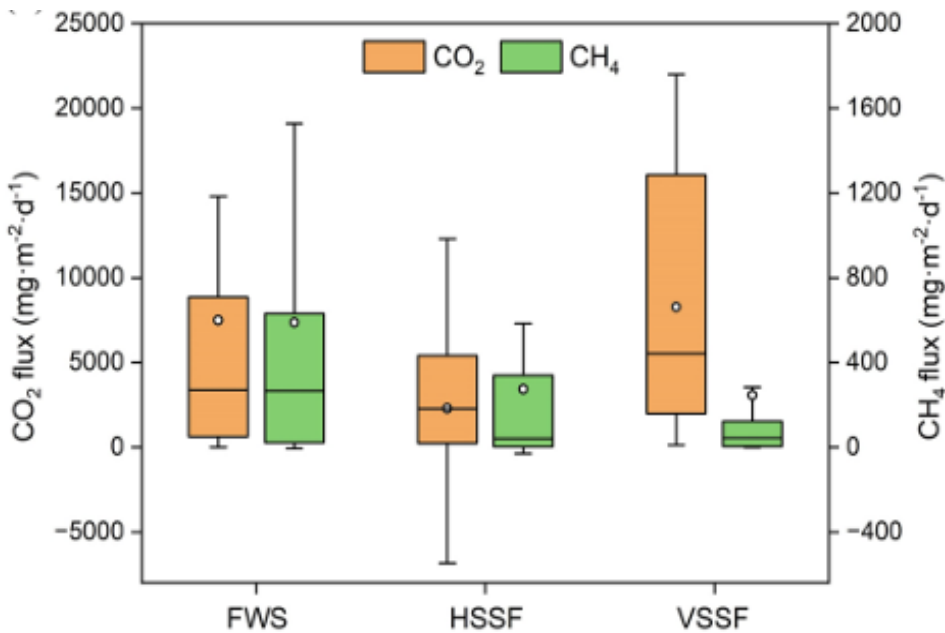
Esta seção, não pretende ser uma nova revisão bibliográfica, mas sim focar em certos parâmetros que podem influenciar as emissões de gases e nos resultados de emissões de um sistema de tratamento semelhante ao estudado neste trabalho. Trata-se então das emissões de CO₂ e CH₄ de dois WC verticais a fundo saturado, recebendo um efluente doméstico.

3.3.1 INFLUÊNCIA DO TIPO DE WETLANDS

Li et al. (2024), analisaram a influência do tipo de wetland construído sobre as emissões de CO₂ e CH₄. Os autores expressaram os fluxos de emissão em unidade de massa por área e por tempo, padrão amplamente utilizado para comparação entre sistemas (por exemplo, mgCO₂·m⁻²·d⁻¹ para CO₂), conforme ilustrado na Figura 9.

A Tabela 1 apresenta os fluxos médios de emissão de CO₂ e CH₄ para diferentes configurações de wetlands construídos, obtidos a partir da análise de 217 estudos, bem como o fornecimento de oxigênio por difusão atmosférica para o leito, com base em Liu et al. (2016).

Figura 9. Box plot representado as emissões médias de CO₂ e CH₄ por tipos de Wetlands Construídos



Nota: WC-FS: Free water surface constructed wetlands; HSSF: Horizontal subsurface flow constructed wetlands; VSSF: Vertical subsurface flow constructed wetlands.

Fonte: Li Z. et al. (2024)

Tabela 1. Fluxo médio de gases por tipos de Wetlands e gás emitidos

FLUXOS	WCV (n=69)	WC-FS (n=51)	WCH (n=97)
CO ₂ (mg _{CO2} .m ⁻² .d ⁻¹)	8272,6	7489,6	2295,6
CH ₄ (mg _{CH4} .m ⁻² .d ⁻¹)	239,5	589,0	271,8
O ₂ (g _{O2} .m ⁻² .d ⁻¹)	164,1	2,5	5,6

Nota: WCV: Wetland construído vertical; WC-FS: Wetland construído de fluxo superficial; WCH: Wetland construído horizontal

Fonte: Elaborado a partir das informações de LI Z. et al. (2025)

A Tabela 1 confirma o que foi discutido na Seção 3.2.3: os wetlands construídos verticais recebem uma quantidade significativamente maior de oxigênio atmosférico do que os demais tipos de wetlands construídos. Esse valor é cerca de 30 vezes superior ao observado nos WCH e aproximadamente 65 vezes superior ao dos wetlands de fluxo superficial (WC-FS). Como consequência, é esperado que os WCV apresentem maiores emissões de CO₂ (cerca de 8.300 mgCO₂·m⁻²·d⁻¹), uma vez que a maior disponibilidade de oxigênio favorece a degradação aeróbia da matéria orgânica.

Em relação às emissões de CH₄, os WC-FS apresentaram os maiores fluxos médios, resultado compatível com as condições predominantemente anaeróbias desses sistemas e com o reduzido suprimento de oxigênio. Os WCH apresentaram emissões intermediárias, enquanto os WCV exibiram as menores emissões médias de CH₄, refletindo a maior oxigenação do leito, que inibe a metanogênese e favorece a oxidação do metano.

A Figura 9 evidencia, entretanto, uma elevada variabilidade dos fluxos de CO₂ e CH₄ para todos os tipos de wetlands construídos, indicando que a configuração do sistema não é o único fator responsável pelas emissões. Segundo Li et al. (2025), características como a composição do substrato, as condições físico-químicas do meio e as espécies de macrófitas também exercem influência significativa sobre os fluxos de gases de efeito estufa.

Resultados semelhantes já haviam sido reportados por Mander et al. (2014), em uma revisão de literatura baseada em 158 estudos. Os autores observaram que os wetlands de superfície livre apresentavam emissões de CO₂ inferiores às dos WCH, enquanto estes emitiam significativamente mais CH₄ do que os WCV, reforçando a influência da configuração do sistema sobre as emissões de gases de efeito estufa.

4. METODOLOGIA

4.1 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O presente estudo fundamenta-se em dois WCV-FS, ambos em operação desde 2015 na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE) do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), localizada no campus da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis. A EETE constitui a base experimental das pesquisas desenvolvidas pelo grupo, reunindo diferentes arranjos tecnológicos de wetlands construídos destinados ao tratamento de esgoto sanitário.

A Figura 10, apresentada abaixo, mostra a localização e a disposição espacial dos sistemas de tratamento do tipo wetlands existentes na estação, permitindo uma visualização integrada das unidades experimentais.

Figura 10. Localização dos wetlands construídos verticais de fundo saturado desenvolvidos e operados pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado



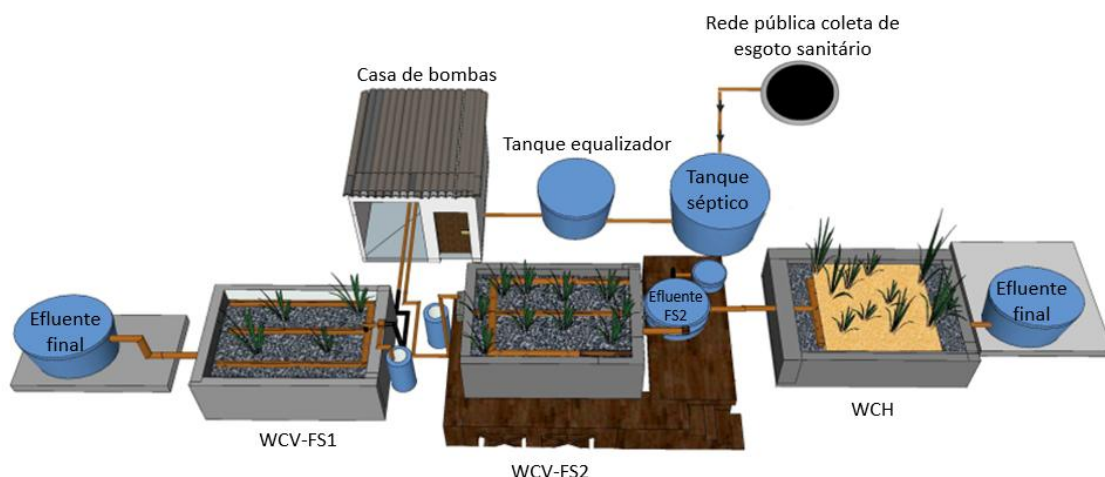
Fonte: Autoria própria (2026)

Conforme ilustrado na Figura 10, a EETE é composta por dois sistemas de tratamento. O primeiro (WCV-FS1) é constituído exclusivamente por um WCV-FS. Adjacente a ele, encontra-se um sistema híbrido de tratamento que, até 2019, era composto por um WCVD, seguido de um WCH.

Após as modificações decorrentes do estudo de Santos (2019), o WCV-D foi saturado em 40cm, passando a apresentar a mesma configuração de saturação do WCV-FS1 e sendo identificado como WCV-FS2. A alteração foi realizada com o objetivo de aprimorar a eficiência do tratamento por meio da consequente implementação de zonas anaeróbias e anóxicas.

A Figura 11, disposta a seguir, apresenta o esquema geral da EETE, incluindo suas unidades constituintes e respectivas canalizações.

Figura 11. Representação esquemática dos módulos WCV-FS1, WCV-FS2 e WCH da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário



Nota: WCV-FS1: Wetland construído vertical de fundo saturado – sistema 1; WCV-FS2: Wetland construído vertical de fundo saturado – sistema 2; WCH: Wetland construído horizontal; FS2: Fundo saturado – sistema 2.

Fonte: Acervo GESAD (2026).

O esgoto tratado nos sistemas é proveniente da bacia de escoamento do bairro Pantanal, sendo conduzido até a estação por meio de bombeamento a partir de um poço de visita próximo.

Após o bombeamento, o esgoto é direcionado para o tanque séptico ($V=3m^3$) responsável pelo tratamento primário, onde ocorre a remoção física dos sólidos sedimentáveis e da espuma. Posteriormente, o esgoto passa por um tanque equalizador, que assegura a regularização da vazão afluyente aos sistemas.

Nessas condições, os wetlands construídos podem apresentar elevada eficiência na remoção física e bioquímica da matéria orgânica e de sólidos suspensos, o que os torna uma tecnologia eficiente para a etapa de tratamento secundário.

As dimensões de cada WCV-FS foram determinadas com base em uma taxa de carregamento orgânico médio de 41 g DQO·m⁻²·d⁻¹, adotada como critério de dimensionamento. Dessa forma, cada unidade foi projetada para atender a um equivalente populacional de cinco pessoas. As características dimensionais dos sistemas estão apresentadas na Tabela 2, disposto abaixo.

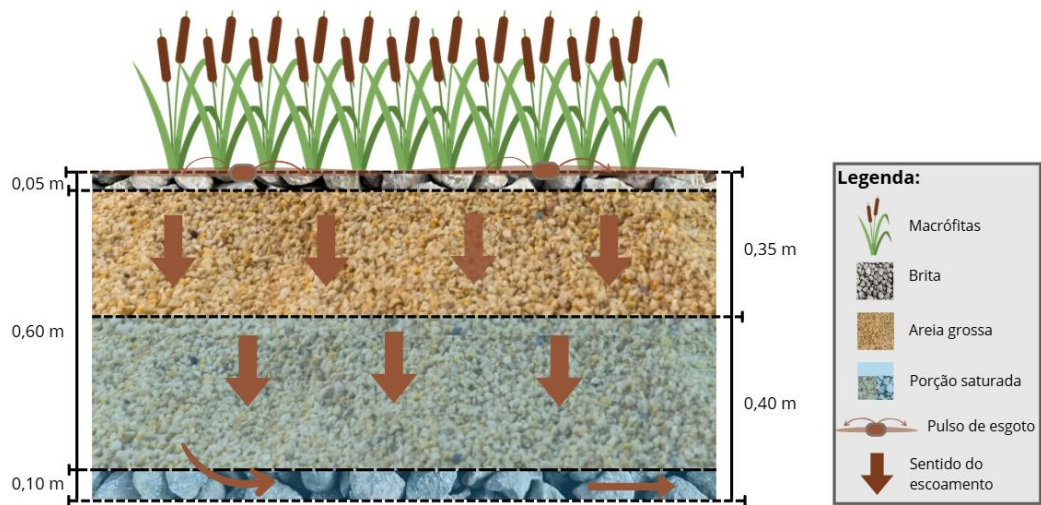
Tabela 2. Dimensões dos wetlands construídos vertical de fundo saturado da EETE.

Dimensões	WCV-FS1	WCV-FS2
Largura (m)	2,25	2,30
Comprimento (m)	3,26	3,30
Altura total (m)	0,83	0,83
Profundida útil (m)	0,75	0,75
Profundida saturado (m)	0,40	0,40
Área superficial (m ²)	7,5	7,5

Fonte: Adaptado de Sánchez (2015) e Dos Santos G. (2019)

Os sistemas possuem um maciço filtrante de 75 cm de profundidade e ambos são compostos por uma camada intermediária de 60cm de areia grossa ($d_{10}=0,29$, $d_{60}=1,16$ e $U=4$) e duas camadas, uma superior de 5cm e outra inferior de 10cm, de brita nº1 como meio filtrante e são vegetados com a macrófita *Typha domingensis*, conforme Figura 12.

Figura 12. Esquema representativo do perfil vertical dos WCV-FS estudados



Fonte: Autoria Própria (2026)

Quanto às condições operacionais, a alimentação dos sistemas ocorre de forma intermitente, sendo o ciclo dividido em uma etapa de alimentação de 3,5 dias e uma etapa de repouso também de 3,5 dias. Essas condições operacionais baseiam-se no trabalho desenvolvido por Bassani et al. (2021), no qual foram avaliados o mesmo número de pulsos e as mesmas vazões diárias, porém com diferentes taxas de aplicação hidráulica e volumes específicos por pulso. Assim, as condições operacionais atuais dos sistemas estão apresentadas na Tabela 3, a seguir.

Tabela 3. Condições operacionais de cada WCV-FS.

Condições operacionais	WCV-FS1	WCV-FS2
Vazão diária (L.d ⁻¹)	752	703
Vazão bombeada (L.min ⁻¹)	30	30
Taxa de aplicação hidráulica – HLR (mm.d ⁻¹)	100	94
Número de pulsos por dia	4	8
Volume por pulso (L)	188	88
Duração do pulso (min)	6	3
Volume específico por pulso – SVP (L.m ⁻²)	25	12
Taxa de carregamento hidráulica específica aplicada SHLR (L.m ⁻² .min ⁻¹)	4	4

Fonte: Ribeiro (2025)

A distribuição dos pulsos no decorrer dos dias de alimentação ocorre em horários pré-estabelecidos, os quais estão dispostos abaixo nos Quadro 1 e 2.

Quadro 1. Horários de alimentação do WCV-FS1.

ALIMENTAÇÃO DO WCV-FS1			
Segunda-feira	Terça-feira	Quarta-feira	Quinta-feira
-	8:05	8:05	8:05
11:05	11:05	11:05	11:05
14:05	14:05	14:05	14:05
17:05	17:05	17:05	-

Fonte: Autoria própria (2026)

O sistema WCV-FS2 possui um número de pulso maior, o que permite maior fluxo de oxigênio dentro do módulo, nesse sentido espera-se que o tratamento seja mais eficiente sob a ótica da biodegradação da matéria orgânica e, por consequência, aumente também a emissão de CO₂.

Quadro 2. Horários de alimentação do WCV-FS2.

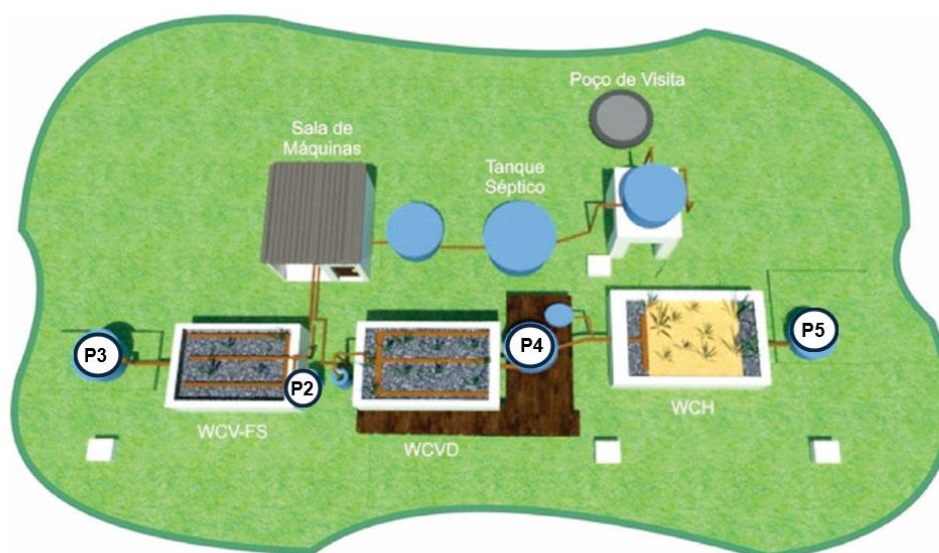
ALIMENTAÇÃO DO WCV-FS2			
Segunda-feira	Terça-feira	Quarta-feira	Quinta-feira
-	2:05	2:05	2:05
-	5:05	5:05	5:05
-	8:05	8:05	8:05
11:05	11:05	11:05	11:05
14:05	14:05	14:05	14:05
17:05	17:05	17:05	-
20:05	20:05	20:05	-
23:05	23:05	23:05	-

Fonte: Autoria própria (2026)

4.1.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO TRATADO

Desde o início da operação, em 2015, são realizadas análises físico-químicas mensais para caracterização do afluente e do efluente dos WC, visando assegurar a eficiência de funcionamento dos sistemas por meio de monitoramento contínuo. A Figura 13 a seguir apresenta os diferentes pontos de coleta desse monitoramento.

Figura 13. Layout da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto do GESAD



Notas: P2: Afluente | P3: Efluente do WCV-FS1 | P4: Efluente do WCV-FS2 | P5: Efluente do WCH

Fonte: Adaptado de Sezerino P. (2018).

Os parâmetros analisados incluem pH, DBO, DQO, SST, NT, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ conforme as recomendações do *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005), além de N-NH₄⁺, analisado segundo a metodologia proposta por Vogel (1981). Os valores médios obtidos até o momento estão apresentados na Tabela 4, disposta a seguir.

Tabela 4. Caracterização físico-química do esgoto antes e após o tratamento nos sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2 entre 2015 e 2025.

Parâmetros	Pós TS	WCV-FS1	WCV-FS2
DBO ₅ (mg. L ⁻¹)	264,6 ± 93,9	25,3 ± 10,8	39,0 ± 24,2
DQO (mg. L ⁻¹)	448,3 ± 176,5	36,7 ± 32,3	42,5 ± 24,9
pH	7,2 ± 0,5	6,0 ± 0,6	6,1 ± 0,7
SST (mg. L ⁻¹)	78,0 ± 63,1	3,1 ± 4,9	4,0 ± 4,6
NT (mg. L ⁻¹)	82,9 ± 31,7	35,3 ± 14,5	35,1 ± 11,5
N-NH ₄ ⁺ (mg. L ⁻¹)	54,2 ± 32,4	11,6 ± 8,4	14,0 ± 7,4
N-NO ₃ ⁻ (mg. L ⁻¹)	2,2 ± 1,7	16,8 ± 7,5	13,2 ± 8,3
P-PO ₄ ³⁻ (mg. L ⁻¹)	42,9 ± 14,3	10,4 ± 4,8	10,1 ± 6,6

Nota: número de amostras (n).

Fonte: Adaptado de Ribeiro T. (2025)

Conforme observado na Tabela 3, o Carbono Orgânico Total (COT) não é determinado diretamente nas campanhas de monitoramento, sendo a matéria orgânica caracterizada por meio das análises de DBO₅ e DQO. A DBO₅ corresponde à medida indireta da fração biodegradável do carbono orgânico. A DQO, por sua vez, representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química da matéria orgânica carbonácea, abrangendo tanto a fração biodegradável quanto a fração não biodegradável (Melo, 2022).

Por serem expressos em mg O₂·L⁻¹, esses parâmetros não permitem quantificar diretamente a massa de carbono presente no efluente. Contudo, diversos estudos demonstram a existência de uma relação aproximadamente linear entre a DQO e o COT. Para wetlands construídos, Brix (1990) propôs a relação apresentada na Equação 12.

$$COT = 0,34 \times DQO \quad [12]$$

Assim, com base nos dados históricos de DQO obtidos no monitoramento, foi possível estimar as concentrações de Carbono Orgânico Total ($\text{mg C}\cdot\text{L}^{-1}$) no afluente e no efluente de cada sistema WCV-FS.

Para os pontos P2 e P3, correspondentes à entrada do sistema e à saída do WCV-FS1, respectivamente, foram utilizados dados obtidos entre junho de 2015 e junho de 2025, totalizando 136 e 135 amostras, respectivamente.

Para o ponto P4, correspondente à saída do WCV-FS2, o período analisado foi menor, uma vez que esse sistema passou a operar em condição saturada apenas em 2019. Assim, foram considerados os dados coletados entre agosto de 2019 e junho de 2025, totalizando 42 amostras.

4.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Atualmente, não há uma padronização consolidada para a quantificação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em wetlands construídos. Nesse contexto, He X. (2025) realizou uma revisão bibliográfica dos métodos mais empregados para essa finalidade, classificando-os em dois principais grupos: (i) métodos baseados em unidades individuais e (ii) métodos baseados na planta como um todo (Anexo A)

No presente estudo, adotou-se o método do tipo (i), por meio da utilização de câmaras estáticas de fluxo. Esse método assume, de forma simplificada, que as emissões são uniformemente distribuídas na área total do wetland construído. Destaca-se que o foco da análise recai sobre a variabilidade temporal das emissões de GEE, e não sobre sua heterogeneidade espacial. Tal abordagem justifica-se pela ausência de um padrão consolidado para avaliação espacial das emissões, conforme discutido por Uggetti (2011), ao passo que existem diretrizes mais consistentes para a análise temporal. A câmara estática utilizada nas medições tem suas dimensões apresentadas na Figura 14 e na Tabela 5.

Figura 14. Vista superior e vista lateral da câmara estática utilizada no monitoramento das emissões gasosas com indicação de suas dimensões



Fonte: Autoria própria (2026)

Tabela 5. Dimensão da câmara estática de fluxo utilizada na medição dos gases.

Dimensões	Câmara
Largura (m)	0,42
Comprimento (m)	0,53
Altura total (m)	0,33
Área superficial (m ²)	0,22
Volume (L)	73,5

Fonte: Autoria Própria (2026)

Considerando que a absorção e o transporte de gases pelas macrófitas estão diretamente relacionados ao seu porte, bem como a heterogeneidade do desenvolvimento das plantas nas unidades experimentais, e ainda as limitações dimensionais da câmara estática, que não permitiam abranger a altura média da vegetação, optou-se por mensurar exclusivamente as emissões provenientes da superfície do solo. Dessa forma, não foram consideradas, nesta pesquisa, as emissões de CO₂ decorrentes da respiração das macrófitas, nem o transporte de CO₂ e CH₄ para a atmosfera por meio dos tecidos vegetais.

Portanto, para calcular o balanço de carbono desses sistemas, os fluxos de carbono associados à ventilação ($CH_{4_{ventilação}}$ e $CO_{2_{ventilação}}$) apresentados na Equação 11, foram desconsiderados. Consequentemente, o balanço de carbono foi simplificado para estimar a quantidade de carbono orgânico armazenado no wetland construído, conforme apresentado na Equação 13.

$$C_{orga.armazenada} = COT_{entrada} - (COT_{saída} + CO_{2difusão} + CH_{4difusão}) \quad [13]$$

4.2.1 Medição De Gases Em Wetlands Construídos Verticais Saturados

Para a detecção dos gases de efeito estufa foram utilizados dois equipamentos distintos, um destinado ao monitoramento contínuo das concentrações de CO₂ e outro à determinação das concentrações de CH₄.

As concentrações de CO₂, expressas em ppm, foram monitoradas utilizando a sonda Testo 0632 1535 IAQ Probe acoplada ao medidor multifuncional Testo 435. Já o gás CH₄ foi monitorado em porcentagem utilizando o analisador portátil de biogás LANDTEC BIOGAS5000.

Visando abranger um período amostral de 24 horas, o sensor responsável pela captação de CO₂ foi programado para realizar e registrar leituras a cada 5 minutos. O sensor foi então acoplado à câmara estática, procedendo-se às medições. Ao final de cada ensaio, foram obtidas 288 leituras.

O sensor utilizado para a detecção de CH₄ foi operado em frequência reduzida, em razão da ausência de *datalogger* no equipamento. Assim, o monitoramento do metano foi realizado por meio de leituras manuais a cada 15 minutos entre dois pulsos, acoplando-se, da mesma forma que no outro equipamento, o sensor à câmara estática. Ao final de cada ensaio, foram obtidas 12 leituras.

Para simplificação do tratamento dos dados, o sensor automático utilizando para apenas a medição de CO₂ será renomeada sensor 1 e a sensor manual que tem a capacidade de medir ambos das emissões de CH₄ e CO₂ será renomeada sensor 2.

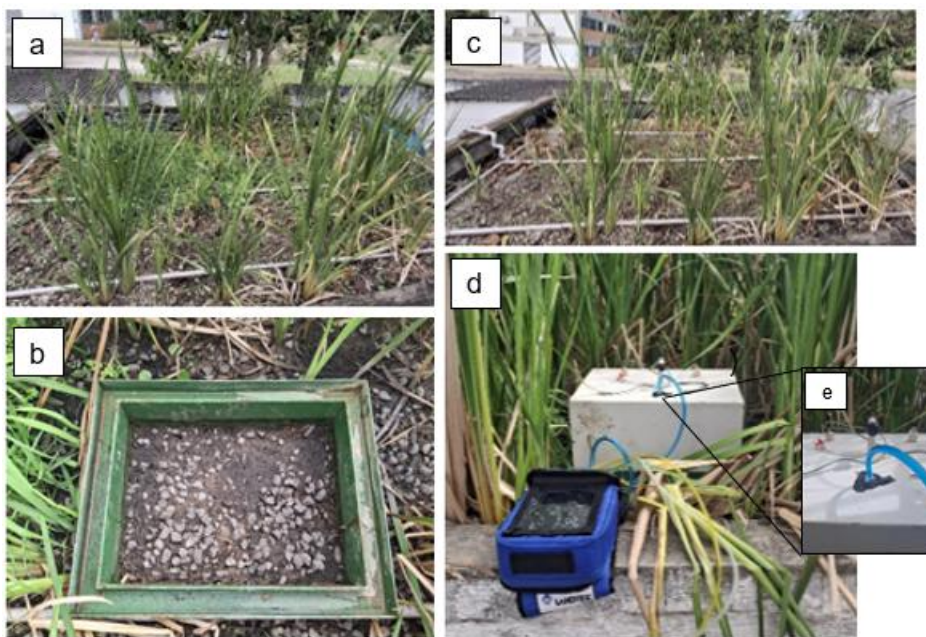
Assim, o protocolo de medição adotado foi ilustrado abaixo na Figura 15 e seguiu as etapas listadas a seguir:

1. Na presença significativa de vegetação invasora na unidade de wetland construído, realizou-se sua remoção em toda a área;
2. Selecionou-se uma área desprovida de macrófitas para a instalação da câmara estática;

3. Removeu-se a vegetação remanescente no local selecionado, de modo a expor apenas o solo, e a câmara foi inserida aproximadamente 1 cm no substrato, a fim de evitar trocas gasosas com o meio externo;
4. O sensor foi acoplado à câmara, garantindo-se sua vedação adequada por meio de material adesivo;
5. Para o sensor 2, foram realizadas medições em intervalos de 15 minutos;
6. Para o sensor 1, procedeu-se à programação prévia para aquisição contínua dos dados.

Esse protocolo foi designado especialmente para esse trabalho e no APÊNDICE A está representada o Protocolo De Operação Padrão ilustrando essas etapas descritas em cima. Para auxiliar na representação das etapas protocolares, fotografias foram registradas durante a montagem do aparato experimental e estão dispostas abaixo na Figura 15.

Figura 15. Fotografias das diferentes etapas de monitoramento dos GEE nos WCV-FS.



Nota: a) e b): Aparência do WCV-FS2, respectivamente, antes e após remoção das plantas invasores; c) Local de medição no FS2; d) Medição dos GEE, no WCV-FS1, com a sensor manual; e) Zoom sobre a conexão entre câmara e sensor de gases que está feita com adesivo.

Fonte: Autoria própria (2026).

4.3 TRATAMENTO DE DADOS

4.3.1 Padronização De Unidades

No contexto da avaliação do balanço de carbono é necessário converter cada fluxos integrados ao balanço na mesma unidade. A literatura científica impõe como unidade padrão um fluxo de massa de equivalente carbono ($\frac{\Delta m_C}{\Delta t}$) por unidade de área (m^2) e por unidade de tempo (dia) (BRIX H., 1990), conforme apresentado na Equação 14.

$$F = \frac{\Delta m_C}{\Delta t} \frac{1}{A} \quad [14]$$

O sensor de dióxido de carbono identifica as concentrações do gás em ppm, unidade que no presente estudo corresponde a uma concentração em volume, conforme Equação 15.

$$C_1 = \frac{V_{CO_2}}{V_{câmara}} \times 10^6 \quad [15]$$

Onde:

C_1 : Concentração de CO₂ em ppm medido pelo sensor n°1

V_{CO_2} : Volume de CO₂ (L);

$V_{câmara}$: Volume da câmara a fluxo = 73,5 L (Quadro 4)

O sensor de metano identifica a concentração do gás em porcentagem (%), conforme apresentado na Equação 16. Como esse sensor possui uma faixa de detecção voltada para concentrações mais elevadas em comparação ao sensor de dióxido de carbono, torna-se necessário aplicar um fator de conversão de 10^4 para converter os valores expressos em ppm para porcentagem, permitindo a comparação entre as medições de dióxido de carbono obtidas pelos dois sensores, conforme mostrado na Equação 17.

$$C_2 = \frac{V_{gases}}{V_{câmara}} \times 10^2 \quad [16]$$

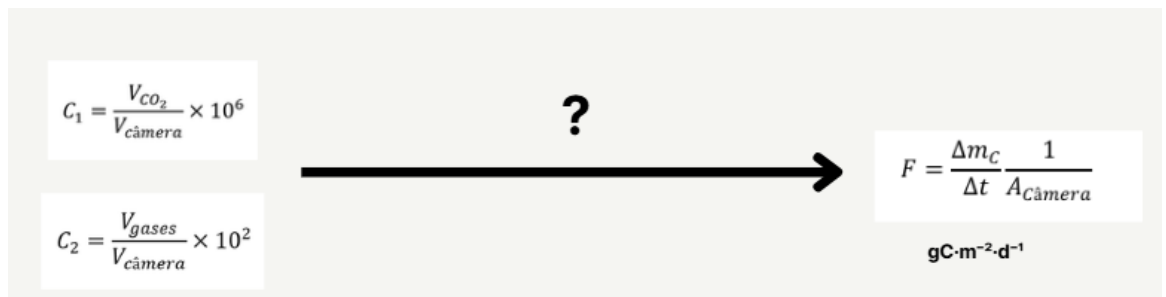
$$C_2 = \frac{C_1}{10^4} \quad [17]$$

Onde:

C_2 : Concentração de CO_2 em % medido pelo sensor n°2

O objetivo desta secção é desenvolver uma fórmula para determinar um fluxo do tipo apresentado na Equação 14 a partir das Equações 15 ou 16, conforme ilustrado na Figura 16.

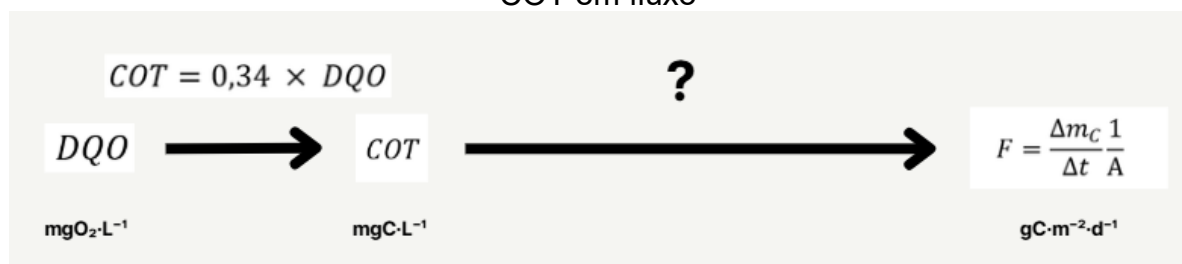
Figura 16. Fluxograma metodológica do tratamento de dados das concentrações de gases em fluxo



Fonte: Autoria Própria (2026)

O COT corresponde à concentração mássica de carbono na solução testada, sendo expresso em $\text{mgC} \cdot \text{L}^{-1}$. Nesse contexto, é necessário converter essa concentração em um fluxo (Equação 14) para estabelecer o balanço de carbono. A metodologia adotada para essa conversão é ilustrada na Figura 17.

Figura 17. Fluxograma metodológica do tratamento de dados das concentrações de COT em fluxo



Fonte: Autoria Própria (2026)

A Equação 18 permite de calcular o fluxo de massa de carbono corresponde às concentrações de COT medidas, considerando uma vazão constante no momento do pulso de alimentação.

$$F_{COT} = COT \times Q \times \frac{1}{1000 * A_{WCV-FS}} \quad [18]$$

Onde:

COT : concentração de Carbono Orgânico Total (mgC.L^{-1}),

Q : vazão de bombeamento do pulso (30 L.min^{-1})

A_{WCV-FS} : área superficial do sistema de tratamento = $7,5 \text{ m}^2$ (Quadro 1)

A partir da definição de volume molar, é possível determinar a quantidade de matéria n , a partir do volume de CO_2 (V_{CO_2}), conforme apresentado nas Equações 19 e 20, dispostas a seguir.

$$V_{m\text{CO}_2} = \frac{V_{\text{CO}_2}}{n_{\text{CO}_2}} \quad [19]$$

$$\rightarrow n_{\text{CO}_2} = \frac{V_{\text{CO}_2}}{V_{m\text{CO}_2}} \quad [20]$$

Onde:

n_{CO_2} : quantidade de matéria de dióxido de carbono (mol),

$V_{m\text{CO}_2}$: Volume molar do dióxido de carbono (L.mol^{-1})

Para determinar o volume molar do dióxido de carbono e do metano, consideramos ele como gases ideais e então pela equação dos gases ideais (Equação 21) o volume molar depende apenas da temperatura e da pressão, e não da natureza do gás. Ou seja $V_{m\text{CO}_2} = V_{m\text{CH}_4} = V_m$

$$PV = nRT \quad [21]$$

Onde:

P : Pressão do gás (Kpa)

V : Volume do gás (L)

n : Quantidade de matéria do gás (mol)

R : Constante dos gases ideais = $8,314 \text{ KPa.L.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$

T : Temperatura em Kelvin (K)

Como os sensores registram a temperatura em graus Celsius ($^{\circ}\text{C}$) e a pressão em hectopascal (hPa), é necessário converter essas grandezas para as unidades compatíveis com a Equação 21. As conversões são apresentadas nas Equações 22 e 23.

$$T(K) = T(^{\circ}\text{C}) + 273,15 \quad [22]$$

$$P(KPa) = \frac{P(hPa)}{10} \quad [23]$$

Substituindo essas relações na equação dos gases ideais, obtém-se o volume molar nas condições de monitoramento (Equação 24):

$$V_m = \frac{V}{n} = \frac{R \times T(K)}{P(Kpa)} = \frac{R \times (T(^{\circ}\text{C}) + 273,15)}{P(hPa) \times 10} \quad [24]$$

Incluindo a Equação 15 na Equação 20, é possível quantificar a quantidade de matéria a partir da concentração de gases, resultando na Equação 25, abaixo.

$$n_{CO_2} = \frac{C_1 \times V_{c\grave{a}mera}}{10^6} \times \frac{1}{V_{m_{CO_2}}} \quad [25]$$

Contudo, o foco permanece apenas na quantidade do carbono presente no CO_2 . Assim, faz-se necessário converter a quantidade de matéria de CO_2 em quantidade de matéria de carbono, utilizando a razão entre as massas molares, conforme apresentado abaixo, na Equação 26. Em seguida, substituindo a Equação 25 na Equação 26, obtém-se a Equação 27, também disposta abaixo.

$$n_C = n_{CO_2} \times \frac{M_C}{M_{CO_2}} = n_{CO_2} \times \frac{M_C}{M_C + 2M_O} \quad [26]$$

$$n_C = \frac{C_1 \times V_{c\grave{a}mera}}{10^6} \times \frac{1}{V_{m_{CO_2}}} \times \frac{M_C}{M_C + 2M_O} \quad [27]$$

Onde:

M_C : Massa molar do Carbono = 12 g.mol⁻¹

M_O : Massa molar do Oxigênio = 16 g.mol⁻¹

A massa molar, definida como a razão entre massa e quantidade de matéria, permite determinar a massa de carbono a partir da quantidade de matéria calculada, conforme mostrado na Equação 28. Posteriormente, substituindo a Equação 27 na Equação 28, tem-se a Equação 29.

$$M_C = \frac{m_C}{n_C} \rightarrow m_C = n_C \times M_C \quad [28]$$

$$m_C = \frac{C_1 \times V_{c\grave{a}mera}}{10^6} \times \frac{1}{V_{m_{CO_2}}} \times \frac{M_C^2}{M_C + 2M_O} \quad [29]$$

Por fim, o fluxo de carbono gerado pela emissão de CO₂, pode ser expresso pela inclusão da Equação 29 na equação de fluxo, resultando na Equação 30.

$$F_{CO_2} = \frac{\Delta C_1}{\Delta t} \times \frac{V_{c\grave{a}mera}}{A_{c\grave{a}mera} \times 10^6 \times V_m} \times \frac{M_C^2}{M_C + 2M_O} \quad [30]$$

Com base no mesmo raciocínio e sabendo que o sensor manual medi em % e não em ppm, a fórmula de conversão para o fluxo de metano CH₄ será:

$$F_{CH_4} = \frac{\Delta C_2}{\Delta t} \times \frac{V_{c\grave{a}mera}}{A_{c\grave{a}mera} \times 10^2 \times V_m} \times \frac{M_C^2}{M_C + 4M_H} \quad [31]$$

Onde:

M_C : Massa molar do Carbono = 12 g.mol⁻¹

M_H : Massa molar do Hidrogênio = 1 g.mol⁻¹

C_{CH_4} : Concentração do metano em % medido pelo sensor 2

4.3.2 Cálculo Do Armazenamento

Assumiu-se que os wetlands constituem sistemas fechados do ponto de vista do balanço de carbono, ou seja, que não existem fontes ou sumidouros adicionais de carbono além daqueles já contabilizados pelos fluxos de COT afluente, COT efluente, CO₂ e CH₄. Dessa forma, a quantidade de carbono armazenado corresponde ao termo residual do balanço de massa apresentado na Equação 13.

Será determinado três cenários para cada fluxo de carbono do balanço já determinado: (i) o valor médio; (ii) o valor mínimo; e (iii) o valor máximo potencial, correspondentes à média $\pm$ desvio padrão. A partir dessa abordagem será estimada uma faixa de variação para o carbono armazenado nos sistemas, calculando-se os cenários mínimo, médio e máximo.

As Equações 32, 33 e 34 apresentam o procedimento utilizado para determinar o valor médio e o desvio-padrão do carbono armazenado a partir dos cenários mínimo e máximo obtidos.

$$C_{armazenado} = \underline{C_{armazenda}} \pm DP(C_{armazenado}) \quad [32]$$

$$\underline{C_{armazenda}} + DP(C_{armazenado}) = MAX (C_{armazenado}) \quad [33]$$

$$\underline{C_{armazenda}} - DP(C_{armazenado}) = MIN (C_{armazenado}) \quad [34]$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CONCENTRAÇÃO DE GASES

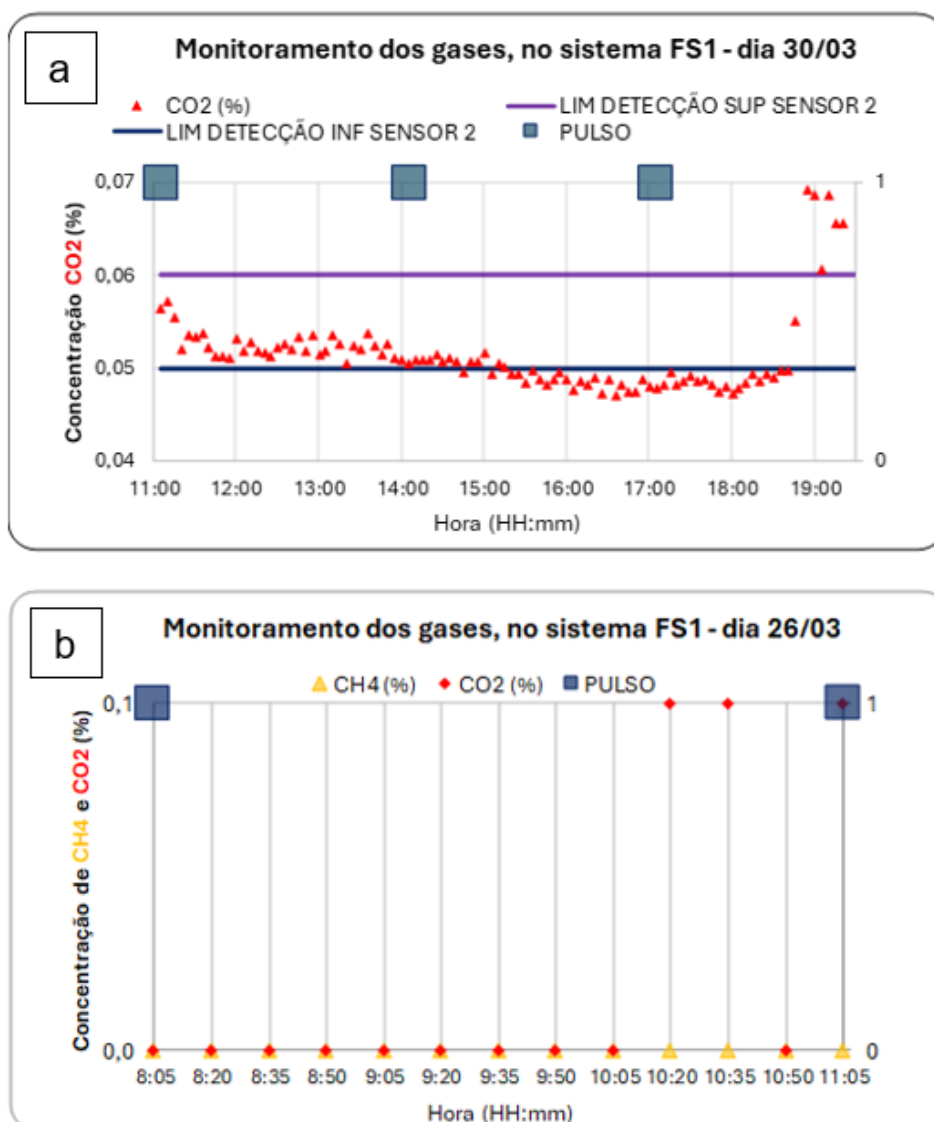
A Figura 18 apresenta a evolução temporal das concentrações de CO_2 registradas no interior da câmara estática posicionada sobre a superfície do sistema WCV-FS1, obtidas por meio dos dois tipos de sensores a disposição. As medições foram feitas o dia 30 de março pelo sensor 1 e dia 26 de março pelo sensor 2.

Conforme observado na Figura 18b, as concentrações de CH_4 no sistema WCV-FS1 permaneceram abaixo da faixa de detecção do sensor durante todo o período monitorado. Em relação ao CO_2 , o Sensor 2 apresentou comportamento praticamente binário, registrando concentrações de 0% ou 0,1%. Esse padrão pode ser explicado pela própria resolução do equipamento, cuja faixa mínima de detecção situa-se entre aproximadamente 500 ppm (0,05%) e 600 ppm (0,06%), fazendo com que concentrações inferiores não sejam registradas e valores próximos a esse limite sejam reportados como 0,1%.

Em contrapartida, o Sensor 1, que apresenta maior sensibilidade e fornece resultados diretamente em ppm, permitiu detectar concentrações intermediárias e acompanhar variações mais sutis ao longo do período de monitoramento.

De maneira geral, na Figura 18a observa-se que as concentrações de CO_2 permaneceram baixas durante toda a campanha experimental. No dia 30 de março, por exemplo, a concentração média medida no interior da câmara instalada no sistema FS1 foi de 521 ppm, valor aproximadamente 100 ppm superior à concentração atmosférica de referência (420 ppm). Esse resultado sugere que, embora tenha ocorrido emissão de CO_2 , sua magnitude foi reduzida.

Figura 18. Representação gráfica realizada a partir de dados amostrados de CO₂ e CH₄ utilizando o (a) sensor 1 e (b) sensor 2 no sistema WCV-FS1



Fonte: Autoria própria (2026)

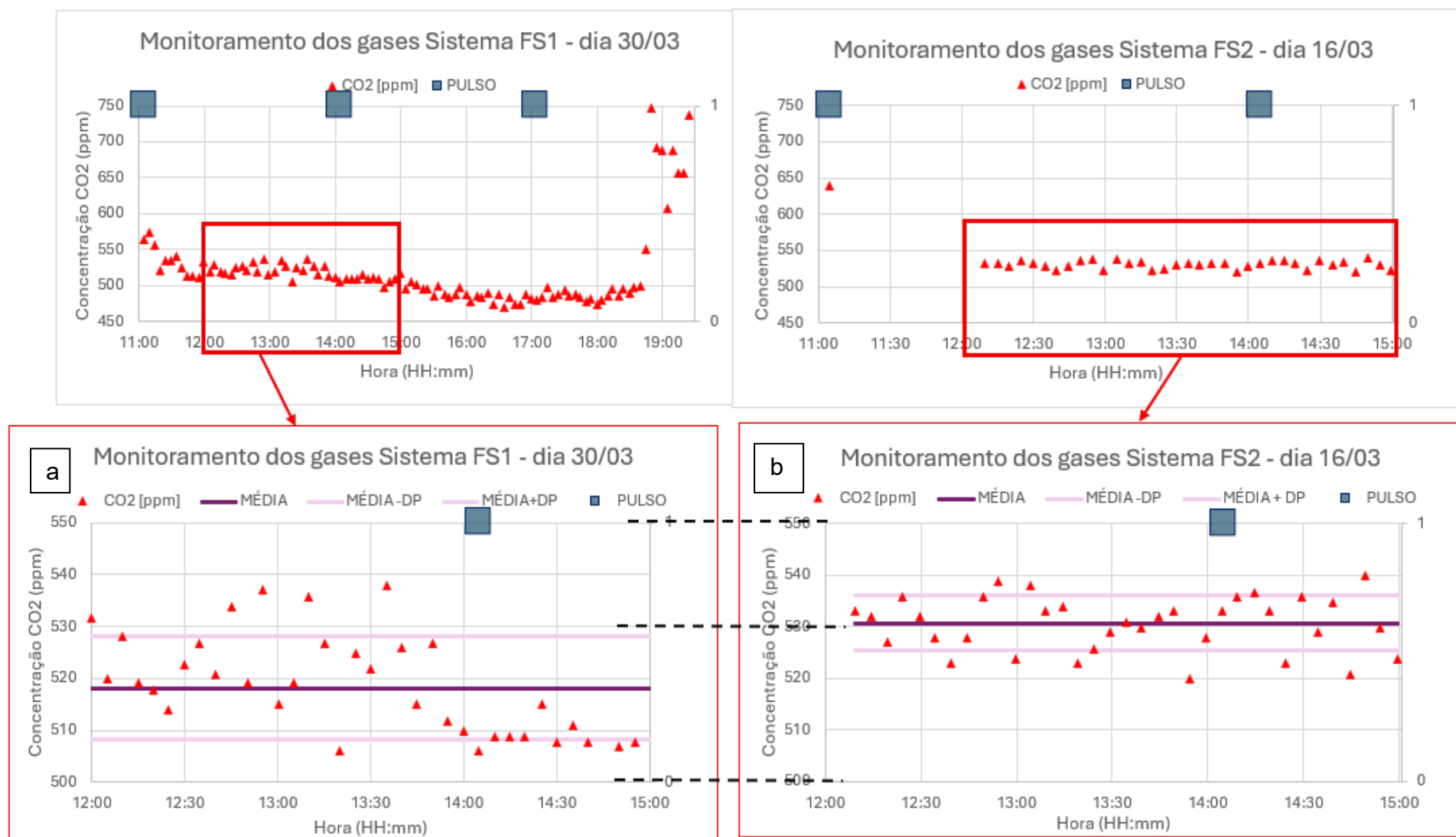
Observa-se ainda que, ao final das medições, o Sensor 2 registrou concentrações de 0,1%. Considerando que a câmara de fluxo opera em sistema fechado, espera-se que, caso o wetland atue como fonte de carbono, ocorra acúmulo gradual de CO₂ em seu interior ao longo do tempo. Assim, os registros observados pelo Sensor 2 são consistentes com a hipótese de emissão de CO₂ pelo sistema durante determinados períodos de monitoramento. No entanto, devido à baixa resolução do equipamento, essa interpretação deve ser analisada com cautela e complementada pelos dados obtidos pelo Sensor 1.

Segundo Brinkert (2019), o sistema WCV-FS, objeto de estudo, não apresentava recarga completa de oxigênio entre os pulsos de alimentação. Dessa forma, a concentração de oxigênio dissolvido tendia a diminuir progressivamente ao longo dos ciclos operacionais, indicando que o sistema permanecia em condições mais redutoras após sucessivos pulsos.

Considerando esse comportamento e buscando minimizar possíveis influências das variações diárias na disponibilidade de oxigênio, optou-se por comparar as concentrações de CO₂ registradas pelo Sensor 1 em um mesmo intervalo horário para ambos os sistemas. Assim, foram selecionados os dados compreendidos entre 12 h e 15 h, período para o qual havia medições válidas e simultâneas nos sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2.

A Figura 19 apresenta a evolução das concentrações de CO₂ registradas nesse intervalo para o sistema WCV-FS2, no dia 16 de março, e para o sistema WCV-FS1, no dia 30 de março.

Figura 19. Análise comparativa das concentrações de dióxido de carbono entre 12h e 15h, do dia 30/03 para o sistema WCV-FS1 (a) e dia 16/03 para o sistema WCV-FS2 (b)



Fonte: Autoria própria (2026)

No sistema WCV-FS1 observa-se uma tendência de redução da concentração de CO₂ no interior da câmara das 11h até as 18h, antes de elevar-se por volta das 19h. Esse comportamento pode indicar um consumo de CO₂ pelo sistema das 11h até as 18h, possivelmente associado à atividade da comunidade microbiana presente no WC. Entretanto, devido ao número reduzido de observações disponíveis, essa hipótese não pôde ser verificada estatisticamente.

Por outro lado, o sistema WCV-FS2 apresentou concentrações estáveis durante o mesmo intervalo de monitoramento, sem tendência evidente de aumento ou diminuição ao longo do tempo.

Embora não tenha sido observada uma tendência clara de evolução temporal da concentração de CO₂ em ambos os sistemas, a concentração média registrada no WCV-FS2 foi ligeiramente superior à observada no WCV-FS1, correspondendo a 531 ± 5 ppm e 518 ± 10 ppm, respectivamente.

Entretanto, considerando a sobreposição dos desvios-padrão das medições e a ausência de testes estatísticos específicos, não é possível afirmar que exista diferença significativa entre os sistemas. Esse resultado é coerente com os desempenhos observados para remoção de matéria orgânica, uma vez que as eficiências médias de remoção de DQO e DBO₅ também não apresentaram diferenças expressivas entre as duas unidades experimentais (Tabela 4).

5.2 FLUXOS DE CARBONO NOS WETLANDS ESTUDADOS

5.2.1 Fluxos De Carbono Orgânico Total (COT)

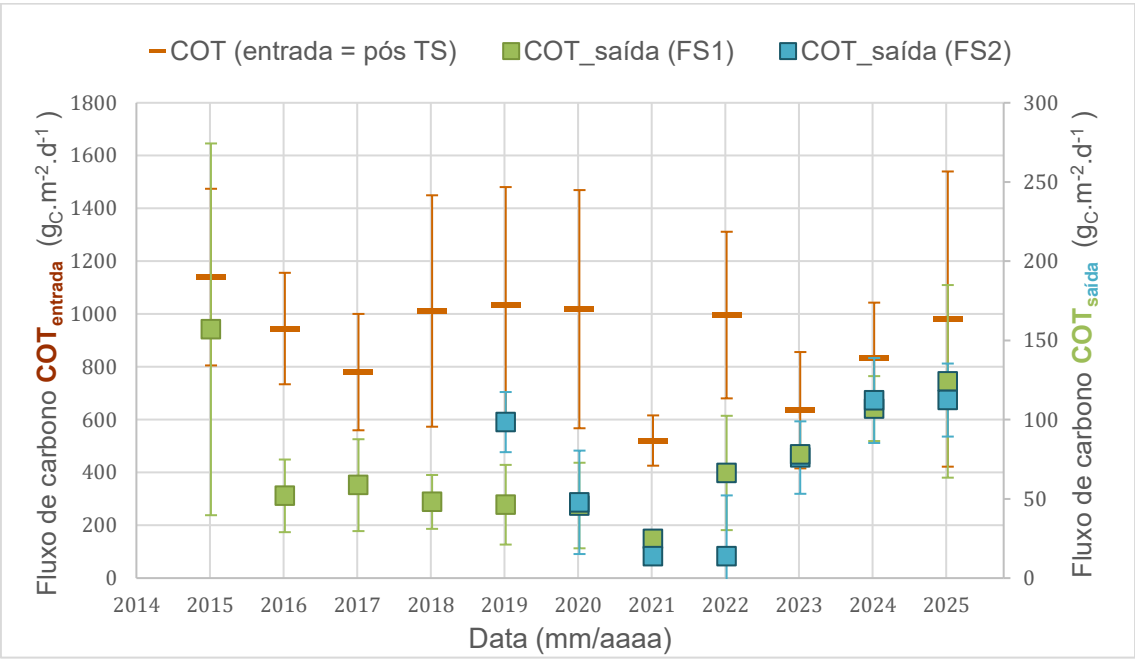
Para a determinação dos fluxos de Carbono Orgânico Total (COT), foram utilizados os dados históricos de DQO obtidos no monitoramento da EETE nos pontos P2, P3 e P4 (Figura 13).

Como o monitoramento de rotina não contempla análises de COT, as concentrações foram estimadas por meio da relação linear entre DQO e COT apresentada na Equação 12. A partir dessa conversão, foi possível calcular os

fluxos médios de carbono orgânico total afluente e efluente de cada unidade experimental, conforme a Equação 18.

A Figura 20 apresenta os fluxos médias anuais de COT, com os desvios-padrões associadas, na entrada dos sistemas (COT_{entrada}) e na saída de cada unidade experimental.

Figura 20. Fluxos de Carbono Orgânico Total (COT) de entrada e saída de cada sistema WCV-FS.



Fonte: Autoria própria (2026) utilizando dados do GESAD (2025)

A Figura 20 mostra que os fluxos de COT afluentes permaneceram estáveis ao longo do período analisado, apresentando valor médio de $833 \pm 389 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Essa estabilidade indica que as variações observadas nos fluxos efluentes estão mais relacionadas ao desempenho dos sistemas do que a alterações significativas na carga orgânica de entrada.

Os fluxos médios de COT efluente foram de $67 \pm 64 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para o sistema WCV-FS1 e $77 \pm 46 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para o sistema WCV-FS2. Esses valores são bastante próximos e corroboram os resultados apresentados na Tabela 3, que indicaram eficiências de remoção de DQO semelhantes para ambos os sistemas.

Considerando a magnitude dos desvios-padrão observados e a proximidade entre as médias, não se evidencia uma diferença expressiva entre

os fluxos de COT efluente das duas unidades experimentais. Esse resultado sugere que os diferentes regimes de alimentação avaliados não exerceram influência significativa sobre a remoção da matéria orgânica carbonácea e, conseqüentemente, sobre os fluxos de carbono orgânico na saída dos sistemas.

5.2.2 Fluxo De CO₂

A partir da variação temporal das concentrações de CO₂, da temperatura (°C) e da pressão atmosférica (kPa) registradas no interior da câmara estática, foram calculados os volumes molares dos gases emitidos conforme a Equação 24. Posteriormente, esses valores foram convertidos em fluxos de carbono expressos em massa de carbono por unidade de área e tempo, conforme a Equação 30.

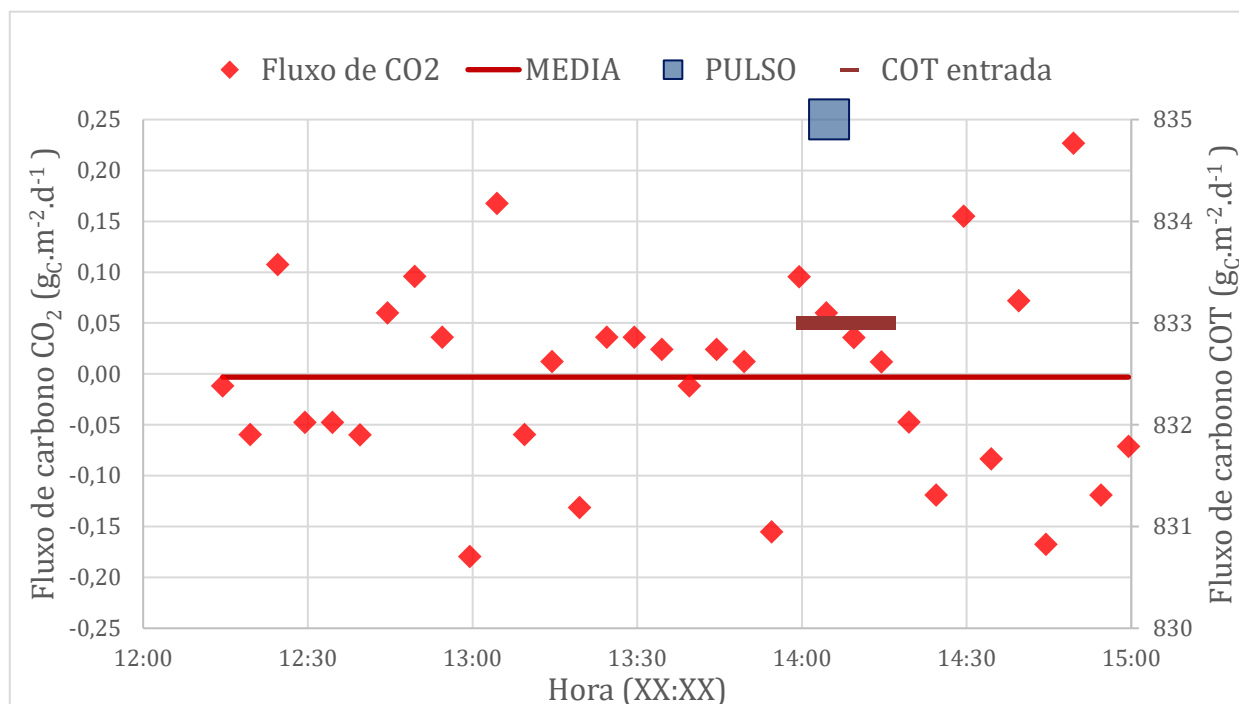
As Figuras 21 e 22 apresentam os fluxos de carbono associados ao CO₂ para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2, respectivamente, bem como o aporte de carbono orgânico total (COT) decorrente do pulso de alimentação realizado às 14h05.

Os resultados obtidos mostram que ambos os sistemas alternaram períodos de emissão e de absorção de CO₂ ao longo do monitoramento. Como consequência, os fluxos médios obtidos foram próximos de zero, indicando ausência de emissão líquida durante o período avaliado.

Não foram observadas alterações evidentes nos fluxos imediatamente após o pulso de alimentação realizado às 14h05, sugerindo que esse evento não provocou uma resposta instantânea detectável nas emissões de CO₂ durante o período monitorado.

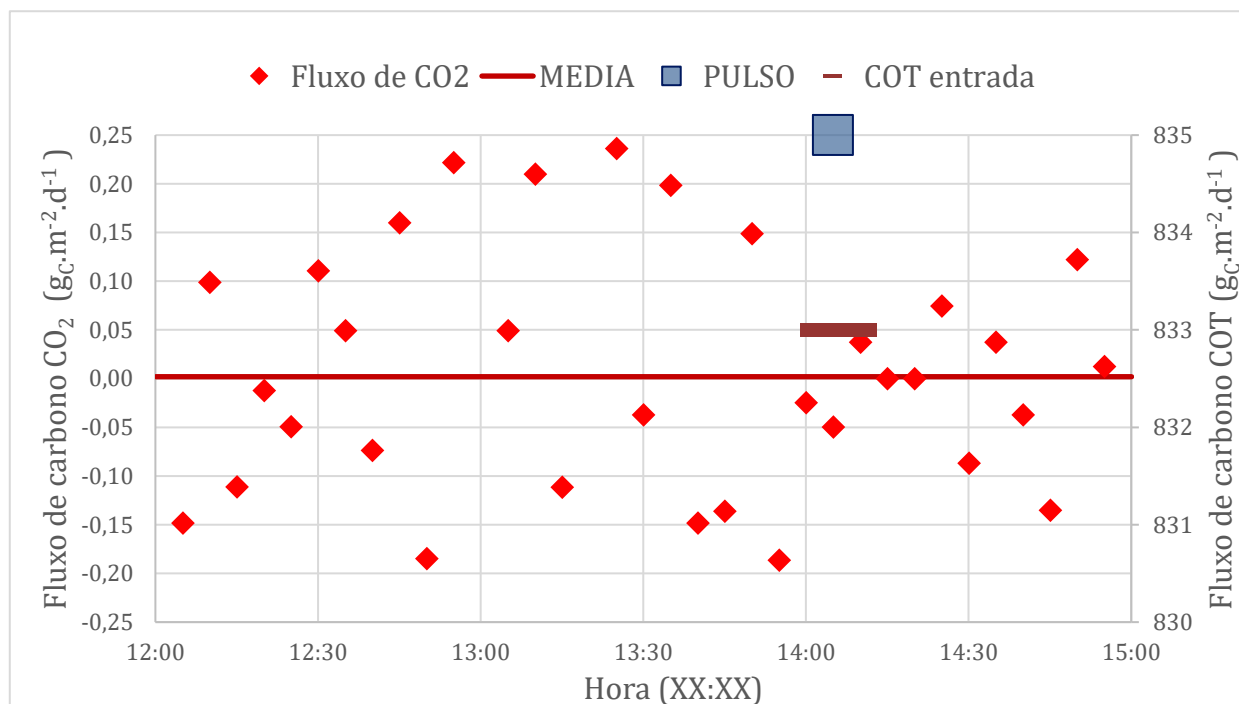
Esses resultados sugerem que, nas condições operacionais avaliadas, os WCV-FS alternam entre comportamento de fonte e de sumidouro de carbono ao longo do dia, resultando em um fluxo médio praticamente nulo e que o fluxo de dióxido de carbono independe dos pulsos de alimentação.

Figura 21. Fluxo de dióxido de carbono e do COT afluente durante o pulso, em carbono-equivalente, no sistema WCV-FS1, dia 30 de março.



Fonte: Autoria própria (2026)

Figura 22. Fluxo de dióxido de carbono e do COT afluente durante o pulso, em carbono equivalente, no sistema WCV-FS2, dia 16 de março.



Fonte: Autoria própria (2026)

5.2.3 Fluxo De CH₄

Conforme discutido na Seção 5.1, a faixa de detecção do sensor manual utilizado para monitoramento de CH₄ não permitiu identificar concentrações no interior da câmara estática. Dessa forma, não foi possível determinar experimentalmente os fluxos de metano a partir das medições realizadas durante a campanha de monitoramento.

Entretanto, a ausência de detecção não implica necessariamente ausência de emissão. Nesse contexto, é possível estimar o fluxo máximo de CH₄ que poderia ocorrer sem ser detectado pelo equipamento. Para isso, foram consideradas diferentes variações hipotéticas de concentração abaixo do limite de detecção do sensor, as quais foram convertidas em fluxos de massa de carbono utilizando as mesmas condições operacionais adotadas para o cálculo dos fluxos de CO₂.

As emissões de metano correspondentes a essas variações potenciais de concentração são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Emissões de CH₄ associadas a variações de concentração potencialmente não detectadas pelo sensor manual.

Diferença de concentração potencialmente não detectada pelo sensor automático (ppm)	Emissão CH ₄ (gC.m ⁻² .d ⁻¹)
0	0
50	2
100	4
150	5
200	7
250	9
300	11
350	12
400	14
450	16
500	18
550	19
600	21

Fonte: Autoria Própria (2026)

Considerando o limite mínimo de detecção do equipamento (600 ppm) e o intervalo de tempo entre cada medição (15 min), o fluxo máximo que poderia ocorrer sem ser identificado corresponderia a aproximadamente $21 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, assumindo uma temperatura média de $21 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e pressão atmosférica de 101,325 kPa.

Embora esse cenário seja possível, sua ocorrência é considerada pouco provável. As concentrações de CO_2 observadas durante o monitoramento permaneceram muito abaixo desse limite, indicando que variações de concentração da ordem de 600 ppm dificilmente ocorreriam nos sistemas avaliados. Além disso, a partir das revisões bibliográficas da literatura (Li et al., 2025; Mander et al. 2014) e conforme Secção 3.3.1, foi demonstrada que as emissões de metano são, de maneira geral, menores que as de dióxido de carbono (Figura 9). Portanto, é pouco provável observar uma emissão de $21 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CH_4 em conjunto a uma emissão próximo a zero de CO_2 .

Diante da impossibilidade de quantificar experimentalmente os fluxos de metano e da baixa plausibilidade do cenário máximo estimado, optou-se por buscar relação empírica entre carga de carbono orgânico total afluente ($\text{COT}_{\text{entrada}}$) e as emissões de CO_2 , CH_4 para estimar o balanço de carbono.

5.3 COMPARAÇÃO COM OS DADOS DA LITERATURA

A revisão bibliográfica de Mander et al. (2014) é a única que reúne os resultados individuais dos 158 estudos publicados entre 1994 e 2013, classificando-os de acordo com o tipo de efluente tratado e a configuração do wetland construído. A partir desses dados, os autores determinaram uma relação entre a carga de carbono orgânico total afluente ($\text{COT}_{\text{entrada}}$) e as emissões de CH_4 , mas não identificaram claramente a natureza dessa relação. Com base nessa revisão, foram selecionados os estudos referentes a wetlands construídos verticais (WCV) que tratam esgoto doméstico, com o objetivo de analisar a relação entre o COT afluente e as emissões de CO_2 e CH_4 , buscando uma ferramenta para estimar as emissões do sistema avaliado neste trabalho.

A Tabela 7 apresenta os resultados dos quatros estudos identificados.

Tabela 7. Emissões de metano e dióxido de carbono em quatro wetlands construídos verticais (WCV) tratando esgoto doméstico e respectivos parâmetros associados.

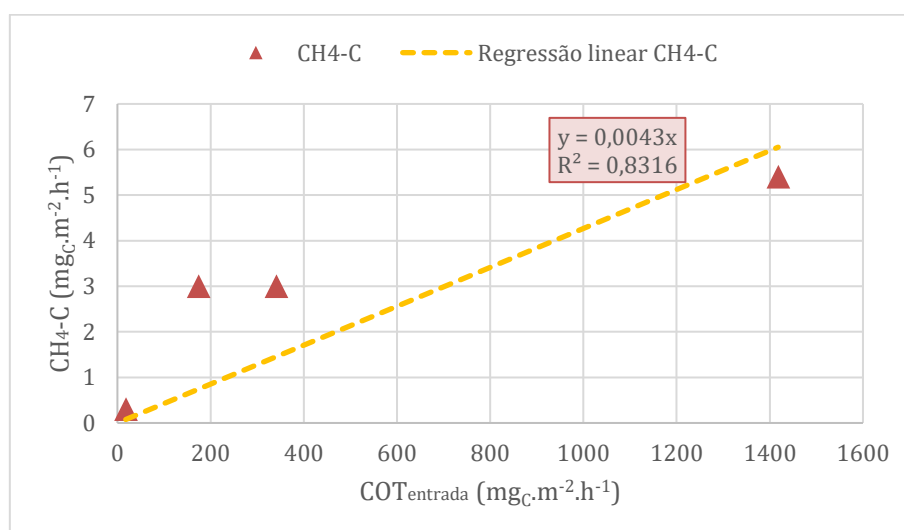
Clima	Macrófitas	Ano	COT _{entrada}	CO ₂ -C	CH ₄ -C	CO ₂ -C/ COT _{entrada}	CH ₄ -C/ COT _{entrada}
			(mg _C .m ⁻² .h ⁻¹)			(%)	
T/B	<i>P. australis</i>	2003	341	208	3	61,00	0,88
B	-	2001	1418	127	5,4	8,69	0,38
T/Q	<i>P. australis</i>	2006	17,9	-	0,30	-	1,68
T/Q	<i>P. australis</i>	2003	174	-	3	-	1,73

Nota: Zonas climáticas: T – temperada, B – boreal, Q – quente. | CH₄-C: Emissões de metano | CO₂-C: Emissões de dióxido de carbono | COT_{entrada}: carga de carbono orgânico total na entrada | CO₂-C / COT_{entrada} e CH₄-C / COT_{entrada}: fator de emissão

Fonte: Adaptado de Ülo Mander et al. (2014)

O fator de emissão CO₂-C / COT_{entrada} foi calculado neste trabalho; entretanto, como apenas duas medições de CO₂ estavam disponíveis, não foi possível estabelecer uma relação entre as emissões desse gás e a carga de carbono orgânico afluyente. Para o CH₄, foram obtidas quatro observações, permitindo o ajuste de uma regressão linear entre as emissões de metano e o COT_{entrada} apresentada na Figura 23. A regressão resultou em um coeficiente de determinação (R²) de 0,83, indicando boa aderência aos dados disponíveis.

Figura 23. Gráfico das emissões de metano em função da taxa de carga de matéria orgânica total e sua regressão linear associada



Fonte: Autoria Própria (2026) utilizando dados de Ülo Mander et al. (2014).

Contudo, como o modelo apresentado na Equação 35 foi desenvolvido a partir de apenas quatro observações extraídas da literatura, seus resultados

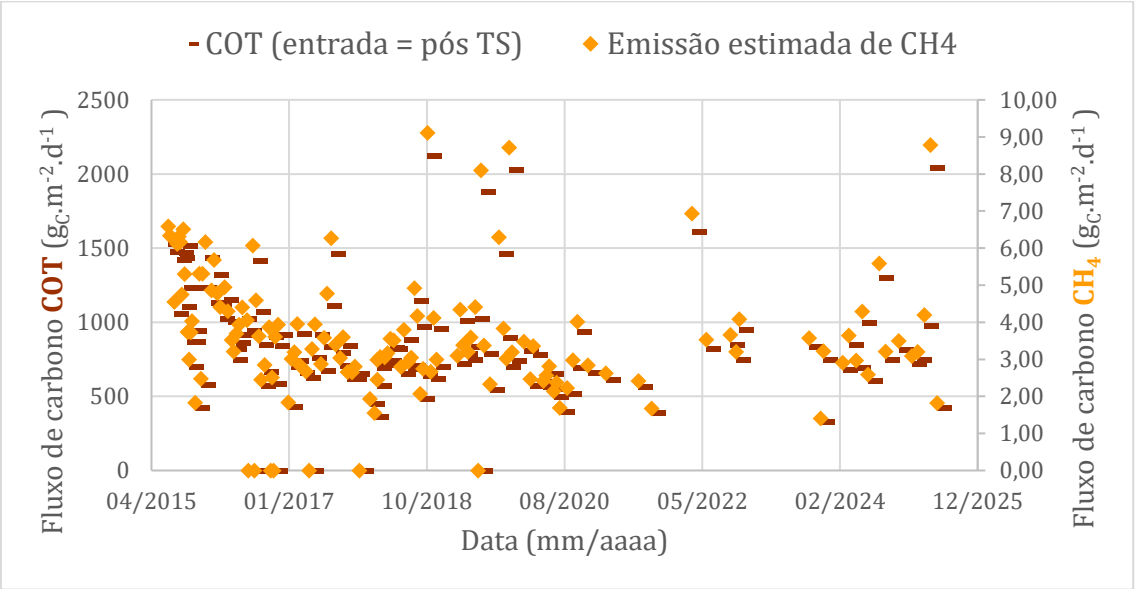
devem ser interpretados com cautela, constituindo uma estimativa preliminar das emissões de metano. A incorporação de novos dados experimentais será necessária para validar e aprimorar sua aplicação em wetlands construídos.

$$CH_4 - C = 0,0043 COT_{entrada} \quad [35]$$

Apesar dessa limitação, a relação foi empregada no presente trabalho para estimar as emissões de CH₄ dos sistemas estudados. A Figura 24 apresenta os fluxos de metano estimados para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2. Ressalta-se que o modelo foi desenvolvido exclusivamente para wetlands construídos de escoamento subsuperficial vertical e considera apenas a carga afluyente de carbono orgânico como variável explicativa. Dessa forma, possíveis influências do regime de alimentação sobre as emissões de CH₄ não são contempladas pela relação utilizada.

Com base nessa estimativa e nos fluxos de carbono orgânico afluyente observados em cada sistema, foi obtido um fluxo médio de emissão de 3,58 ± 1,67 g C·m⁻²·d⁻¹ para ambos os WCV-FS.

Figura 24. Emissões estimadas de metano (CH₄) para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2.



Fonte: Autoria Própria (2026)

5.4 BALANÇO DE CARBONO

As Tabelas 8 e 9 apresentam os valores mínimos, médios e máximos dos fluxos de carbono utilizados no balanço, bem como as estimativas correspondentes de carbono armazenado, calculado a partir da Equação 13, para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2, respectivamente.

Tabela 8. Valores mínimos, médios e máximos dos diferentes fluxos de carbono integrada no balanço de carbono do sistema WCV-FS1.

	$COT_{entrada}$ ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	COT_{saida} ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	CH_4 ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	CO_2 ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	$C_{armazenado}$ ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
MIN	389	3	1,91	-0,14	384
MÉDIA	833	67	3,58	0,00	762
MAX	1222	131	5,25	0,14	1086

Fonte: Autoria Própria (2026)

Tabela 9. Valores mínimos, médios e máximos dos diferentes fluxos de carbono integrada no balanço de carbono do sistema WCV-FS2

	$COT_{entrada}$ ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	COT_{saida} ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	CH_4 ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	CO_2 ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	$C_{armazenado}$ ($g_c \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
MIN	389	31	1,91	- 0,10	356
MÉDIA	833	77	3,58	- 0,00	752
MAX	1222	123	5,25	0,10	1094

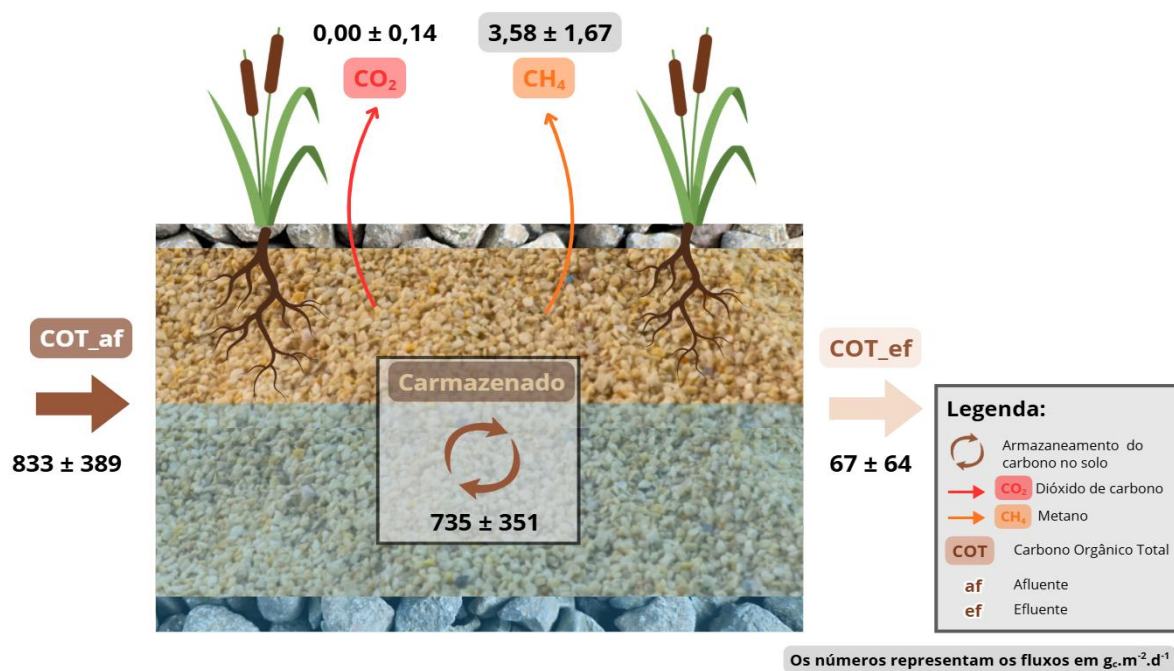
Fonte: Autoria Própria (2026)

A partir dos cenários mínimo e máximo apresentados nas Tabelas 8 e 9, foi possível estimar um valor médio e um desvio-padrão teóricos para o carbono armazenado em cada sistema, conforme Equação 32, 33 e 34.

Os resultados indicam um armazenamento líquido de carbono de aproximadamente $735 \pm 351 \text{ g C} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ para o sistema WCV-FS1 e $725 \pm 369 \text{ g C} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ para o sistema WCV-FS2.

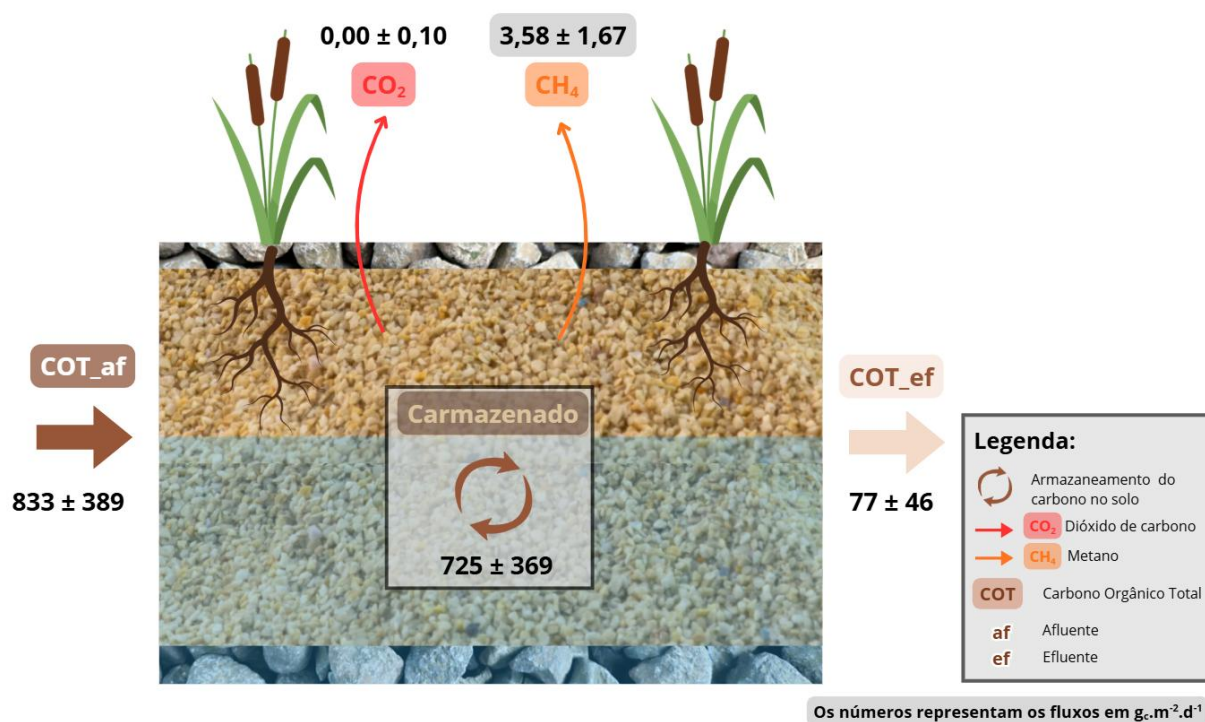
As Figuras 25 e 26 apresentam, de forma esquemática, os balanços de carbono dos sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2, respectivamente.

Figura 25. Balanço de Carbono durante o pulso de 14h05 do dia 30 de março do sistema WCV-FS1



Fonte: Autoria Própria (2026)

Figura 26. Balanço de Carbono durante o pulso de 14h05 do dia 16 de março do sistema WCV-FS2



Fonte: Autoria Própria (2026)

Assim, os balanços de carbono calculados para os sistemas WCV-FS1 e WCV-FS2 mostraram-se bastante semelhantes, indicando que, nas condições operacionais avaliadas, o regime de alimentação não exerceu influência perceptível sobre o balanço global de carbono.

6. CONCLUSÃO

O estudo desenvolveu e aplicou um protocolo padronizado para o monitoramento de CO₂ e CH₄ em duas unidades experimentais de wetlands construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS) do GESAD/UFSC. O protocolo permitiu estimar de modo preliminar o balanço de carbono e a avaliação da influência do regime de alimentação sobre as emissões gasosas.

Os fluxos de CO₂ apresentaram médias próximas de zero em ambos os sistemas, com alternância entre períodos de emissão e absorção ao longo do dia, sem resposta imediata detectável após os pulsos de alimentação. As emissões de CH₄ permaneceram abaixo do limite de detecção do sensor utilizado e foram estimadas por meio de uma regressão linear desenvolvida a partir de dados da literatura ($R^2 = 0,83$), resultando em fluxo potencial de $3,58 \pm 1,67 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. O balanço de carbono indicou armazenamento líquido estimado em $735 \pm 351 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FS1) e $725 \pm 369 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FS2), sugerindo que ambos os sistemas atuam como reservatórios de carbono nas condições avaliadas.

A similaridade entre os resultados dos dois sistemas, associada às elevadas incertezas das estimativas, não permitiu confirmar influência significativa do regime de alimentação sobre o balanço de carbono.

Para estudos futuros, recomenda-se:

- (i) a substituição ou complementação do sensor de CH₄ por equipamento com menor limite de detecção;
- (ii) a realização de campanhas de monitoramento mais longas e com maior número de réplicas afim de realizar testes estáticos;
- (iii) a incorporação das emissões mediadas pelas macrófitas, desconsideradas neste estudo, visto que o transporte de gases pelos tecidos vegetais pode representar uma via relevante de emissão em sistemas vegetados com *Typha domingensis*.

O trabalho contribui com o estabelecimento de uma metodologia de monitoramento adaptada aos WCV-FS e com a geração de dados preliminares no contexto brasileiro, servindo de base para investigações futuras e para o desenvolvimento de protocolos nacionais de monitoramento de GEE em wetlands construídos.

7. REFERÊNCIAS

BACH, M. T. **Avaliação de lagoas de lemnas no polimento de efluentes e na fixação de CO₂**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/126173/TCC_ALBERT.pdf. Acesso em: 4 maio 2026.

BASSANI, L. **Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/236084>. Acesso em: 22 maio 2026.

BERNET, N. **Principes et application de la digestion anaérobie pour la production d'énergie**. [S.l.]: INRAE, 2020. Disponível em: https://hal.inrae.fr/hal-02743093/file/Bernet_final_1.pdf. Acesso em: 1 jun. 2026.

BRINKERT, B. **Transfer of oxygen in constructed wetlands applied to wastewater treatment**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/202766>. Acesso em: 27 abr. 2026.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 35, n. 1, p. 81–99, 1990. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/004313549090112J>. Acesso em: 29 maio 2026.

BRIX, H. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 69, n. 2–4, p. 313–324, 2001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304377001001450>. Acesso em: 21 jun. 2026.

DE KLEIN, J. M.; VAN DER WERF, A. Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 66, p. 36–42, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857413001821>. Acesso em: 21 jun. 2026.

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: a proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 51, p. 203–211, 2013. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857412003655>.
Acesso em: 22 abr. 2026.

GHOLIPOUR, A. et al. Sludge treatment reed bed under different climates: a review using meta-analysis. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 851, p. 158–176, 2022. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722040505>.
Acesso em: 22 abr. 2026.

HE, X. et al. Quantifying greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants: a critical review. **Environmental Science and Ecotechnology**, Amsterdam, v. 24, 2025. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666498425000845>. Acesso em: 24 abr. 2026.

HU, Y. et al. Factors influencing gaseous emissions in constructed wetlands: a meta-analysis and systematic review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 20, n. 5, p. 3876, 2023. Disponível em:
<https://www.mdpi.com/1660-4601/20/5/3876>. Acesso em: 24 abr. 2026.

ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: a review. **Journal of Environmental Management**, London, v. 198, p. 372–383, 2017. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479717304565>.
Acesso em: 29 maio 2026.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>.
Acesso em: 21 jun. 2026.

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

LI, Z. et al. Greenhouse gas emissions from constructed wetlands: a bibliometric analysis and mini-review. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 912, 2024. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723062095>.
Acesso em: 8 maio 2026.

MANDER, Ü. et al. Greenhouse gas emissions in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 66, p. 19–35, 2014. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857413005065>.
Acesso em: 27 maio 2026.

MENDES, R. **O microbioma do solo e sua relação com a matéria orgânica**. In: **ARAÚJO, A. P. (ed.)**. Matéria orgânica do solo. Brasília: Embrapa, 2023. cap. 4. Disponível em:

<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1161306/1/Mendes-R-Microbioma-solo-2023.pdf>. Acesso em: 21 jun. 2026.

MÜLLER JÚNIOR, V. **Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo para fins de fertilização agrícola**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/226827>. Acesso em: abr. 2026.

OLIVEIRA, J. P. et al. **Otimização analítica da DBO por análise de correlação com DQO e COT em soluções padronizadas de DBO**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 32., 2022. Maceió: ABES, 2022. p. 1–8. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anais eletronicos/32cbesa/587_tema_ii.pdf. Acesso em: 8 maio 2026.

OLSSON, L. et al. Emissions of CO₂ and CH₄ from sludge treatment reed beds depend on system management and sludge loading. **Journal of Environmental Management, London**, v. 141, p. 51–60, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479714001741>. Acesso em: 22 maio 2026.

PIVELI, R. P. **Fascículo 10 – Oxigênio dissolvido e matéria orgânica**. São Paulo: USP, [s.d.]. Disponível em: <https://fr.scribd.com/doc/55471173/Fasciculo-10-Oxigenio-Dissolvido-e-Materia-Organica>. Acesso em: 22 maio 2026.

REY GIL, G. S. **Desempenho de tratamento e avaliação hidrodinâmica de um wetland construído vertical de fundo saturado**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/195644>. Acesso em: 22 abr. 2026.

RIBEIRO, T.; FERNANDES, M.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H. Avaliação de longo período do desempenho de tratamento de esgoto em wetlands construídos verticais saturados com diferentes frequências de alimentação. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, 7., 2025, Curitiba, PR. Anais [...]**. Curitiba: [ABES], 2025. p. 193-198. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1OvbHpqoDqGELLYIhgyUZSBI-acJo9FTc/view>. Acesso em: 4 maio 2026.

SÁNCHEZ CELIS, G. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/168231>. Acesso em: 26 abr. 2026.

SANTOS, M. O. **Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de

Santa Catarina, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/211423>. Acesso em: 17 abr. 2026.

SCHOLZ, M. **Wetland Systems: Storm Water Management Control**. London: Springer, 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-84996-459-3>. Acesso em: 2 jun. 2026.

SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Florianópolis: GESAD/UFSC, 2018. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2019/01/Sezerino-et-al.-2018.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2026.

SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. (org.). **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras**. Florianópolis: GESAD/UFSC, 2021. Disponível em: <https://www.gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experiências-Brasileiras-1.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2026.

VALENÇA, G. O. et al. Wetlands construídos como sumidouros de carbono ou como fontes de emissão: uma revisão. **MIX Sustentável**, Florianópolis, v. 9, n. 4, p. 75–85, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/269134>. Acesso em: 21 jun. 2026.

VYMAZAL, J. The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. **Land**, Basel, v. 11, n. 2, p. 174, 2022. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/358018721>. Acesso em: 22 abr. 2026.

WALZBURISCH, C. et al. **Cartilha wetlands construídos**. Florianópolis: GESAD/UFSC, 2020. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2019/09/CARTILHA-Wetlands-Construídos-GESAD-2020.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2026.

YUAN, Y. et al. A systematic review on greenhouse gas emissions from constructed wetlands: focusing on effects of planting strategies and emission reduction measures. **Water Research**, Amsterdam, v. 251, 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714424019287>. Acesso em: 24 abr. 2026.

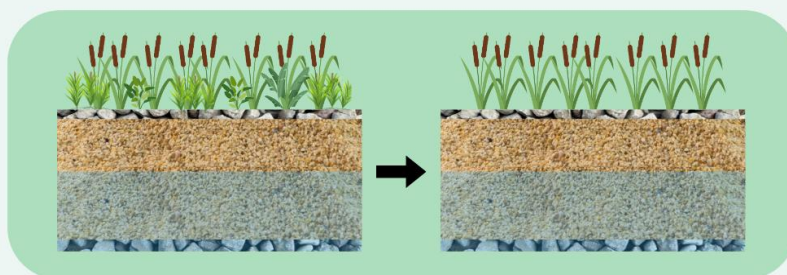
8. APÊNDICES

APÊNDICE A - PROTOCOLO OPERACIONAL PADRÃO DE MEDIÇÃO DE GASES

Protocolo de medição de gases na EETE

Retirar Invasores

01.



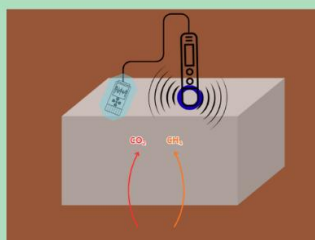
- **Selecionar** uma área desprovida de macrófitas para a instalação da câmera estática.
- **Remover** a vegetação remanescente da área selecionada, expondo apenas a superfície do substrato. Em seguida, **inserir** a câmera aproximadamente 1 cm **no substrato**, garantindo sua adequada vedação e minimizando as trocas gasosas com o meio externo

Colocar Câmera

02.

Acoplar o sensor

03.



- Acoplar o sensor à câmera, **assegurando a vedação** da interface por meio de material adesivo apropriado.
- **Proteger** o dispositivo de medição **contra a chuva** durante todo o período de monitoramento, utilizando, por exemplo, uma bolsa impermeável.



Monitoramento Adequada

04.

Como o fluxo de oxigênio varia de acordo com o dia da semana, as medições serão realizadas às **segundas e quartas-feiras**, alternando o módulo medido a cada semana. Dependendo do sensor, o período de medição será modificado:

- **Sensor automático:** período de 24 horas, por exemplo: de segunda-feira às 11h até terça-feira às 11h.
- **Sensor manual:** período entre dois pulsos, por exemplo, das 14h às 17h.

CONTATOS



+55 (48) 3721-7751

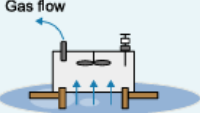
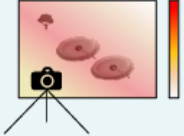
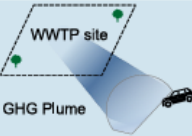
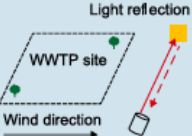
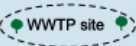


<https://gesad.ufsc.br/>

Fonte: Autoria Própria (2026)

9. ANEXOS

ANEXO A — DESCRIÇÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE MONITORAMENTO DOS GEE NUM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Unit-based methods	Approaches	Main advantages	Major challenges
	Flux chamber (hood) methods (FC) A chamber is placed on the surface of wastewater or sludge treatment units to quantify diffusive GHGs.	- Localized measurement - Long-term observation - Portability and flexibility - Wide applicability - Relatively simple and low cost	- Limited spatial coverage - Limited to surface emissions - Disturbance to working conditions, such as temperature, humidity, and gas exchange, etc. - Labor-intensive
	Optical gas imaging method (OGI) A thermal infrared camera is mainly used to visualize and quantify GHG emissions.	- Visualization of gas plumes - Detection of diffuse or fugitive emissions - Non-intrusive at the measurement site - Large area coverage	- Detection limitations - Limited quantification accuracy - Sensitivity to meteorological conditions - Temperature differential - High initial cost - Operator expertise required
Plant-integrated methods	Approaches	Main advantages	Major challenges
	Tracer gas dispersion method (TDM) Controlled release of tracer gas combined with mobile measurement of downwind plumes is used to quantify GHG emissions.	- High accuracy and precision - Effective for large and complex sources - Good spatial coverage - Flexibility	- Limited temporal coverage - Sensitivity to meteorological conditions - Potential for tracer gas interference - Regulatory and permitting requirements, high cost
	Mobile laboratory method Traversing the entire plume downwind of the sources enables simultaneous real-time monitoring of GHG concentrations.	- High flexibility and mobility - Non-intrusive at the measurement site - Good spatial coverage - Cost-effective for multiple sites	- Limited temporal coverage - Sensitivity to meteorological conditions - Calibration and validation needs - High initial costs
	Path-integrated optical remote sensing method (PI-ORS) The average GHG concentration along a specific path is measured using light absorption or scattering techniques.	- High sensitivity and precision - Long-term monitoring capability - Non-intrusive - Large spatial coverage	- Complex deployment, and line-of-sight requirement - Limited spatial resolution - Weather dependence - Interference from background sources - Calibration and validation needs - High cost
- Aircraft - Drone 	Aerial surveys (AS) Aircraft or drone equipped with sensors are used to measure atmospheric GHG concentrations over large areas.	- Wide area coverage - High spatial resolution to capture detailed spatial GHG concentrations and identify localized sources of emissions - Accessibility to difficult-to-access areas	- Complex data processing, and accuracy concerns - Time limitations - Weather dependence - Regulatory and permitting issues - High cost, and operator expertise required
	Off-gas measurements For WWTPs with air collection system	- High accuracy and precision - Long-term monitoring capability	- Regulatory and permitting requirements - High cost

Fonte: XINYUE HE (2025)