

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

CONTRIBUIÇÃO DA ZONA DE RAÍZES EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

André Baxter Barreto

Belo Horizonte

2016

**CONTRIBUIÇÃO DA ZONA DE RAÍZES EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

André Baxter Barreto

André Baxter Barreto

**CONTRIBUIÇÃO DA ZONA DE RAÍZES EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

Trabalho apresentado ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2016

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marco Túlio e Joyce pelo apoio incondicional e lições preciosas;

Às minhas avós, Ana e Déa, aos meus Avôs, James e João Bosco pelas referências de família, e aos meus familiares,

À minha companheira Renata, pelo suporte em todos os momentos e pelos ensinamentos carinhosos;

Aos meus padrinhos, Marco Heleno e Patrícia, pelo carinho e incentivos em todos os meus projetos;

Ao Prof. Rama Marripe Faul Abelice, pelos ensinamentos superiores;

Ao professor Marcos von Sperling, pela oportunidade de aprender com sua excelência, e, acima de tudo, sua simplicidade e elegância;

Aos professores Antônio de Matos, Juliana Calábria e Pablo Sezerino pelo acompanhamento de todo o trabalho;

Ao Prof. Jean-Luc Vassel, pela recepção na Universidade de Liège e pelo exemplo de autonomia que um pesquisador deve ter;

Ao Dr. Peter Kusch, Dr. Uwe Kappelmeyer, Dra. Luciana Nobre e a toda a equipe do Centro Helmholtz para pesquisas ambientais pela referência científica;

À colega Valéria Rodrigues, pelo apoio em vários momentos dessa pesquisa;

Ao grande parceiro de trabalho, Gabriel Vasconcellos, por sua presença serena e amiga;

Aos meus amigos, Felipe Castilhos, Breno Cota e Luciano Santos pela sintonia em nossos propósitos de vida;

Ao Sr. Raimundo e Sr. Juju, pela difícil tarefa que desempenham junto ao nosso grupo de pesquisa;

À equipe do DESA, Cassiano, Lucilaine, Cintia, Cláudia, Suzane, Júlio e Iara.

Aos colegas Cynthia Andrade, Elias Manjate, Jorge Zumalacarregui, Daniel Dias, Mateus Matos, Thiago Bressani, Ricardo Passos e todos os colegas do PPG-SMARH;

Aos alunos de iniciação científica, especialmente, Lara Coelho, Calebe Santos e Leandro Fernandes;

À UFMG, DESA, CNPq e FAPEMIG por nos confiarem a oportunidade deste trabalho.

RESUMO

A determinação de parâmetros cinéticos em SAC de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), tais como taxas de consumo de oxigênio e concentração de biomassa, são temas de investigação nesta área. A presente pesquisa tem como objetivo desenvolver métodos de investigação e empregá-los para avaliar a importância da zona de raízes e suas inter-relações com as comunidades microbiológicas e características do líquido intersticial em SAC-EHSS. O estudo foi realizado nos SAC-EHSS do CePTS – Centro de Pesquisas e Treinamento em Saneamento - UFMG/COPASA - onde dois leitos (plantado e não plantado) eram alimentados, cada um, com $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de efluentes de reator UASB. Os trabalhos foram divididos em duas etapas. Na primeira, apresentou-se uma metodologia inédita para estudos com amostras indeformadas do leito original em SAC-EHSS, através de um reator (*Planted Fixed Bed Reactor* - PFR) que reproduz em macro escala as unidades reacionais infinitesimais do leito de um SAC. Seis PFR foram instalados em dois trechos do comprimento de SAC-EHSS plantado e não plantado e alimentados com o líquido intersticial bombeado do meio suporte. O monitoramento dos indicadores ambientais nos pontos ao longo do sistema mostrou similaridade entre as condições ambientais no meio suporte original e nos PFR. Os resultados obtidos endossam o método desenvolvido como ferramenta para investigações sobre o meio suporte e a rizosfera. Na segunda etapa, apresentou-se metodologia para realização de ensaios respirométricos em amostras indeformadas de leitos de SAC-EHSS em escala real. A utilização dos PFR adaptados para realização de ensaios respirométricos revelou-se bastante prática, útil e representativa das condições de campo, apesar dos aperfeiçoamentos ainda necessários. Os ensaios respirométricos realizados sugerem que leitos plantados por diferentes espécies vegetais podem apresentar taxas de respiração diferentes em função da morfologia e fisiologia da espécie em questão (*Typha latifolia* $20,1 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$; *Canna x generalis* $147,8 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$). Amostras plantadas também apresentaram taxas de respiração superiores a amostras não plantados ($12,8 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$). Esta afirmação corrobora a literatura especializada nestes sistemas, vencendo mais um obstáculo para esta linha de pesquisa, que é a de se estudar amostras indeformadas de SAC e empregar método respirométrico para levantamento de parâmetros cinéticos. Revela ainda a importância da zona de raízes para o processo de tratamento de efluentes em sistemas alagados construídos.

ABSTRACT

Determining kinetic parameters in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (HSSF-CW), such as oxygen consumption rates and biomass concentrations are research subjects in this area. The present research aimed to develop and apply methods for investigate the root zone and its relations with microbial communities and pore water characteristics in HSSF-CW). The study was conducted in the HSSF-CW at CePTS - Center for Research and Training in Sanitation - UFMG / COPASA – where two beds (planted and unplanted) were fed, each one, with 7.5 m³ d⁻¹ of UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) effluent. The work was divided into two stages. In the first, it is presented a novel methodology for studies of undisturbed samples of the original bed from HSSF-CW, using a reactor (*Planted Fixed Bed Reactor*) that reproduces in macroscale the infinitesimal reactional unit of constructed wetland bed. Six PFR were installed in two sections of the HSSF-CW (planted and unplanted) and fed by pumping the interstitial liquid from the support medium. The environmental parameters on the monitoring points along the system showed similarity between the original environmental conditions in the support media and the PFR. Results endorse the method as a tool for rhizosphere and support media research. In the second stage of this research, it is presented a methodology to perform respirometric tests with undisturbed samples of full scale HSSF-CW beds, using an adaptation of the PFR as respirometric unit. The use of the adapted PFR to perform respirometric tests proved very practical, useful and representative of field conditions, despite still necessary improvements. Results suggest that beds planted by different plant species may have different respiration rates due to the morphology and physiology of the species concerned (*Typha latifolia* 20,1 g m⁻³ d⁻¹ O₂; *Canna x generalis* 147,8 g m⁻³ d⁻¹ O₂). Planted samples also showed higher respiration rates than unplanted samples (12,8 g m⁻³ d⁻¹ O₂). This statement corroborates the literature on these systems, overcoming another obstacle to this line of research, which is to study undisturbed samples of CW and employ respirometric method for kinetic parameters obtaining. It also reveals the importance of the root zone to the wastewater treatment in constructed wetlands.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	V
RESUMO	VI
ABSTRACT	VII
LISTA DE FIGURAS	XI
LISTA DE TABELAS	XVIII
LISTA DE ABREVIATURAS	XXII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 OS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS – SAC	4
3.2 O POTENCIAL REDOX (E_H) E OS MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES	6
3.3 AS PLANTAS E O POTENCIAL REDOX	11
3.4 O POTENCIAL REDOX E AS COMUNIDADES MICROBIOLÓGICAS NOS SAC	16
3.5 MODELAGEM NUMÉRICA E OS SAC	18
4 HIPÓTESES	23
5 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	25
5.1 ÁREA DE ESTUDO	25
5.2 CONFIGURAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL	25
6 ADAPTAÇÃO DO REATOR DE LEITO FIXO PLANTADO – PFR – PARA INVESTIGAÇÕES EM CAMPO SOBRE A ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO AMOSTRAS INDEFORMADAS DE LEITOS DE SAC DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	30
6.1 INTRODUÇÃO	30
6.2 REFERENCIAL TEÓRICO - O REATOR DE LEITO FIXO PLANTADO – PFR – COMO FERRAMENTA PARA ESTUDOS SOBRE A RIZOSFERA	30
6.3 MATERIAL E MÉTODOS	33
6.3.1 Adaptação do PFR – Planted Fixed Bed Reactor – para operação em campo	33
6.3.2 Dispositivo para obtenção de amostras indeformadas do meio suporte	34
6.3.3 Caracterização hidrodinâmica do PFR adaptado	35
6.3.4 Instalação dos PFR em condição de campo	38
6.3.4.1 Condições operacionais nos PFR em campo	39
6.3.4.2 Sistema de alimentação dos PFR em campo	41
6.3.4.3 Monitoramento do aparato experimental	44
6.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
6.4.1 Dispositivos para investigações em campo sobre o meio suporte de SAC de escoamento horizontal	47

6.4.2	<i>Ensaios hidrodinâmicos com traçador salino nos PFR adaptados</i>	49
6.4.3	<i>Comportamento hidrodinâmico do PFR adaptado – influência da recirculação</i>	51
6.4.4	<i>Condições operacionais do leito em escala real e desempenho global</i>	53
6.4.4.1	Vazões, taxas de aplicação hidráulicas e atendimento à legislação.	54
6.4.4.2	Potencial redox e pH	60
6.4.4.3	Matéria orgânica	64
6.4.4.4	Sólidos suspensos totais	73
6.4.4.5	Nitrogênio	75
6.4.4.6	Sulfato	81
6.4.4.7	Fósforo	84
6.4.5	<i>Comportamento do potencial redox e parâmetros indicadores de metabolismo em amostras indeformadas de meio suporte de SAC de escoamento horizontal</i>	87
6.4.5.1	Avaliação do PFR adaptado como método de campo para investigações sobre o meio suporte	87
6.5	CONCLUSÕES	96
7	RESPIROMETRIA EM AMOSTRAS INDEFORMADAS DE SAC EM ESCALA REAL	98
7.1	INTRODUÇÃO	98
7.2	REFERENCIAL TEÓRICO	98
7.2.1	<i>Conceitos gerais sobre a técnica de respirometria</i>	98
7.2.2	<i>Respirometria em reatores com biofilme e sistemas alagados construídos</i>	101
7.2.2.1	Aplicabilidade da respirometria em sistemas alagados construídos	101
7.2.2.2	O respirômetro de Andreottola <i>et al.</i> (2007)	102
7.3	MATERIAIS E MÉTODOS	108
7.3.1	<i>Descrição do respirômetro desenvolvido</i>	108
7.3.2	<i>Determinação do coeficiente e taxa de transferência de oxigênio - K_La e TTO</i>	109
7.3.3	<i>Apresentação dos testes realizados</i>	110
7.3.4	<i>Etapas da realização do ensaio respirométrico</i>	111
7.3.4.1	Procedimento para obtenção das amostras	111
7.3.4.2	Procedimento para realização dos testes respirométricos	116
7.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	121
7.4.1	<i>Impressões sobre a metodologia empregada</i>	124
7.4.2	<i>Cálculo do coeficiente de reaeração e taxa de transferência de oxigênio - K_La e TTO</i>	126
7.4.3	<i>Respirogramas contínuos - condições observadas nas amostras investigadas</i>	127
7.4.3.1	Considerações sobre parâmetros de monitoramento, sólidos presentes no reator e taxas de respiração específicas da biomassa	129
7.4.3.2	A) Amostras controles positivo e negativo	132
7.4.3.3	B) Amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado	142
7.4.3.4	C) Amostras indeformadas de SACV alimentados com esgotos e lodos de fossa séptica	171
7.4.4	<i>Respirogramas semi contínuos – amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado SACV alimentado com esgotos</i>	179

7.5	CONCLUSÕES	181
8	CONCLUSÕES FINAIS	184
	RECOMENDAÇÕES	185
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	186

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Desenho esquemático de SAC de escoamento horizontal.	5
Figura 3.2. Desenho esquemático de SAC de escoamento vertical.	5
Figura 3.3. Mudanças nas condições redox e concentrações de oxigênio dissolvido na rizosfera relacionadas às intensidades luminosas ao longo do dia.	13
Figura 3.4 - Gradientes de condições redox produzidos pelas raízes das plantas.	17
Figura 3.5. Corte longitudinal - Perfis de concentração (mg L^{-1}) de oxigênio dissolvido simulados pelo modelo CWM1 considerando a ausência (acima) e presença (abaixo) de vegetação e liberação de oxigênio pelas raízes. Dimensões do leito: Comprimento: 10,3m e largura 0,6 m.	21
Figura 3.6. Corte longitudinal - Perfis de concentração de bactérias (mg kg^{-1}) heterotróficas (XH), fermentativas (XFB) e autotrófica nitrificante (XA) simulados pelo modelo CWM1 considerando a ausência (esquerda) e presença (direita) de vegetação e liberação de oxigênio pelas raízes. . Dimensões do leito: Comprimento: 10,3m e largura 0,6 m.	22
Figura 3.7. Ilustração representando os dados modelados por Samsó e García (2013b) mostrando a distribuição dos grupos de bactérias ao longo do SAC.	23
Figura 5.1. Reator UASB (a) seguido de SAC horizontal plantado e não plantado (b).	26
Figura 5.2. Corte esquemático da caixa reguladora de vazão.	26
Figura 5.3. Caixas de regulação (a) e divisão (b) de vazões afluentes aos SAC horizontais plantado e não plantado.	27
Figura 5.4. Evolução do escoamento superficial no Sistema Alagado Construído.	29
Figura 6.1. Ilustração de duas versões originais do reator de leito fixo plantado (PFR) no centro Helmholtz para pesquisas ambientais (UFZ) – mais atual (a) mais antiga (b).	32
Figura 6.2. PFR adaptado preenchido com cesta interna não plantada (a) e plantada (b).	34
Figura 6.3. Dispositivo para obtenção de amostras indeformadas do leito original.	35
Figura 6.4. Cestas plantadas com <i>Typha latifolia</i> e <i>Canna x genaralis</i> (a) ambientando no leito do SAC plantado; e cesta não plantada (b) ambientando no leito do SAC não plantado.	39
Figura 6.5. Corte da seção transversal no SAC horizontal apresentando a cesta móvel e principais dimensões. Desenho fora de escala.	40
Figura 6.6. Planta de transecto no SAC horizontal apresentando a cesta móvel (centro), poço de bombeamento e principais dimensões. Desenho fora de escala.	41

Figura 6.7. Fluxograma do sistema alagado construído, localização dos poços de monitoramento e das cestas do leito.	41
Figura 6.8. Características e instalação do poço de monitoramento: detalhe do poço (a), instalação do poço (c) e poço instalado (d). Bomba peristáltica com seis linhas de alimentação (d).	42
Figura 6.9. Montagem em campo do aparato experimental evidenciando os PFR, suas posições e o abrigo para a bomba, linhas de alimentação e células de fluxo.	43
Figura 6.10. Ilustração da configuração do aparato experimental com as posições dos poços de bombeamento, pontos de amostragem e PFR.	45
Figura 6.11. Interior do abrigo da bomba peristáltica, detalhe das células de fluxo e sondas multiparâmetros YSI 600 XLM.	46
Figura 6.12. Cestas móveis no leito original na região de saída (23 m da entrada), não plantada (a) e plantada (b).	47
Figura 6.13. Amostras indeformadas extraídas dos PFR do transecto a 13 m (esquerda) e do transecto a 23 m (direita) em 21/10/2014.	48
Figura 6.14. Amostras indeformadas extraídas dos PFR do transecto a 13 metros (a) e do transecto a 23 m (b) em 08/01/2015.	48
Figura 6.15. Reatores instalados em campo (a) e biofilme com coloração púrpura no interior do PFR não plantado do transecto a 23 m (b e c).	49
Figura 6.16. Ajuste à distribuição dos tempos de residência (função gamma) nos testes A e C, com (a) e sem recirculação (b).	52
Figura 6.17. Série temporal de vazões para ambas unidades SAC.	55
Figura 6.18. Tempos de detenção hidráulica teóricos para ambas unidades SAC.	56
Figura 6.19. Taxas de aplicação superficial para ambas unidades SAC.	56
Figura 6.20. Situação do escoamento superficial em abril/2008 (a) e maio/2013 (b).	57
Figura 6.21. Situação do escoamento superficial em outubro/2014 (a) e dezembro/2014 (b).	57
Figura 6.22. Percentual de atendimento aos padrões legais de lançamento de efluentes em ambos os SAC.	60
Figura 6.23. Condições redox no reator UASB, SACHP e SACHNP.	61

Figura 6.24. Condições de pH no reator UASB, SACH Plantado (SACHP) e SACH Não Plantado (SACHNP).....	63
Figura 6.25. Boxplot das cargas volumétricas para parâmetros relativos à matéria orgânica e inorgânica em ambos os SAC.....	67
Figura 6.26. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para DBO.	68
Figura 6.27. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para DQO.....	70
Figura 6.28. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para COT.....	71
Figura 6.29. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para CT.	72
Figura 6.30. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para CI.....	72
Figura 6.31. Eficiências médias de remoção para os parâmetros relacionados à matéria orgânica em ambos os SAC.....	73
Figura 6.32. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para SST.....	73
Figura 6.33. Boxplot da taxa de aplicação superficial de SST em ambos SAC.....	75
Figura 6.34. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para $N-NH_4^+$	77
Figura 6.35. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SACH para NTK.	78
Figura 6.36. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para NT.	79
Figura 6.37. Eficiências de remoção das frações do nitrogênio em ambos os SAC.	80
Figura 6.38. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para $S-SO_4^{2-}$	82
Figura 6.39. Eficiências de remoção de $S-SO_4^{2-}$ em ambos os SAC.....	83
Figura 6.40. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para $P-PO_4^{3-}$	85

Figura 6.41. Eficiências de remoção de $P-PO_4^{3-}$ em ambos os SAC.....	86
Figura 6.42. E_H ao longo dos SAC e dos PFR, sequências plantada e não plantada.....	89
Figura 6.43. pH ao longo dos SAC e dos PFR, sequências plantada e não plantada.	89
Figura 6.44. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e c) e nos PFR (b e d) a 13 m da entrada do SACH Não Plantado (SACHNP).	91
Figura 6.45. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e c) e nos PFR (b e d) a 23 m da entrada do SACH Não Plantado (SACHNP).	92
Figura 6.46. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e d) e nos PFR a 13 m da entrada do SACH Plantado (SACHP) (b, c, e, f).	93
Figura 6.47. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e d) e nos PFR a 23 m da entrada do SACH Plantado (SACHP) (b, c, e, f).	94
Figura 6.48. Concentrações dos principais parâmetros monitorados ao longo das sequências plantada e não plantada, SAC e PFR.	95
Figura 7.1. Fases de um respirograma indicando a variação no consumo de oxigênio após a adição de substrato.....	99
Figura 7.2. Configuração de respirômetro proposto por Andreottola <i>et al.</i> (2007).....	103
Figura 7.3. Respirogramas obtidos por Andreottola <i>et al.</i> (2007).....	104
Figura 7.4. Respirogramas obtidos por Ortigara <i>et al.</i> (2010), mostrando as curvas de oxigênio dissolvido (acima) e de taxa de consumo de oxigênio (abaixo).	105
Figura 7.5. Respirogramas obtidos por Ortigara <i>et al.</i> (2010) mostrando diferentes fases e a linha que marca a fase de acúmulo de substrato (fase 2).....	107
Figura 7.6. Diagrama e foto do aparato experimental completo. Data da imagem: 22/01/2016.	108
Figura 7.7. Imagem do aparato experimental utilizado para o teste de aeração. Data da imagem: 17/04/2015.	110
Figura 7.8. Imagens do procedimento para obtenção de amostras indeformadas de leitos de SAC plantado e não plantado.	111
Figura 7.9. Imagens da amostra de SAC vertical alimentado com esgoto bruto e lixiviado do SAC vertical alimentado com lodo de fossa séptica.....	112
Figura 7.10. Imagens do processo de obtenção de amostra do SAC vertical alimentado com lodo de fossas sépticas.	113

Figura 7.11. Imagens do lodo ativado inoculado ao respirômetro.	114
Figura 7.12. Imagens das amostras obtidas dos meios suportes investigados e procedimento para remoção do material aderido.	115
Figura 7.13 – Respirograma representando temperatura no eixo vertical principal. Representação adotada para todos os respirogramas.....	123
Figura 7.14 – Respirograma sem representação da temperatura no eixo vertical principal. Séries de respiração com médias móveis. Representação alternativa não adotada.	123
Figura 7.15 – Câmara de aeração com termostato e boia de nível.	125
Figura 7.16. Curvas LN da concentração de oxigênio durante teste para determinação de K_La e TTO na entrada do reator (a) e saída do reator (b) Teste COM aeração.	126
Figura 7.17. Curvas LN da concentração de oxigênio durante teste para determinação de K_La e TTO na entrada do reator (a) e saída do reator (b) Teste SEM aeração.	127
Figura 7.18. Cesta contendo brita Nº 2 limpa e lodo ativado inoculado.....	137
Figura 7.19. Respirograma 05/10 a 09/10/2015 - AMOSTRA INERTE - Brita #2 limpa (teste instalação termostato).	138
Figura 7.20. Respirograma 11/01 a 18/01/2016 - AMOSTRA INERTE - Brita #2 limpa (avaliação do procedimento para ensaio).	139
Figura 7.21. Respirograma 07/04/2016 a 10/04/2016 - LODO ATIVADO (Lodo ativado inoculado ao reator).	140
Figura 7.22. Respirograma 19/04 a 26/04/2016 - LODO ATIVADO (reator inoculado com Lodo Ativado).	141
Figura 7.23. Foto do teste realizado em abril de 2015 com <i>T. latifolia</i>	142
Figura 7.24. Comparação visual entre amostra indeformada plantada com <i>C. x generalis</i> (a) e <i>T. latifolia</i> (b).	144
Figura 7.25. Respirograma 08/04 a 10/04/2015 - SACH 23 m <i>Typha latifolia</i>	145
Figura 7.26. Respirograma 24/05 a 26/05/2015 -SACH <i>Typha latifolia</i> 23 m.	146
Figura 7.27. Foto do teste realizado em abril de 2015 com <i>C. x generalis</i>	147
Figura 7.28. Imagens do respirômetro com <i>Canna x generalis</i> (31/08/2015).	153
Figura 7.29. Foto do teste realizado em janeiro de 2016 utilizando a espécie <i>Canna x generalis</i> (22/01/2016).	154
Figura 7.30. Respirograma 22/04 a 23/04/2015 - SACH 23 m <i>Canna x generalis</i>	156

Figura 7.31. Respirograma 23/04 a 24/04/2015 - SACH 23 m <i>Canna x generalis</i>	157
Figura 7.32. Respirograma 24/04 a 27/04/2015 - SACH 23 m <i>Canna x generalis</i>	158
Figura 7.33. Respirograma 29/04 a 01/05/2015 - SACH 23 m <i>Canna x generalis</i>	159
Figura 7.34. Respirograma 30/04 a 03/05/2015 - SACH 23 m <i>Canna x generalis</i> (notar redox antes e depois interrupção na aeração)	160
Figura 7.35. Respirograma 05/09 a 06/09/2015 -SACH <i>Canna x generalis</i> 23m (teste sem termostato).....	161
Figura 7.36. Respirograma 21/01 a 25/01/2016 -SACH – <i>Canna x generalis</i> 23m (amostra com enxágue).....	162
Figura 7.37. Respirograma 13/05 a 17/05/2015 -SACH <i>Não Plantado</i> 23 m.....	167
Figura 7.38. Respirograma 15/08 a 20/08/2015 -SACH <i>Não plantado</i> 23m (teste sem termostato).....	168
Figura 7.39. Respirograma 27/10 a 03/11/2015 - SACH 23 m <i>Não plantado</i> (notar decaimento do OD e influência dos pulsos).	169
Figura 7.40. Respirograma 01/11 a 03/11/2015 - SACH 23 m <i>Não plantado</i> (notar influência do termostato).....	170
Figura 7.41. Foto do teste realizado em março de 2016 com SACV alimentado com esgoto bruto 01/03/2016	172
Figura 7.42. Foto do teste realizado em fevereiro de 2016 utilizando amostra do SACV alimentado com esgoto bruto (03/02/2016).....	173
Figura 7.43. Foto do teste realizado em março de 2016 com SACV alimentado com lodo de fossa séptica 11/03/2016.....	175
Figura 7.44. Respirograma 01/03 a 04/03/2016 - SACV <i>Cynodon dactylon</i>	176
Figura 7.45. Respirograma 03/02 a 10/02/2016 - SACV <i>Cynodon dactylon</i> (amostra sem enxágue - câmara aeração 11 L).	177
Figura 7.46. Respirograma 08/03 a 14/03/2016 -SACV LODOS (apenas o meio suporte abaixo da camada de lodo).	178
Figura 7.47. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.34.	180
Figura 7.48. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.26.	180

Figura 7.49. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.44.	181
--	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Reações de oxirredução e tipos de metabolismo microbiano.....	8
Tabela 3.2. Condições operacionais dos reatores PFR no experimento de Wiessner <i>et al.</i> (2005).	14
Tabela 5.1. Características construtivas das unidades SAC.	28
Tabela 6.1. Resumo das condições dos testes com traçador salino nos PFR adaptados.	37
Tabela 6.2. Origem e destino do meio suporte retirado do leito original para os PFR.....	38
Tabela 6.3. Configuração operacional dos PFR e principais dimensões.	40
Tabela 6.4. Esquema de alimentação dos reatores de leito fixo.	42
Tabela 6.5. Períodos de monitoramento realizado pelas sondas multiparamétricas, pontos de monitoramento e objetivos no ano de 2014.....	46
Tabela 6.6. Resumo dos resultados testes com traçador salino nos PFR adaptados.	50
Tabela 6.7. Estatística descritiva dos TDH teóricos e TAS para ambas unidades SAC.	55
Tabela 6.8. Vazões de entrada e saída e perdas de água no período analisado no SACHNP.	58
Tabela 6.9. Vazões de entrada e saída e perdas de água no período analisado no SACHP. ...	59
Tabela 6.10. Estatística descritiva dos resultados de potencial redox (mV) nos pontos de monitoramento ao longo do SAC.	61
Tabela 6.11. Estatística descritiva dos resultados de pH nos pontos de monitoramento ao longo do SAC.	63
Tabela 6.12. Estatística descritiva das concentrações dos parâmetros relativos à matéria orgânica em ambas as unidades SAC.	65
Tabela 6.13. Relações DQO/DBO e COT/CT ao longo do sistema de tratamento.	65
Tabela 6.14. Estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros relativos à matéria orgânica em ambos os SAC.....	66
Tabela 6.15. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos a matéria orgânica e carbono no SACH Não Plantado (SACHNP).	67
Tabela 6.16. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos a matéria orgânica e carbono no SACH Plantado (SACHP).	67
Tabela 6.17. Comparação entre condições operacionais dos SAC no CePTS e seis SAC horizontais em escala real na Espanha.	69

Tabela 6.18. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de SST em ambos os SAC.	74
Tabela 6.19. Estatística descritiva sobre taxas de aplicação superficial de SST em ambos os SAC.	75
Tabela 6.20. Estatística descritiva para as concentrações dos parâmetros relativos ao nitrogênio nos SAC.	76
Tabela 6.21. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos às frações do nitrogênio no SACH Não Plantado (SACHNP).	76
Tabela 6.22. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos às frações do nitrogênio no SACH Plantado (SACHP).	76
Tabela 6.23. Estatística descritiva das eficiências de remoção dos parâmetros relativos ao nitrogênio nos SAC.	80
Tabela 6.24. Estatística descritiva para as concentrações de sulfato nos SAC.	81
Tabela 6.25. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de sulfato nos SAC.	82
Tabela 6.26. Estatística descritiva para as concentrações de fósforo nos SAC.	84
Tabela 6.27. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de fósforo nos SAC.	85
Tabela 6.28. Balanço de massa para o parâmetro $P-PO_4^{3-}$	86
Tabela 6.29. Estatística descritiva sobre potencial redox nos SAC e nos PFR.	88
Tabela 7.1. Resultados dos principais parâmetros cinéticos e estequiométricos obtidos pelos respirogramas de Ortigara <i>et al.</i> (2010).	107
Tabela 7.2. Comparativo entre condições operacionais nos respirômetros de Ortigara <i>et al.</i> (2010) e da presente pesquisa.	109
Tabela 7.3. Exemplo de cálculo da massa de acetato de sódio a ser aplicada em pulso de substrato.	118
Tabela 7.4. Exemplo de cálculo da massa de cloreto de amônio a ser aplicada em pulso de substrato.	119
Tabela 7.5. Resultados obtidos para K_{La} no teste COM aeração.	126
Tabela 7.6. Resultados obtidos para K_{La} no teste SEM aeração.	126
Tabela 7.7. Resultados das análises de sólidos totais realizadas com as amostras indeformadas após ensaio respirométrico.	128
Tabela 7.8. Resumo das taxas de respiração por massa de sólido total volátil (STV).	129

Tabela 7.9. Condições operacionais e resultados dos principais testes conduzidos.....	131
Tabela 7.10. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.19.....	132
Tabela 7.11. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.19.....	132
Tabela 7.12. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.20.....	133
Tabela 7.13. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.20.....	134
Tabela 7.14. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.21.....	135
Tabela 7.15. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.21.....	135
Tabela 7.16. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.22.....	136
Tabela 7.17. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.22.....	136
Tabela 7.18. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.25.....	143
Tabela 7.19. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.25.....	143
Tabela 7.20. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.26.....	143
Tabela 7.21. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.26.....	144
Tabela 7.22. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.30.....	148
Tabela 7.23. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.30.....	148
Tabela 7.24. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.31.....	148
Tabela 7.25. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.31.....	149
Tabela 7.26. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.32.....	149
Tabela 7.27. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.32.....	149
Tabela 7.28. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.33.....	151
Tabela 7.29. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.33.....	151
Tabela 7.30. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.34.....	151
Tabela 7.31. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.34.....	152
Tabela 7.32. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.35.....	153
Tabela 7.33. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.35.....	153
Tabela 7.34. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.36.....	154
Tabela 7.35. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.36.....	155
Tabela 7.36. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.37.....	163
Tabela 7.37. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.37.....	163
Tabela 7.38. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.38.	164
Tabela 7.39. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.38.	164

Tabela 7.40. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.39.....	165
Tabela 7.41. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.39.....	165
Tabela 7.42. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.40.....	166
Tabela 7.43. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.40.....	166
Tabela 7.44. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.44.....	172
Tabela 7.45. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.44.....	172
Tabela 7.46. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.45.....	173
Tabela 7.47. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.45.....	173
Tabela 7.48. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.46.....	174
Tabela 7.49. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.46.....	174
Tabela 7.50. Resultados dos respirogramas semi contínuos realizados com amostras de SACH plantado e SACV alimentado com esgoto bruto.....	179

LISTA DE ABREVIATURAS

CDEL	Condutividade Elétrica
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG / Copasa
CI	Carbono Inorgânico
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Carbono Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E_H	Potencial Redox
NaCl	Cloreto de Sódio
OD	Oxigênio Dissolvido
PFR	Reator de Leito Fixo
PFRNP	Reator de Leito Fixo Não Plantado
PFRP	Reator de Leito Fixo Plantado
pH	Potencial Hidrogeniônico
POR	Potencial de Oxirredução
Q	Vazão
SAC Lodos	Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical alimentado com lodos
SAC	Sistema de Alagado Construído
SAC-EHSS	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial
SACHNP	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Não Plantado
SACHP	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Plantado
SACNP	Sistema de Alagado Construído Não Plantado
SACP	Sistema de Alagado Construído Plantado
SACV	Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical
SST	Sólidos Suspensos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

1 INTRODUÇÃO

Wetlands construídos, ou sistemas alagados construídos (SAC), são sistemas de tratamento de águas residuárias que maximizam os fenômenos de depuração encontrados em ecossistemas naturais, como os pântanos, onde um grande número de processos físicos, químicos e biológicos de remoção de contaminantes são ativos simultaneamente e simultaneamente influenciam uns aos outros. A mais importante zona reativa dentro de um SAC é a zona de raízes, ou rizosfera, onde plantas, solo e microrganismos interagem com o líquido intersticial para promover a degradação dos poluentes.

As diferentes condições redox dentro do meio filtrante e os mecanismos pelos quais a rizosfera e os microrganismos contribuem para a remoção dos poluentes ainda não foram completamente elucidados. Sendo assim, há uma necessidade de estudos para avaliar o comportamento das complexas interações entre plantas, microrganismos, meio filtrante e poluentes. Isso posto, o entendimento dos processos microbianos que controlam os ciclos biogeoquímicos e suas interações com a rizosfera das plantas, bem como as condições ambientais no meio filtrante, se torna importante para maximizar a eficiência de remoção de poluentes e para projetar estes sistemas com objetivos específicos de tratamento.

Nos últimos anos os wetlands construídos vem sendo implantados ao redor do mundo como uma alternativa aos sistemas convencionais de tratamento de esgotos e para o atendimento a rigorosos padrões de qualidade de águas. Estes sistemas possuem baixo ou nulo requisito energético e são de simples construção, operação e manutenção. Estas características os fazem adequados para o tratamento de esgotos onde área disponível não é um fator limitante. Entretanto, a modelagem matemática e dimensionamento destes sistemas ainda consiste em modelos que não levam em conta a complexidade desses ecossistemas artificiais.

Os SAC podem abrigar diversos microambientes em um único sistema, podendo haver condições variáveis, tais como concentração de oxigênio, potencial redox, força iônica, pH, disponibilidade de nutrientes ou concentração de poluentes. Estas condições variáveis permitem o desenvolvimento de uma diversificada comunidade microbiana dentro dos microambientes. Em função destes gradientes em regiões específicas no SAC, diferentes

comunidades microbianas vão se desenvolver e, conseqüentemente, diferentes processos metabólicos serão responsáveis pela remoção dos poluentes da água (WEBER, 2013; SAMSÓ e GARCÍA, 2013b; FAULWETTER *et al.*, 2009).

Vários estudos mostram que a diversidade, atividade e densidade microbiológica são intensificadas na região da rizosfera dos SAC, sugerindo que as plantas favorecem o estabelecimento e diversificação de comunidades de microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes (LAI *et al.*, 2012; FAULWETTER *et al.*, 2012; MÜNCH *et al.*, 2005; LANGERGRABER e SIMUNEK, 2012; FAULWETTER *et al.*, 2009; RUIZ-RUEDA *et al.*, 2009; GAGNON *et al.*, 2007).

Mesmo assim, apesar de estudos demonstrarem concentrações de oxigênio e potencial redox mais elevados e sua variação com o fotoperíodo em SAC plantados (WIESSNER *et al.*, 2005; WIESSNER *et al.*, 2002), a conclusão é que as taxas de transferência de oxigênio pelas raízes não são altas o suficiente para satisfazer a demanda exercida pelos efluentes dentro das taxas de aplicação convencionais. Como resultado, as diretrizes de projeto atuais tendem a desconsiderar esta participação das plantas (NIVALA *et al.*, 2012).

Várias investigações sobre a transferência de oxigênio pelas plantas e os processos ocorrendo na rizosfera foram realizadas utilizando um dispositivo chamado PFR (*Planted Fixed Bed Reactor* em inglês), ou reator de leito fixo plantado. Este reator foi desenvolvido para investigações em filtros de solos plantados e simula as condições operacionais de um SAC operando em condições saturadas. Seus criadores (KAPPELMEYER *et al.*, 2002) o consideram como uma unidade universal para estudos sobre a zona de raízes em sistemas alagados construídos. Este dispositivo vem sendo empregado em diversas pesquisas que buscam a elucidação dos mecanismos de remoção de poluentes nos SAC.

A presente pesquisa investiga a contribuição da presença da vegetação e da rizosfera em sistemas alagados construídos, com especial atenção para SAC de escoamento horizontal subsuperficial, com o objetivo de elucidar os mecanismos pelos quais este compartimento determina as condições do meio suporte, líquido intersticial, comunidades microbianas e suas influências no desempenho do sistema.

Esta tese foi organizada em quatro partes. Na primeira parte é apresentado o referencial teórico sobre o tema da pesquisa, bem como suas hipóteses e objetivos globais. É também apresentada uma caracterização geral da área em que foram realizados os experimentos. Na segunda e terceira parte são apresentadas as duas etapas da pesquisa, tendo cada uma sua introdução, objetivos específicos, metodologia, resultados e conclusão específicas. Na última parte são apresentadas considerações sobre os resultados obtidos, associando-os com as hipóteses propostas.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Desenvolver métodos de investigação e empregá-los para avaliar a importância da zona de raízes e suas inter-relações com as comunidades microbiológicas e características do líquido intersticial em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS).

2.2 *Objetivos específicos*

- Desenvolver e testar método para obtenção de amostras indeformadas de meio suporte de SAC-EHSS;
- Desenvolver e testar método que permita a realização de investigações em campo utilizando amostras indeformadas como fragmentos do meio suporte de SAC-EHSS;
- Avaliar parâmetros indicadores de metabolismo e eficiência do sistema em amostras indeformadas operando como fragmento do meio suporte de SAC-EHSS vegetado e não vegetado;
- Desenvolver e testar método para realização de ensaios respirométricos com amostras indeformadas de meio suporte de SAC-EHSS vegetado e não vegetado;
- Determinar as taxas de respiração em amostras indeformadas de meio suporte de SAC vegetado e não vegetado;
- Discutir a importância da vegetação a partir dos respirogramas obtidos com as amostras de SAC-EHSS vegetado e não vegetado.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Os sistemas alagados construídos – SAC

Sistemas Alagados Construídos (SAC), ou wetlands construídos, são sistemas de tratamento de águas residuárias que vêm ganhando espaço mundialmente em diversas aplicações. A aceitação mundial acerca deste sistema de tratamento se originou com as pesquisas inéditas de Käthe Seidel. Iniciadas nos anos de 1950, suas pesquisas testaram a capacidade de diferentes espécies vegetais em absorver e degradar poluentes. Como resultados, comprovaram que algumas espécies, tais como *Scirpus lacustris*, possuíam a capacidade de remover fenóis, patógenos e outros poluentes em efluentes. Nos anos 1960, Seidel intensificou seus testes e utilizou as macrófitas em lodos e efluentes provenientes de diferentes origens. Também tentou aperfeiçoar os sistemas descentralizados de tratamento de esgotos em áreas rurais, com a utilização desta técnica. Inicialmente, nomeou seu sistema como “hidrobotânico”. Em seguida, utilizou solos arenosos com alta condutividade hidráulica em um módulo selado e plantado com várias macrófitas, que se tornou o modelo genérico de SAC (KADLEC e KNIGHT, 2009; CAMPBELL e OGDEN, 1999; VYMAZAL, 2005).

Desde então, os SAC ganharam espaço mundialmente. Estes sistemas, mecânica e operacionalmente simples, mas biologicamente complexos, podem ser empregados para o tratamento de várias tipologias de efluentes, tais como: efluentes sanitários ou domésticos, drenagem ácida de minas, drenagem urbana, efluentes industriais, lixiviado de aterros sanitários, remediação de áreas contaminadas, entre outros. Atualmente, existem milhares de sistemas em uso ao redor do mundo (COOPER, 2010; WALLACE, 2010; WALLACE 2011).

A maioria dos SAC para o tratamento de efluentes é plantado com macrófitas emergentes, mas o projeto do sistema varia quanto ao meio suporte e regime de escoamento. Os SAC de escoamento subsuperficial utilizam um leito de pedras, ou outro material, por onde a água escoar horizontalmente ou verticalmente. Os SAC de escoamento superficial são equivalentes às áreas alagadas naturais, onde a superfície da água está descoberta (VYMAZAL, 2005; WALLACE, 2011). A Figura 3.1 e Figura 3.2 ilustram os principais tipos de SAC, os de escoamento subsuperficial horizontal e vertical.

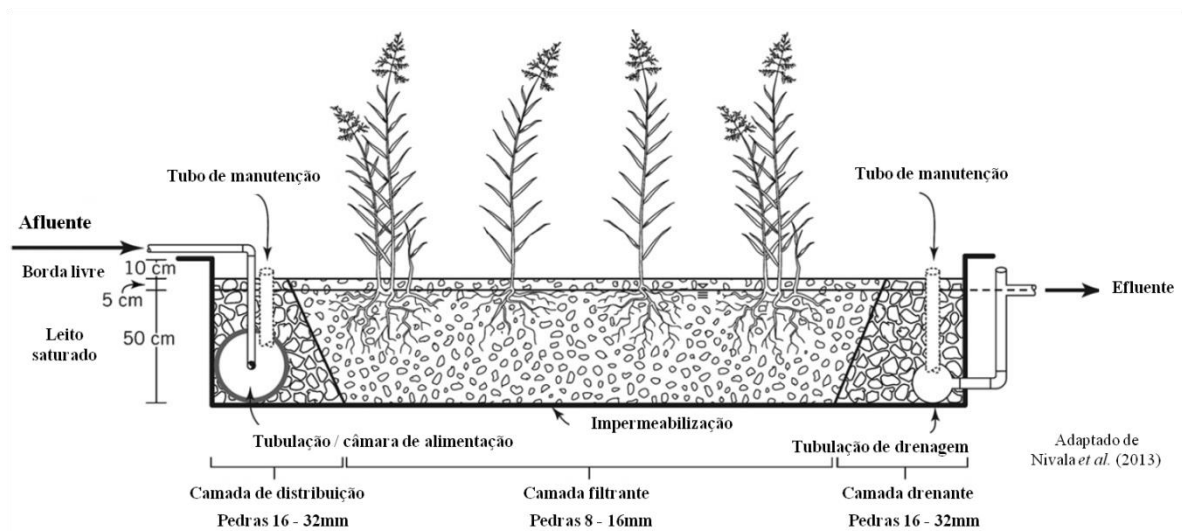


Figura 3.1. Desenho esquemático de SAC de escoamento horizontal.

Fonte: adaptado de Nivala *et al.* (2013).

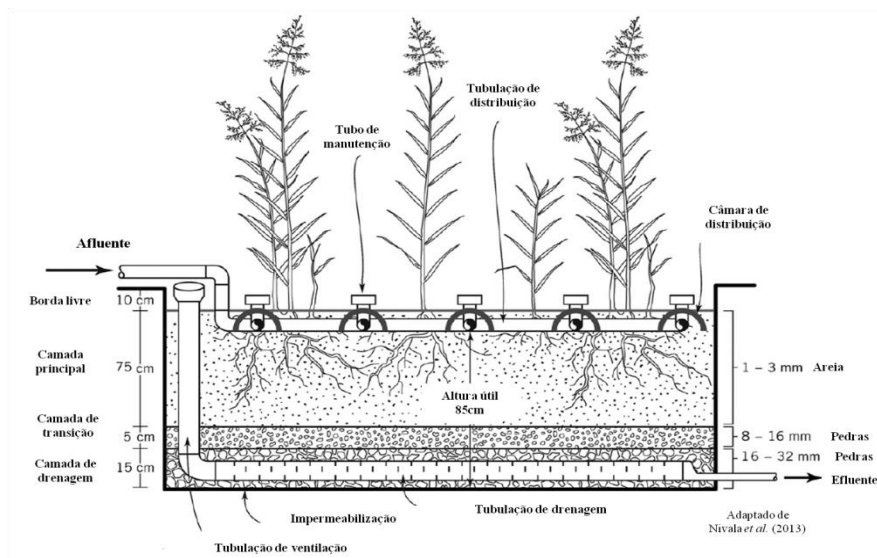


Figura 3.2. Desenho esquemático de SAC de escoamento vertical.

Fonte: adaptado de Nivala *et al.* (2013).

Os poluentes nos SAC são removidos por uma combinação de processos químicos, físicos e biológicos, incluindo a sedimentação, precipitação, adsorção, assimilação por tecidos vegetais e transformações microbiológicas. Tendo em vista que estes processos são controlados por fenômenos naturais, pode-se dizer que os SAC apresentam, em certo nível, comportamento estocástico (KUMAR e ZHAO, 2011).

Devido à grande complexidade destes processos, os SAC e a região de reação ativa, a rizosfera ou zona de raízes, foram amplamente tratados como uma “caixa-preta”, onde os parâmetros de interesse para projeto são as entradas e saídas (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Tendo em vista a complexidade dos processos na rizosfera, a maioria das diretrizes de projeto de SAC são baseadas em “regras-gerais” (*rules of thumb*) empíricas, tais como aquelas que utilizam requisitos específicos de área superficial ou modelos simples de decaimento de primeira ordem (LANGERGRABER, 2010). Desse modo, tendo como objetivo maximizar a eficiência de tratamento, a elucidação dos processos que governam a degradação de poluentes e sobre o compartimento em que ocorrem são essenciais (SAMSÓ e GARCÍA, 2014; KUMAR e ZHAO, 2011; STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

Sabe-se que uma grande variedade de processos físicos, químicos e biológicos ocorrem paralelamente e se influenciam mutuamente nos SAC. Desse modo, tendo como objetivo tratar águas residuárias nestes sistemas com a máxima eficiência possível, conhecimentos mais detalhados sobre os processos que governam a degradação de poluentes e sobre o compartimento em que ocorrem são essenciais para a sua modelagem e dimensionamento (STOTTMEISTER *et al.*, 2003; KUMAR e ZHAO, 2011).

3.2 O potencial redox (E_H) e os mecanismos de remoção de poluentes

O potencial redox (E_H) é uma medição potenciométrica da capacidade de um meio em transferir elétrons. É conhecido como ORP (*Oxidation Reduction Potential*) e traduzido como POR (Potencial de Oxidação Redução). Este potencial indica se o meio é oxidante (valores elevados e positivos) ou redutor (valores baixos ou negativos). A medida é sempre referenciada em relação ao eletrodo padrão de hidrogênio.

O eletrodo SHE (*Standard Hydrogen Electrode*), ou simplesmente eletrodo padrão de hidrogênio, utiliza um sensor de platina cercado de hidrogênio nas condições padrões (1 mol/L de H^+ , pressão do H_2 a 1 atm a 25 °C) e é tido como referência para o valor de 0 mV. Porém, como a utilização deste eletrodo é difícil, utiliza-se o eletrodo de Ag/AgCl ou de calomelano (Hg/Hg_2Cl_2), sendo o Ag/AgCl o mais usual.

Ao utilizar um eletrodo que não seja o de referência (SHE) é necessário corrigir os valores para E_H padrão, visando comparar os resultados com os de referência. Os valores de ORP

obtidos com o eletrodo Ag/AgCl são em torno de 200 mV inferiores aos valores reportados pelo sensor SHE (YSI, 2001). Portanto, às medidas obtidas com o eletrodo Ag/AgCl é necessário somar-se +200 mV para comparação com o eletrodo de hidrogênio padrão.

A respiração e a fermentação são os principais mecanismos pelos quais os microrganismos degradam poluentes de origem orgânica em compostos inertes, como o dióxido de carbono (CO₂), nitrogênio gasoso (N₂) e água (H₂O). Na respiração, as bactérias induzem uma transferência de elétrons de um composto doador de elevado estado energético (tipicamente carbono orgânico) a um aceptor de elétrons de menor estado energético, usando o diferencial energético para crescimento e reprodução. O processo de respiração predominante e o aceptor final de elétrons e, portanto, a remoção dos poluentes, dependem das condições de oxirredução (redox) predominantes no ecossistema dos SAC (FAULWETTER *et al.*, 2009). Elevados valores de potencial redox (+100 mV a +700 mV) estão associados com um ambiente oxidante e promovem processos aeróbios, tais como a nitrificação. Em contraste, valores de potencial redox mais baixos e negativos (-100 mV a -350 mV) estão associados com condições redutoras e processos anaeróbios, tais como a redução de sulfatos e metanogênese (FAULWETTER *et al.*, 2009).

O tipo de respiração microbiana segue uma sequência previsível dentro de faixas específicas de potencial redox. A quantidade de energia disponível para os microrganismos segue de forma semelhante a mesma sequência. Em geral, os maiores rendimentos energéticos dos processos aeróbios levam a um crescimento e reprodução mais acelerados. Uma vez disponível o aceptor de elétrons apropriado e o potencial redox mantido numa faixa adequada, a taxa de consumo de carbono orgânico seguirá a sequência mostrada na Tabela 3.1 (FAULWETTER *et al.*, 2009).

Os SAC se distinguem de outros sistemas de tratamento de esgotos pela coexistência simultânea de áreas com diferentes condições redox em macro e micro escalas. Esta propriedade intrínseca permite que diferentes processos físico-químicos e bioquímicos ocorram ao mesmo tempo (OJEDA *et al.*, 2008; GARCÍA *et al.*, 2010). A distribuição heterogênea das condições redox nos SAC é causada por vários fatores, incluindo a presença da rizosfera das plantas, flutuações no nível d'água, evapotranspiração e tipo de escoamento.

Os ciclos biogeoquímicos de elementos como carbono, nitrogênio e enxofre podem ser quase totalmente fechados dentro do reator graças às diferentes condições redox presentes. Somadas às variações espaciais, variações temporais de curto e longo período nas condições redox também ocorrem nos SAC (GARCÍA *et al.*, 2010; FAULWETTER, *et al.* 2009).

Tabela 3.1. Reações de oxirredução e tipos de metabolismo microbiano.

Processo metabólico	Aceptor de Elétrons (AE)	Produto final	Mols de elétrons por mols de AE	ΔG (kJ mol ⁻¹ eletron)	Potencial redox (mV)
Respiração Aeróbia	O ₂	H ₂ O	4	-125,1	300 a 700
Redução de Nitrato	NO ₃ ⁻	N ₂ , NO _x	5	-118,8	100 a 350
Redução de Manganês	Mn ₄ ⁺	Mn ²⁺	2	-94,5	-100 a 300
Redução de Ferro	Fe ³⁺	Fe ²⁺	1	-24,3	-100 a 200
Redução de Sulfato	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	8	-25,4	-200 a -100
Metanogênese	CO ₂	CH ₄ , CO ₂	8	-23,2	-350 a -100

Nota: AE: Aceptor de elétrons. ΔG : energia livre de Gibbs. Potencial redox reportado com referência ao eletrodo padrão de hidrogênio (adicionam-se +200 mV à leitura do eletrodo Ag/AgCl).

Fonte: Faulwetter *et al.*, 2009.

É difícil estudar os processos internos envolvidos na remoção de contaminantes devido às condições heterogêneas de oxirredução nos SAC. Sendo assim, pesquisas sobre as mudanças no potencial redox, oxigênio e outras variáveis relacionadas em macro e micro escala e as variações temporais associadas são vitais para a compreensão dos processos que ocorrem nos SAC (GARCÍA *et al.*, 2010).

Variações macroscópicas no potencial redox ao longo do comprimento dos SAC horizontais são caracterizadas por um gradiente, sendo encontradas condições mais redutoras próximo à região de entrada do que próximo à de saída (GARCÍA *et al.*, 2003; HEADLEY *et al.*, 2005). Em teoria, não deveria haver mudança significativa nas condições redox macroscópicas ao longo da largura dos SAC, pelo menos durante a partida de um dado sistema. Entretanto, diferenças locais na distribuição das plantas, escoamento preferencial, curtos-circuitos hidráulicos e acúmulo heterogêneo de sólidos ao longo do tempo podem levar a mudanças no potencial redox ao longo da largura do leito filtrante (GARCÍA *et al.*, 2010).

Prata *et al.* (2013) obtiveram resultados que mostram elevação do potencial redox ao longo do comprimento de SAC horizontal recebendo efluentes de fossas sépticas. Os leitos plantados com Lírio Amarelo tiveram elevação de -152 mV na entrada para + 120 mV na saída. Os resultados sugerem a participação da zona de raízes na oxigenação do líquido intersticial.

García *et al.* (2003) realizaram perfis de potencial redox ao longo do comprimento em dois SAC horizontais de 187,5 m² recebendo esgotos domésticos de um hotel. Os resultados variaram de -200 a +150 mV (referência no eletrodo Ag/AgCl), dependendo do local do ponto de medição. Os mesmos autores não encontraram diferenças significativas ao longo da largura dos SAC e sugerem que o potencial redox pode ser usado para detectar escoamento lateral preferencial. Também observaram que o potencial redox decresce consideravelmente com a profundidade, porque os processos que fornecem oxigênio (difusão atmosférica e liberação pelas plantas) ocorrem preferencialmente nas camadas superiores do leito filtrante. Por outro lado, Headley *et al.* (2005) estudaram um SAC horizontal em escala piloto de 8,8 m² alimentado com esgoto doméstico, após tratamento primário, e não encontraram mudança significativa nos perfis verticais de potencial redox. Estes autores mediram o potencial redox em três profundidades e cinco locais ao longo do comprimento do SAC e encontraram valores entre -88 e +222 mV (referência no eletrodo Ag/AgCl). A ausência de gradientes verticais de potencial redox foi associada com um grau de mistura significativo, detectado em teste com traçador. García *et al.* (2003) também conduziram testes com traçadores e encontraram baixo grau de mistura, o que foi coerente com os gradientes de potencial redox encontrados.

Os resultados destes dois estudos sugerem que o gradiente vertical de potencial redox está relacionado com a mistura interna no leito filtrante, que é, por sua vez, função da turbulência dentro do reator, dependendo da vazão por unidade de área transversal e o tamanho dos grãos do meio filtrante (GARCÍA *et al.*, 2010). Headley *et al.* (2005) sugerem que outros fatores, como a transpiração, também podem causar mistura vertical. Todas estas propriedades destacam a complexidade dos SAC horizontais, e ressaltam que se deve ter cautela com conclusões genéricas sobre um dado mecanismo.

Kayser *et al.* (2003) conduziram um estudo detalhado sobre a evolução do potencial redox e parâmetros relacionados ao longo do tempo em um SAC vertical em escala real. O SAC

recebia efluente de lagoa de estabilização e possuía área superficial de 2.500 m² e profundidade média de 0,8 m. Foi observado durante um período de dois anos que baixo potencial redox (-150 a 0 mV – referência em Ag/AgCl) coincidiu com baixas taxas de nitrificação, enquanto elevado potencial redox (0 a +200 mV – referência em Ag/AgCl) coincidiu com maiores taxas de nitrificação. Também foi avaliada a evolução diurna do potencial redox. O potencial redox e a concentração de oxigênio no efluente decrescem instantaneamente após cada aplicação. Os menores valores de potencial redox sempre coincidiram com as máximas concentrações de amônio no efluente. Em dias em que a taxa de aplicação hidráulica foi maior, o máximo potencial redox antes de cada alimentação decresceu continuamente ao longo do dia, e a concentração máxima de amônio aumentou continuamente. Estes autores recomendam o monitoramento contínuo do potencial redox em efluentes de SAC verticais porque está correlacionado com o fornecimento de oxigênio e a eficiência de remoção e, por isso, é um bom indicador da condição operacional do sistema.

Bezbaruah e Zhang (2004a) estudaram as mudanças no potencial redox e oxigênio dissolvido em escala microscópica em um SAC vertical em escala laboratorial. O SAC foi plantado com *Scirpus validus*, tinha área superficial de 0,028 m² e foi alimentado com efluente doméstico após sedimentação primária. As medições foram feitas com um microeletrodo construído pelos próprios autores acoplado a um micro manipulador. O potencial redox na superfície das raízes laterais variou de +250 a +317 mV e decresceu para os valores do meio líquido (-54 a +14 mV) a distâncias de 4,5 mm. O potencial redox na superfície das raízes principais variou de +24 a +124 mV e alcançou os valores do meio líquido a uma distância de 3 mm. Valores de potencial redox mais elevados próximo à superfície das raízes laterais correlacionam-se com a presença de oxigênio, que parece formar uma camada com espessura de aproximadamente 1 mm ao redor das raízes. Esta camada rica em oxigênio não foi encontrada ao redor das raízes principais. Os autores sugerem que pode ter havido uma pequena quantidade de oxigênio próxima à superfície das raízes principais, mas em um nível abaixo do limite de detecção do microeletrodo usado. Apesar das medições terem sido tomadas em uma região de amostragem desprovida de meio suporte (o que pode ter afetado o padrão de fluxo e o crescimento de biofilme), ocorreram fortes gradientes redox em escala microscópica, que permitem a ocorrência simultânea de processos bioquímicos com requisitos ambientais diferentes em áreas muito pequenas.

Münch *et al.* (2005) consideraram mudanças microscópicas no potencial redox e estudaram as distâncias das raízes de *Phragmites australis* nas quais a nitrificação ou desnitrificação foram detectáveis. Os testes foram conduzidos em SAC experimentais (volume 12 L) alimentados em batelada com efluente sintético. Os resultados mostraram que a saturação de oxigênio no SAC controle não plantado foi comparável aos valores medidos no SAC plantado a uma distância da raiz de 40 mm. Desse modo, a camada de oxigênio ao redor das raízes se mostrou mais espessa do que o apresentado por Bezbaruah e Zhang (2004b) (1 mm). Isto sugere que os microgradientes induzidos pelas plantas podem variar dramaticamente entre os sistemas de acordo com ampla gama de propriedades, tais como a carga aplicada, a espécie de planta e condições ambientais.

As descobertas sobre variações no potencial redox dentro da rizosfera oferecem novas perspectivas para a compreensão da complexidade dos processos dentro da rizosfera e particularmente nos arredores da superfície da raiz. Estes fatos destacam a importância dos processos fisiológicos das plantas para o tratamento de efluentes e sugerem que pesquisas futuras deveriam investigar os processos e remoção que ocorrem nos biofilmes nas superfícies das raízes das plantas (WIESSNER *et al.*, 2005).

3.3 As plantas e o potencial redox

As plantas são a característica mais notável dos SAC e já foi demonstrado que sua presença aumenta a remoção de poluentes (LAI *et al.*, 2012; FRASER *et al.*, 2004; PICARD *et al.*, 2005). Tanner (2001) observou maior potencial redox em zona de raízes de um SAC horizontal plantado do que em um SAC horizontal não plantado. Outros estudos mostraram que a diversidade, atividade e densidade microbiana são intensificadas na região da rizosfera de SAC subsuperficiais (FAULWETTER *et al.*, 2012; GAGNON *et al.*, 2007; MÜNCH *et al.*, 2005; COLLINS *et al.*, 2004; OTTOVA *et al.*, 1997), sugerindo que as plantas favorecem o estabelecimento de microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes.

As macrófitas aquáticas transferem oxigênio para seu sistema radicular e liberam uma fração deste para a rizosfera (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003), promovendo a formação de camadas aeróbias ao redor da raiz e criando um gradiente de potencial redox variando de +500 mV muito próximo à superfície da raiz a -250 mV a uma distância de 1 – 20 mm da

superfície da raiz (WIESSNER *et al.*, 2002a; BEZBARUAH e ZHANG, 2004a; MÜNCH *et al.*, 2005). Como resultado, a rizosfera exibe um mosaico de condições redox, permitindo a formação de vários nichos ecológicos que promovem uma multiplicidade de processos microbiológicos. Experimentos realizados por Münch *et al.* (2005) revelaram que as raízes de *Phragmites australis* aumentaram a atividade da nitrificação e desnitrificação a 30-40 mm da superfície da raiz. Como a distância média entre as raízes é de 35 mm, a influência da raiz pode se estender por toda a zona de raízes do SAC (MÜNCH *et al.*, 2005). Gagnon *et al.* (2007) reportaram que os microrganismos presentes na região da rizosfera possuíam uma taxa de respiração aeróbia superior à de um sistema não plantado, sugerindo que a liberação de oxigênio pelas raízes influencia o tipo de microrganismos presentes na rizosfera. Estes resultados tendem a confirmar o conhecimento convencional de que, quando processos aeróbios são desejados, a profundidade ótima do SAC deve ser baseada na profundidade de enraizamento da espécie de planta presente (FAULWETTER *et al.*, 2009). Cabe ainda ressaltar a possibilidade de desenvolvimento de técnicas para o aumento da profundidade da zona de raízes, como, por exemplo, a redução periódica do nível d'água dentro de um SAC de escoamento horizontal.

A liberação de oxigênio e, conseqüentemente, o potencial redox e a diversidade microbiana na rizosfera aparentemente variam de acordo com a espécie de macrófita aquática e condições ambientais, mas os resultados ainda não são consistentes (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003; FAULWETTER *et al.*, 2009; LAI *et al.* 2012). Por exemplo, Wiessner *et al.* (2002a) encontraram taxas de liberação de oxigênio maiores em *Typha latifolia* ($1,41 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$), do que *Phragmites australis* ($1,0 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$). Em outro trabalho, Stein e Hook (2005) realizaram medições de potencial redox em SAC superficial em escala real e mostraram que um módulo plantado com uma mistura de *Juncus* spp. e *Schoenoplectus* spp. apresentou condições moderadamente reduzidas no solo (+100 a +300 mV), enquanto um módulo plantado com uma mistura de *Typha* spp. e *Sparganium* sp. apresentou condições reduzidas (-100 a + 100 mV) a altamente reduzidas ($E_h < -100 \text{ mV}$) no solo. Estes autores ainda encontraram médias sazonais de potencial redox e remoção de DQO maiores em SAC plantados com *Carex utriculata* seguidos de *Schoenoplectus acutus*, *Typha latifolia* e SAC não plantado. Estes resultados sugerem influências específicas das espécies de plantas.

As variações da liberação de oxigênio pelas espécies e no potencial redox reportadas podem ser devidas a outros fatores ambientais. Algumas, mas não todas as espécies de plantas, geram uma flutuação diurna do potencial redox em resposta à variação da intensidade luminosa. A baixa intensidade luminosa, a rizosfera de *Juncus effusus* exibiu, em média, condições redox reduzidas (E_H -250 mV), mas alcançou condição moderadamente oxidante (E_H +230 mV) com elevada intensidade luminosa (WIESSNER *et al.*, 2005). Como mostrado por Sorrell (1999), este efeito pode variar de espécie para espécie e até mesmo dentre espécies de um mesmo gênero. Este autor mostrou que a liberação de oxigênio pelas raízes de *Juncus effusus* foi positivamente influenciada pela intensidade luminosa, mas não nas raízes de *Juncus inflexus*.

Nos reatores em escala laboratorial investigados por Wiessner *et al.* (2005), o potencial redox se relacionou com o ciclo diurno de luminosidade. Valores de potencial redox começaram a aumentar praticamente ao mesmo tempo que a luminosidade do dia aumentava pela manhã (de $\sim$ -240 para + 209 mV) e decrescia quando a luz do dia cessava, como mostra a Figura 3.3.

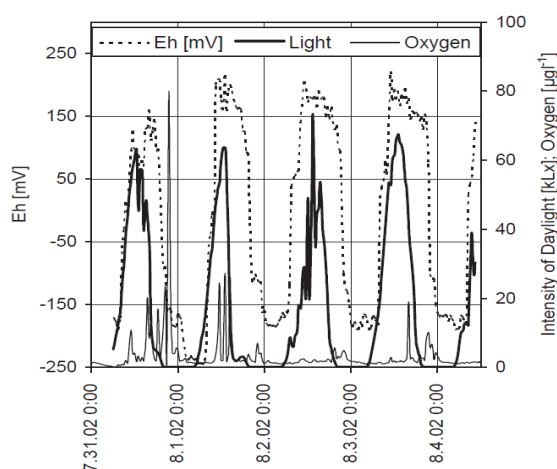


Figura 3.3. Mudanças nas condições redox e concentrações de oxigênio dissolvido na rizosfera relacionadas às intensidades luminosas ao longo do dia.

Fonte: Wiessner *et al.* (2005).

É importante comentar sobre as condições operacionais do reator nestes experimentos de Wiessner *et al.* (2005). Os reatores foram preenchidos com 20 kg de pedras (2-4 mm) e possuíam volume útil de 10 L. O tempo de detenção hidráulica foi determinado em 5 dias de

acordo com a vazão aplicada de 2 L dia⁻¹. O reator foi plantado com a espécie *Juncus effusus* e alimentado com efluente sintético. A Tabela 3.2 resume as principais informações sobre este experimento.

Tabela 3.2. Condições operacionais dos reatores PFR no experimento de Wiessner *et al.* (2005).

Parâmetro	Concentração média afluente (mg L ⁻¹)	Concentração média efluente (mg L ⁻¹)	Desvio padrão	Eficiência de remoção (%)	Cargas aplicadas (g dia ⁻¹)
Acetato	152,7	2,9	± 3,1	98,1	0,3054
Benzoato	95,5	1,2	± 2,2	98,8	0,191
DBO	222	14,5	± 3,8	93,5	0,444
DQO	326	17,7	± 7,6	94,6	0,652
Carbono Total	123	71,6	± 14,4	41,8	0,246
Carbono Inorgânico	0,7	62,7	± 15,4	-98,9	0,0014
Carbono Orgânico Total	122,3	8,9	± 4,2	92,7	0,2446
Amônio	38,4	6,9	± 3,5	82	0,0768
Nitrito	0	0,7	± 1,1	-100	0
Nitrato	135,7	0,7	± 1,0	99,5	0,2714
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	0,002				

Fonte: Wiessner *et al.* (2005).

Estes autores reportam uma correlação entre variações no potencial redox, no pH do líquido e remoção de amônio (NH₄⁺) em resposta às variações na luminosidade. Variações de pH podem ser interpretadas como uma reação ao potencial redox e variações nos processos de remoção, bem como mudanças nas concentrações de CO₂ na raiz e consumo de NO₃⁻. As variações de luminosidade devido ao ciclo dia/noite e variações sazonais teoricamente determinam os mecanismos de transporte de gases das plantas, as taxas de fluxos de oxigênio (O₂) para as raízes, de CO₂ e metano (CH₄) das raízes para a atmosfera, as quantidades de oxigênio na rizosfera e os gradientes espaciais de potencial redox dentro da rizosfera. Apesar destes resultados, estes autores não observaram aumento significativo nas concentrações de oxigênio dissolvido no líquido intersticial, o que pode ser justificado pelo rápido consumo de O₂ na rizosfera.

É importante chamar atenção sobre o tempo de residência, as cargas aplicadas e sobre a ausência de sólidos suspensos no efluente sintético usados neste experimento. Em SAC em escala real, dificilmente são encontradas condições operacionais similares. Além disso, a ausência de sólidos suspensos no afluente elimina o estoque de material orgânico retido pelo

meio suporte e, conseqüentemente, reduz a demanda de oxigênio no reator em escala laboratorial. Pode-se dizer que estes pesquisadores tiveram sucesso na observação de variações de potencial redox em função da luminosidade devido às condições operacionais que levaram a uma baixa demanda de oxigênio. Nestas condições, o sistema operou no limite em que a vegetação influencia o sistema. Em condições de maior demanda de oxigênio, muito provavelmente não seriam observadas tais flutuações.

A liberação de oxigênio pelas raízes também é dependente do potencial redox no leito filtrante (LAI *et al.*, 2012; FAULWETTER *et al.*, 2009). Wiessner *et al.* (2002b) obtiveram resultados mostrando que a taxa de liberação de oxigênio é específica da espécie de planta sob condições reduzidas (E_H -400 mV a +200 mV), mas depende da condição fisiológica da planta em potencial redox mais elevado ($E_H > +200$ mV). A liberação de oxigênio cessou quando o entorno imediato das raízes atingiu condição redox altamente oxidante. A relação entre a taxa de liberação de oxigênio dissolvido e o potencial redox do ambiente não foi linear e a maior taxa de liberação de oxigênio foi na faixa de -250 mV a -150 mV. A redução ou estabilização da taxa de liberação de oxigênio em condições redox altamente redutoras foi observada em outros estudos (SORRELL, 1999) e pode ser explicada pelas limitações fisiológicas da liberação de oxigênio e à quantidade finita de área radicular permeável à difusão de oxigênio (SORRELL, 1999; BEZBARUAH e ZHANG, 2004a).

A liberação de oxigênio pelas plantas, e conseqüentemente sua influência no potencial redox, pode influenciar a remoção de compostos nitrogenados nos SAC. Uma capacidade limite da planta para liberação de oxigênio para compensar a demanda em condições redox baixas pode explicar a baixa taxa de nitrificação observada em SAC horizontais tratando efluentes domésticos com elevadas cargas de carbono orgânico. Os microrganismos nitrificantes são autotróficos e possuem crescimento lento, por isso eles não podem competir com os heterótrofos, se altos níveis de carbono orgânico estiverem presentes. Portanto, a maior parte da remoção de carbono deve ser completada antes que a etapa de eliminação de nitrogênio comece e, assim, o processo de desnitrificação é limitado pelo carbono orgânico (MÜNCH *et al.*, 2005).

3.4 O potencial redox e as comunidades microbiológicas nos SAC

A compreensão da ecologia microbiana envolvida nos ciclos do carbono, nitrogênio e enxofre em SAC foi identificada como uma importante lacuna para a otimização do desempenho destes sistemas de tratamento. Acredita-se que fatores operacionais, como tipo de plantas e o projeto hidráulico, influenciam o ambiente da subsuperfície nos SAC, especialmente as condições redox, e que variações na qualidade do efluente final estão associadas às mudanças nas populações microbianas e suas atividades (FAULWETTER *et al.*, 2012).

Alguns estudos mostram que a presença das plantas aumenta a densidade, diversidade e atividade da comunidade microbiana no leito filtrante. Gagnon *et al.* (2007) avaliaram a densidade, por citometria de fluxo, e atividade, por ensaios respirométricos, dos microrganismos associados à rizosfera em três espécies de plantas em SAC comparadas a um controle não plantado. Segundo estes autores, a presença das plantas aumenta significativamente a densidade e atividade microbiana. Os resultados mostraram ainda um efeito espécie específico, em que um sistema plantado com *Phalaris arundinaceae* apresentou maiores valores do que *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*. A morfologia das espécies de plantas parece ser um fator chave que influencia a aderência e o desenvolvimento de microrganismos.

Segundo Ruiz-Rueda *et al.* (2009), a desnitrificação potencial e a atividade nitrificante se mostraram significativamente maiores na rizosfera quando comparadas com o sedimento não vegetado. A estrutura da comunidade microbiana desnitrificante na rizosfera, revelada por PCR – DGGE usando o gene *nosZ* como marcador, foi diferente daquela do sedimento. Os resultados também mostram uma maior diversificação do genótipo *nosZ* e sugerem um efeito da espécie de planta nas amostras de rizosfera obtidas durante eventos de baixo tempo de detenção hidráulica (TDH). Os resultados demonstraram o efeito da vegetação no funcionamento e estrutura das comunidades bacterianas envolvidas na remoção de nitrogênio em SAC e apontaram para o uso da cobertura vegetal para promover a nitrificação e desnitrificação.

De modo geral, acredita-se que a principal influência da presença das plantas está relacionada com a liberação de oxigênio e com as condições redox na rizosfera (FAULWETTER *et al.*,

2012). As raízes das plantas nos SAC servem como suporte para o crescimento de microrganismos aderidos e, até certo ponto, transferem oxigênio e liberam exsudatos na zona radicular. Uma parte do oxigênio alcança a rizosfera para oxidar compostos tóxicos à planta no entorno das raízes. Então, o crescimento microbiano se torna estimulado pela contínua liberação de oxigênio e ausência de compostos tóxicos. A oxigenação na rizosfera também altera as condições redox das zonas anóxicas e torna processos biológicos de oxidação possíveis, como a nitrificação. A Figura 3.4 ilustra este fenômeno.

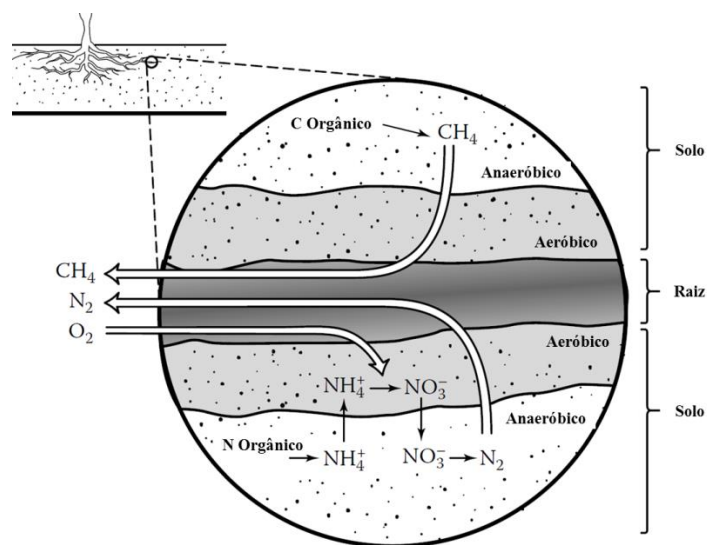


Figura 3.4 - Gradientes de condições redox produzidos pelas raízes das plantas.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

Os produtos depositados pela rizosfera (exsudatos radiculares e matéria orgânica morta) funcionam como substratos para os microrganismos. A rizodeposição é causada pela liberação de material celular morto ou exsudatos nos arredores da raiz. Compostos como açúcares e aminoácidos podem funcionar como substratos para os microrganismos e as bactérias desnitrificantes podem ser estimuladas pela presença destas fontes de carbono. Consequentemente, os arredores das raízes são um habitat especial para estas bactérias (MÜNCH *et al.*, 2005).

A rizosfera foi frequentemente examinada para se estabelecer a existência de seus efeitos ou para quantificar parâmetros específicos, como a liberação de oxigênio. Pouco foi feito para determinar a magnitude do efeito da rizosfera de modo mais amplo. Sendo assim, as

investigações foram restritas a áreas a poucos milímetros de distância das raízes. A estimulação da atividade microbiana nesta faixa tem apenas um pequeno efeito no tratamento dos efluentes. De maior interesse neste contexto são os efeitos de estimulação nos arredores mais amplos, que representam a atividade microbiana em toda a parte enraizada da planta (MÜNCH *et al.*, 2005). Ainda estes autores mostraram que boa remoção de nitrogênio também é possível num entorno mais amplo das raízes. De acordo com a magnitude da influência das raízes, numa distância natural de 35 mm entre as raízes, a área de influência poderia ser expandida para toda a área enraizada do SAC. Consequentemente, a influência das bactérias nas raízes parece ser não apenas um efeito local, mas desempenha um importante papel no processo de purificação como um todo.

3.5 Modelagem numérica e os SAC

Durante os últimos anos, tem surgido interesse crescente em modelagem numérica de SAC de escoamento subsuperficial. Os principais objetivos da modelagem numérica são: a) obter um melhor entendimento dos processos que governam as transformações químicas e biológicas e os processos de degradação, oferecendo uma compreensão da “caixa-preta”; e b) avaliar e incrementar os critérios de projeto existentes (LANGERGRABER, 2010).

Para se aprofundar os conhecimentos sobre o que ocorre quando os poluentes orgânicos são degradados em SAC, é necessário pesquisar as peculiaridades fisiológicas das plantas e os microrganismos ativos nas zonas de raízes (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Segundo Kumar e Zhao (2011), poucos modelos disponíveis até o momento para projeto de SAC explicam, ou levam em consideração, os mecanismos e processos internos. Sendo assim, se encaixam na categoria de modelos “caixa-preta”.

O modelo para decaimento de DBO e consumo de oxigênio proposto por Bezbaruah e Zhang (2009) leva em conta a liberação de oxigênio pelas plantas no sistema e divide a degradação da matéria orgânica no SAC por processos aeróbios e anaeróbios, atribuindo uma porcentagem de participação relativa a cada um deles. O modelo foi calibrado com dados de um SAC horizontal com 4 módulos (50,3 m x 30,8 m x 0,46 m) projetado para 1.750 habitantes. Pelas concentrações de DBO e oxigênio dissolvido ao longo do SAC, o modelo calculou uma participação de 64% de processos aeróbios e 36% de processos anaeróbios.

Estes autores ainda sugerem que o modelo proposto pode ser aperfeiçoado para incorporar a influência da nitrificação, temperatura e outros fatores.

O modelo usado por Ojeda *et al.* (2008) incorpora em sua estrutura as principais reações microbiológicas que ocorrem nos SAC horizontais: hidrólise, respiração aeróbia, nitrificação, desnitrificação, redução de sulfatos e metanogênese. Este modelo mostra a importância relativa de cada processo microbiano em diferentes compartimentos do sistema ao longo do comprimento e da profundidade, revelando a estratificação do reator e sua heterogeneidade.

Os modelos propostos por Bezbaruah e Zhang (2009) e Ojeda *et al.* (2008) seguem a abordagem proposta por Kumar e Zhao (2011), que recomendam que a futura direção dos trabalhos de modelagem de SAC deveria se concentrar na quantificação das taxas dos processos individuais que ocorrem dentro do sistema. A taxa individual das reações e a porcentagem de remoção por vários mecanismos são vitais porque fornecem informações válidas para os projetistas para o eficiente dimensionamento dos SAC. Uma vez que tais informações estiverem disponíveis, as recomendações de projeto podem ser feitas para o dimensionamento, e a remoção de poluentes poderá ser estimada em detalhe. Ainda para Kumar e Zhao (2011), o fato de que as constantes de tempo de certas reações físico-químicas e microbiológicas podem variar de segundos a horas, a calibração de modelos provavelmente requer grandes séries de dados coletadas em alta frequência.

Segundo Wallace (2011), no atual estágio de desenvolvimento dos SAC, uma ampla variedade de aplicações já existe e continuarão a se expandir dado o crescimento exponencial dos SAC mundialmente. Tal como aumenta a gama de aplicações, também aumentará a necessidade por aperfeiçoar os métodos de projeto existentes e criar novas soluções para lidar com as maiores e mais complexas misturas de poluentes em processos confinados e com limitações de espaço. De acordo com Rousseau *et al.* (2004), a crescente aplicação dos SAC para o tratamento de águas residuárias e o atendimento a rigorosos padrões de qualidade de água são grandes incentivos para o desenvolvimento de melhores ferramentas de projeto.

Os modelos CW2D (Constructed Wetlands 2D) e CWM1 (Constructed Wetlands Model Number 1), desenvolvidos por Langergraber e Šimůnek (2005) e Langergraber *et al.* (2009), respectivamente, incorporam uma abordagem mais atual sobre modelagem de SAC. Estes são

modelos multicomponentes de transporte reativo que rodam na plataforma HYDRUS-2D. Ambos os modelos foram desenvolvidos para modelar transformações bioquímicas e processos de degradação em SAC de escoamento subsuperficial, onde está envolvida uma complexa mistura de água, substrato, plantas, material particulado e uma variedade de microrganismos.

Os componentes bioquímicos definidos no CW2D incluem o oxigênio dissolvido, três frações da matéria orgânica (rapidamente e lentamente degradáveis e inerte), quatro compostos de nitrogênio (amônio, nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso), fósforo inorgânico, e microrganismos heterotróficos e autotróficos. Este modelo foi principalmente desenvolvido para modelagem de sistemas de escoamento vertical e por isso inclui apenas as transformações aeróbias e anóxicas de degradação.

O modelo CWM1 possui um conjunto mais completo de componentes, pois inclui as transformações anaeróbias de degradação, além das aeróbias e anóxicas. Sendo assim, pode ser aplicado tanto para SAC vertical quanto horizontal. Neste modelo biocinético estão incorporados 17 processos e 16 componentes (8 solúveis e 8 particulados) e são seguidas as formulações matemáticas propostas pelos modelos IWA Activated Sludge Model (ASM1, ASM2, ASM2D e ASM3).

Segundo Langergraber *et al.* (2009), para alcançar uma formulação de um modelo completo para os SAC, além dos modelos biocinéticos propostos, ainda precisam ser aperfeiçoados processos como a hidrodinâmica no meio poroso, influência da vegetação, transporte de material particulado/suspensão para descrever a colmatação, processos de adsorção e dessorção e reaeração física. Estas são limitações dos modelos para SAC que ainda precisam compreender a grande complexidade destes sistemas.

Langergraber e Šimůnek (2011) simularam a influência das plantas nos SAC utilizando o modelo CWM1. Para as simulações, os autores adotaram uma liberação de oxigênio pelas plantas de $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 , justificando que este é um valor tipicamente reportado para a espécie de planta utilizada no SAC modelo (*Phragmites australis*). A Figura 3.5 mostra os resultados simulados para as concentrações de oxigênio dissolvido considerando presença e ausência de vegetação.

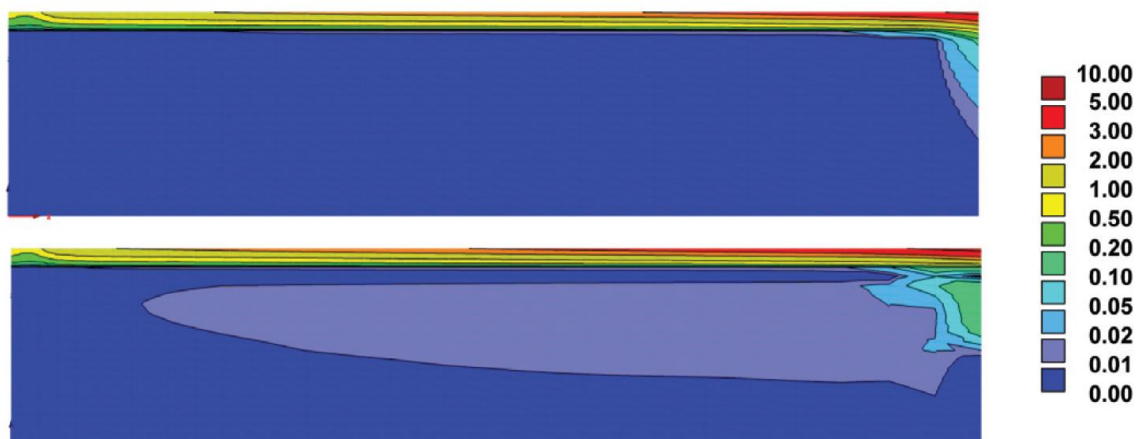


Figura 3.5. Corte longitudinal - Perfis de concentração (mg L^{-1}) de oxigênio dissolvido simulados pelo modelo CWM1 considerando a ausência (acima) e presença (abaixo) de vegetação e liberação de oxigênio pelas raízes. Dimensões do leito: Comprimento: 10,3m e largura 0,6 m.

Fonte: Langergraber e Šimůnek (2011)

Os resultados mostram que não há oxigênio disponível no leito quando não é considerada a liberação de oxigênio pelas plantas. As concentrações de oxigênio também são bastante baixas quando se considera a presença da vegetação ($0,01 - 0,02 \text{ mg L}^{-1}$). Esta concentração pode ser considerada como residual, pois apesar de haver um constante suprimento de oxigênio na zona de raízes, este elemento é rapidamente consumido pelos organismos aeróbios.

Ainda nesta mesma modelagem, os autores mostraram a influência positiva da presença da vegetação e da liberação de oxigênio dissolvido pelas raízes nas concentrações de biomassa heterotrófica (XH), fermentativa (XFB) e autotrófica (XA) no meio suporte, como mostra a Figura 3.6.

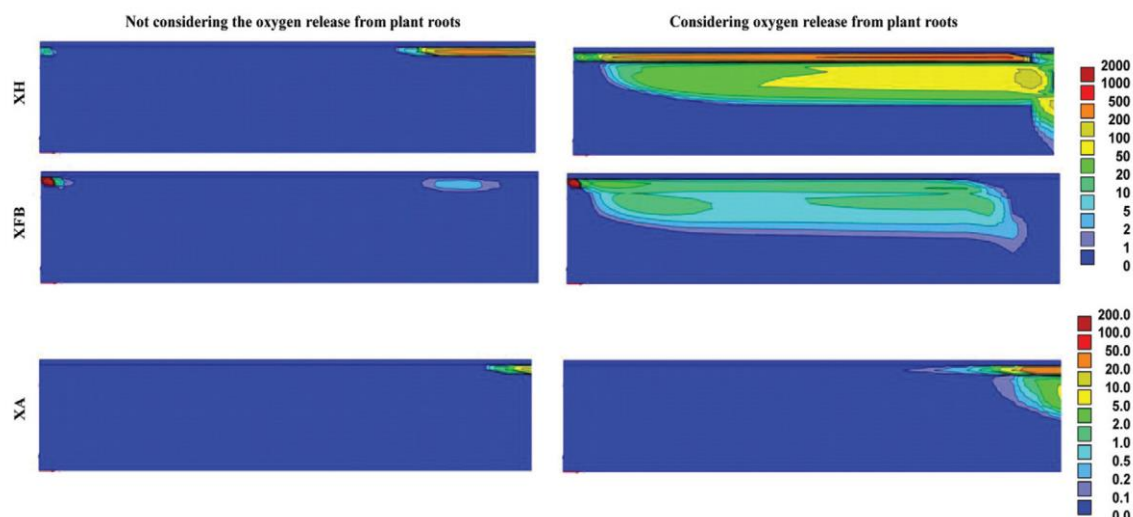


Figura 3.6. Corte longitudinal - Perfis de concentração de bactérias (mg kg^{-1}) heterotróficas (XH), fermentativas (XFB) e autotrófica nitrificante (XA) simulados pelo modelo CWM1 considerando a ausência (esquerda) e presença (direita) de vegetação e liberação de oxigênio pelas raízes. . Dimensões do leito: Comprimento: 10,3m e largura 0,6 m.

Fonte: Langergraber e Šimůnek (2011)

Observa-se por estes resultados que há uma maior concentração de bactérias aeróbias quando há a presença de vegetação no sistema, condição que é permitida pela liberação de oxigênio pelas raízes. No cenário oposto, sem vegetação e liberação de oxigênio, observa-se uma predominância de bactérias fermentativas, e quase ausência de bactérias aeróbias, visto que o ambiente encontra-se predominantemente anaeróbio.

Outro modelo matemático já disponível para SAC é o BIO_PORE, desenvolvido por Samsó e García (2013a). Este modelo foi construído usando a plataforma COMSOL MultiphysicsTM para acelerar o desenvolvimento do modelo e esclarecer seu funcionamento interno. As equações biocinéticas do CWM1 foram levemente adaptadas para incluir a adesão e desprendimento de componentes particulados. A absorção de nutrientes e a liberação de oxigênio pelas plantas também foram simulados. Um novo submodelo para o biofilme, que impede o crescimento ilimitado de bactérias com elevadas concentrações de substrato, permite reproduzir o comportamento dinâmico nos SAC em cenários de longo prazo. Esta é a mais relevante inovação que este modelo traz consigo.

Samsó e García (2013b), usando o modelo BIO_PORE, realizaram simulações de longo prazo e mostraram uma distribuição gradual horizontal de grupos de bactérias em função da disponibilidade e demanda de oxigênio, aceptores de elétrons e condição redox. Os grupos modelados são bactérias heterotróficas, autotróficas nitrificantes, fermentativas, acetotróficas metanogênicas, acetotróficas redutoras de sulfato e oxidadoras de sulfeto. Estas simulações mostraram uma estabilização das comunidades microbianas no sistema após 400 a 700 dias do início de operação do sistema, conforme mostra a Figura 3.7 a seguir.

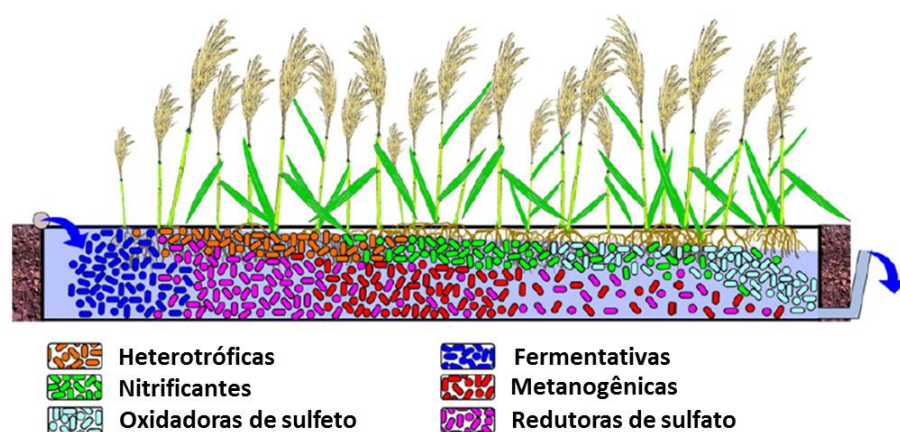


Figura 3.7. Ilustração representando os dados modelados por Samsó e García (2013b) mostrando a distribuição dos grupos de bactérias ao longo do SAC.

Estes resultados são coerentes com a revisão apresentada por Faulwetter *et al.* (2009). Observa-se que, à medida que o efluente é degradado e a demanda de oxigênio é reduzida ao longo do eixo horizontal do sistema, há uma mudança nas condições redox, na disponibilidade de oxigênio e no aceptor de elétrons principal, o que dirige uma mudança gradual nas comunidades microbianas.

4 HIPÓTESES

Tendo em vista os argumentos apresentados nesta revisão de literatura, se existe liberação de oxigênio pelas raízes em sistemas plantados, é esperado que o meio suporte apresente maior massa de biomassa aeróbia se comparado a um sistema não plantado, onde não há liberação de oxigênio pelas raízes. Isso posto, espera-se um maior consumo de oxigênio no sistema plantado se comparado ao não plantado, devido a uma maior comunidade aeróbia. Dessa

forma, resultados de testes respirométricos seriam diferentes quando comparados sistemas plantados e não plantados. Estes resultados podem ser corroborados pela condição redox no líquido intersticial do meio suporte, que determinará o tipo de metabolismo e processos de conversão predominante.

Com base nestes argumentos, é possível estabelecer as seguintes hipóteses:

1. A vegetação transfere oxigênio para a zona de raízes, criando micronichos aeróbios que permitem o desenvolvimento de biomassa aeróbia.
2. Pela presença de oxigênio, o potencial redox no líquido intersticial é mais elevado em sistemas plantados do que não plantados;
3. As concentrações dos principais indicadores de metabolismo do sistema serão diferentes em sistemas plantados e não plantados;
4. Se a ausência de oxigênio deixar de ser um fator inibidor para o crescimento da biomassa heterotrófica, esta será maior em um sistema plantado do que em sistema não plantado, mesmo que as taxas de carregamento sejam as mesmas.
5. Havendo maior massa de biomassa heterotrófica, um sistema plantado apresentará maior taxa de consumo de oxigênio se comparado a um não plantado.

Em síntese, se há maior consumo de oxigênio, maior massa de biomassa e atividade aeróbia em um sistema plantado comparado a um não plantado, estará provado que as plantas exercem um papel importante na liberação de oxigênio na subsuperfície, podendo gerar condições aeróbias/anóxicas em determinados sítios, mesmo que não se observem elevadas concentrações de oxigênio dissolvido no líquido intersticial. Sendo assim, a rizosfera comprova-se como uma zona aeróbia que aumenta a diversidade e atividade microbiana, como sugerem Münch *et al.* (2005), Wiessner *et al.* (2002; 2005), Gagnon *et al.* (2007), Ruiz-Rueda *et al.* (2009) e vários outros autores.

A comprovação dessas hipóteses corrobora o argumento de Grady *et al.* (1999) de que as características físicas do sistema e seu modo de operação influenciam a composição da comunidade microbiana que se desenvolve no reator, assim como a condição fisiológica dos microrganismos na comunidade. Estas condições e a natureza da comunidade microbiana vão definir as cinéticas pelas quais será determinado o desempenho de dado sistema.

5 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

5.1 Área de estudo

Ambas as etapas desta pesquisa foram realizadas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O CePTS localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Sabará – MG (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W). A ETE Arrudas recebe a maior parte dos esgotos sanitários gerados na bacia do Ribeirão Arrudas, incluindo as cidades de Belo Horizonte e Contagem, com capacidade para 1,6 milhão de habitantes. Parte da vazão de entrada da ETE Arrudas é direcionada para o CePTS, onde são desenvolvidas diversas pesquisas sobre saneamento.

As atividades da primeira etapa desta pesquisa ocorreram ao longo do ano de 2014 e as da segunda etapa ocorreram ao longo do ano de 2015, tendo seu fechamento no primeiro trimestre de 2016.

5.2 Configuração da unidade experimental

A presente pesquisa utilizou SAC de escoamento horizontal subsuperficial recebendo efluentes sanitários após um reator tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Estes sistemas recebem uma pequena alíquota da vazão da ETE Arrudas. O esgoto, antes de ser encaminhado para as unidades de estudo, passa por tratamento preliminar da ETE Arrudas, composto por sistema de gradeamento (grade grossa e fina) e desarenador. Após esta etapa, parte da vazão da ETE é bombeada do canal de esgoto bruto para o CePTS e dividida entre vários sistemas de tratamento, dentre eles, o UASB seguido de SAC horizontal, ilustrados pela Figura 5.1.



Figura 5.1. Reator UASB (a) seguido de SAC horizontal plantado e não plantado (b).

O reator UASB apresenta um volume útil de 22 m^3 , operando com vazão de $80 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, resultando em Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio de 6,6 horas. Parte do efluente do reator UASB é encaminhada para os dois SAC horizontais, sendo uma unidade plantada com *Thypha latifolia* e outra unidade não plantada (controle). A vazão de alimentação dos SAC é regulada por uma caixa com vertedor tipo Thompson e extravasor. A altura do extravasor regula o nível d'água dentro da caixa, ajustado de acordo com a vazão a ser vertida para os SAC e para o extravasor. A função desta caixa é impedir que vazões superiores à de projeto ($15 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) sejam encaminhadas aos SAC. A Figura 5.2 e Figura 5.3 apresentam o dispositivo hidráulico construído para a pesquisa.

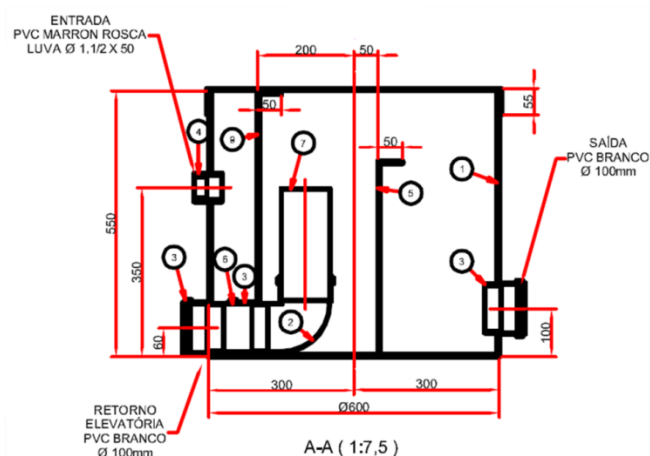


Figura 5.2. Corte esquemático da caixa reguladora de vazão.

Legenda: 1- tanque de fibra de vidro; 2- Joelho PVC soldável; 3- Luva de PVC soldável; 4- Luva de PVC soldável com rosca; 5- Placa vertedora; 6- Tubo PVC; 7- Tubo PVC; 8- Tampa do tanque; 9- Placa quebra onda.

Os SAC operam em paralelo desde junho de 2007 e cada um recebe uma vazão de projeto de $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, com TDH real da ordem de 1,30 e 1,43 dias para o plantado e não plantado, respectivamente (DE PAOLI, 2010). Ainda segundo este autor, que empregou traçador radioativo para os estudos hidrodinâmicos (^{82}Br), esta diferença no tempo de detenção hidráulica pode estar relacionada ao maior acúmulo de sólidos no SACHP, devido ao sistema radicular no leito, o que aumenta a colmatção e cria curtos-circuitos hidráulicos no meio suporte. No período daquelas investigações, observava-se maior escoamento superficial na unidade não plantada, podendo a presença da vegetação estar relacionada à redução do escoamento superficial.

Matos (2015, p. 184), utilizando traçador salino (NaCl), observou TDH reais da ordem de 1,40 para o SAC plantado e 1,06 para o SAC não plantado. Neste último caso, ambos os leitos já se encontravam em avançado processo de colmatção, sendo o SAC não plantado mais colmatado que o plantado. Este autor justifica esta redução no TDH do sistema não plantado pela obstrução do meio suporte.

Cada unidade foi dimensionada para um equivalente populacional de 50 habitantes. A vazão das unidades, após passagem pela caixa reguladora de vazão, é distribuída igualmente ($7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) pela caixa divisora de vazão composta por dois vertedores paralelos. A Figura 5.3 apresenta estes dispositivos hidráulicos.

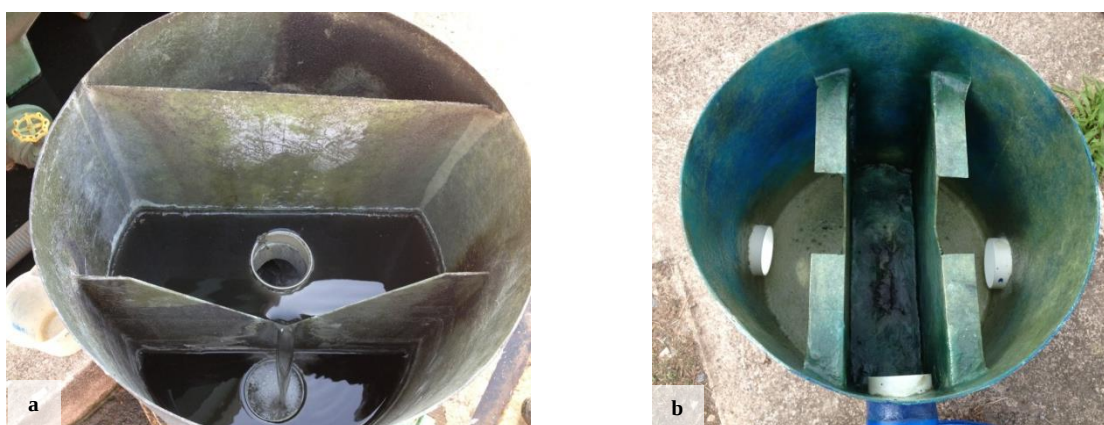


Figura 5.3. Caixas de regulação (a) e divisão (b) de vazões afluentes aos SAC horizontais plantado e não plantado.

Os SAC possuem 25 m de comprimento, 3 m de largura, 0,40 m de altura do leito, tendo como nível d'água de projeto 0,30 m. Ambas as unidades utilizam escória de alto forno como meio suporte. Matos (2015, p. 222) observou d_{10} de 10,7 mm para o SAC não plantado e d_{10} de 9,7 mm para o SAC plantado. A Tabela 5.1 a seguir resume as características construtivas dos SAC horizontais.

Tabela 5.1. Características construtivas das unidades SAC.

Parâmetro construtivo	Valor
Comprimento da superfície (m)	25,0
Largura da superfície (m)	3,0
Altura do leito (m)	0,4
Altura útil do leito – lâmina d'água de projeto (m)	0,3
Inclinação longitudinal do fundo (%)	0,5
Volume total de escória em cada leito (m ³)	27,6

Os SAC-EHSS tiveram partida operacional no dia 20/06/2007, sendo submetidos a diferentes regimes operacionais. Em uma primeira fase, os leitos foram alimentados com efluentes de reator UASB, em uma segunda fase, eles operaram recebendo efluentes de um Filtro Biológico Percolador antecedido por reator UASB. Já na terceira e última fase, os leitos voltaram a ser alimentados com efluentes de reator UASB.

No período de realização desta pesquisa, ambos os leitos encontravam-se em avançado processo de colmatção, fato este demonstrado pelo escoamento superficial em praticamente todo o comprimento dos leitos ao longo de todo o período da pesquisa (primeira e segunda etapa). A Figura 5.4 apresenta a evolução do escoamento superficial ao longo do tempo. É possível observar que o escoamento superficial alcança a proximidade das regiões de saída dos SAC.

Observa-se que a partir de maio de 2013, na entrada de ambos os SAC, já surgia o escoamento superficial, indicando condições de colmatção nesta região. Por este motivo, a presente pesquisa descartou os primeiros trechos do leito para as investigações realizadas sendo definido um transecto a 13 m da entrada das unidades (aproximadamente metade do comprimento) e outro transecto a 23 m da entrada das unidades (região próxima à saída), resultando em uma diferença de 10 m entre os pontos escolhidos.



Figura 5.4. Evolução do escoamento superficial no Sistema Alagado Construído.

6 ADAPTAÇÃO DO REATOR DE LEITO FIXO PLANTADO – PFR – PARA INVESTIGAÇÕES EM CAMPO SOBRE A ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO AMOSTRAS INDEFORMADAS DE LEITOS DE SAC DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

6.1 Introdução

Esta etapa foi realizada ao longo do ano de 2013 e 2014 refere-se aos três primeiros objetivos específicos desta tese e às primeiras três hipóteses. Parte de seus resultados estão detalhados na dissertação de Gabriel Rodrigues Vasconcellos com o título “*Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial*”, defendida em 2015 pelo Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – PPG-SMARH.

Os resultados desta etapa foram publicados em 2015 na revista *Water Science and Technology* sob o título “*Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands*”. A citação que se refere a esta publicação é Barreto *et al.* (2015).

6.2 Referencial teórico - O reator de leito fixo plantado – PFR – como ferramenta para estudos sobre a rizosfera

Uma maneira de analisar os processos que ocorrem nos SAC é investigar os sistemas em escala real e piloto existentes. A maioria destas investigações realizam descrições do sistema limitando-se a análises de entrada e saída de poluentes e, por consequência, a uma abordagem do tipo “caixa preta”. Estas investigações fornecem poucas informações sobre os processos individuais de transformação de poluentes que ocorrem nos SAC (KAPPELMEYER *et al.*, 2002).

Outra maneira é investigar sistemas em escala de laboratório. Neste caso, as informações sobre os processos que ocorrem nos SAC podem ser obtidas muito mais rápido se comparadas às investigações em escala real. Entretanto, os protótipos de sistemas são usualmente influenciados por várias heterogeneidades hidráulicas, tais como distribuição não uniforme e curtos circuitos hidráulicos (KAPPELMEYER *et al.*, 2002).

Para contornar estes problemas, um sistema universal para testes que reproduza em laboratório as condições dos sistemas em campo se faz necessário. Este sistema deve apresentar condições ideais de escoamento e elementos que existam em SAC reais, tais como plantas, meio suporte, microrganismos e substâncias das águas residuárias, de maneira que seja comparável com o sistema original. Deve ainda permitir a transferência das descobertas realizadas para sistemas em escala real, no que se refere a condições reprodutíveis e ajustáveis em campo (KAPPELMEYER *et al.*, 2002).

Para atender a estas necessidades, o Reator de Leito Fixo Plantado (PFR – *Planted Fixed Bed Reactor*, em inglês) foi desenvolvido no Centro Helmholtz para Pesquisas Ambientais (UFZ-Alemanha) como unidade universal para testes em solos plantados em escala laboratorial (KAPPELMEYER *et al.*, 2002). Este reator permite investigações sobre os processos que ocorrem na rizosfera em um sistema com escoamento uniforme no meio poroso, sem gradientes hidráulicos, garantindo a mistura completa em seu interior. Estas características recriam o ambiente subsuperficial, onde as complexas interações entre raízes, microrganismos, meio suporte e líquido intersticial ocorrem. Por estas características o PFR pode ser considerado como uma “unidade reacional infinitesimal”, recriando e permitindo monitorar em macroescala os fenômenos que ocorrem nas células reacionais de um reator.

Dentre várias de suas aplicações destacam-se investigações sobre a dinâmica do potencial redox, oxigênio dissolvido, indicadores de metabolismo do sistema e comunidades microbianas. A Figura 6.1 ilustra o modelo original do PFR.

O sistema é composto por um dispositivo de alimentação (efluente sintético dosado com bomba de seringa automática) e o reator com recirculação interna. O tempo de detenção hidráulico é determinado com uma vazão contínua do efluente sintético alimentado por uma bomba peristáltica através de um anel de distribuição na circunferência do reator. O efluente é descartado da linha de recirculação interna, que também é bombeada por bomba peristáltica. O nível d’água no reator é controlado por um sensor de pressão no fundo, que controla a válvula de saída na linha de recirculação interna. O reator é fechado com uma tampa de teflon contendo 5 aberturas para as plantas, que podem ser seladas com tampas especiais para vedação contra vazamento de gases.

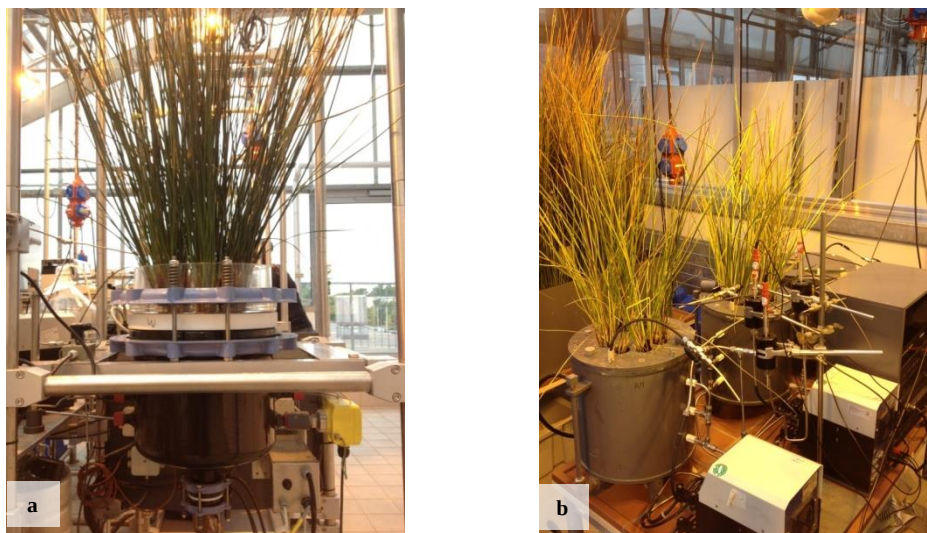


Figura 6.1. Ilustração de duas versões originais do reator de leito fixo plantado (PFR) no centro Helmholtz para pesquisas ambientais (UFZ) – mais atual (a) mais antiga (b).

O reator consiste em um recipiente de vidro (diâmetro 30 cm; altura 30 cm) contendo uma cesta metálica interna (diâmetro 26 cm; altura 28 cm) preenchida com 21 kg de meio suporte. Um cilindro de sucção (diâmetro 4 cm; altura 28 cm) é instalado no centro desta cesta, de onde a recirculação interna é bombeada pela bomba peristáltica e alimentada novamente no anel de alimentação. Este anel é localizado do lado de fora da cesta interna e acima da superfície do líquido. Este escoamento interno é essencial para atingir um escoamento livre de gradientes hidráulicos no leito fixo. O sistema ainda é equipado com sensores que realizam leituras automáticas de pH, E_H e oxigênio dissolvido na linha de recirculação.

Testes hidrodinâmicos e investigações de processos de transformações nestes reatores (KAPPELMEYER *et al.*, 2002) indicaram um escoamento sem gradientes no leito fixo e uma conversão de carbono e nitrogênio que são comparáveis com aquelas em sistemas reais. Tanto processos aeróbios quanto anaeróbios foram detectados. Os resultados dos testes hidrodinâmicos mostraram que o reator caracteriza-se como de mistura completa (CSTR – *Continuous Stirred-Tank Reactor*) e que pode representar um fragmento do leito real. Estas conclusões provam que o reator PFR é adequado para estudos sobre a interação de microrganismos, meio suporte e compostos das águas residuárias no complexo sistema da rizosfera. Os dados obtidos podem ser escalonados para sistemas em escala real e vários tipos de águas e contaminantes podem ser estudados com este reator.

Diversas pesquisas (WIESSNER *et al.*, 2002b; WIESSNER *et al.*, 2005a; WIESSNER *et al.*, 2005b; NIKOLAUSZ *et al.*, 2008; WIESSNER *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2013) investigaram detalhadamente os processos que ocorrem na rizosfera utilizando o reator de leito fixo e comprovando sua aplicabilidade. Estes trabalhos empregaram alto grau de complexidade e necessidade de controle e por isso necessitam ser realizados em laboratório sob condições controladas.

Apesar de sua comprovada funcionalidade, os PFR possuem a limitação de trabalharem com leitos colonizados em laboratórios ou importados do campo por métodos que deturpam as condições do meio suporte original. O desafio para investigações sobre a rizosfera em SAC em escala real é o acesso, a amostragem e a realização de experimentos diretamente no leito original. Métodos que exijam a colonização ou aclimação do meio suporte em condições de laboratório, ou a ruptura do microambiente em que se encontram a comunidade microbiana e as raízes das plantas, podem influenciar os resultados, uma vez que alteram a estrutura do compartimento reativo dos sistemas e seus gradientes, além da organização e metabolismo das comunidades microbianas (BARRETO *et al.*, 2015).

Tendo em vista estas considerações, destacam-se duas necessidades para investigações sobre a rizosfera em SAC em escala real: 1) dispositivo que permita a operação controlada em condições de campo; 2) a obtenção de amostras indeformadas do leito original.

6.3 Material e métodos

6.3.1 Adaptação do PFR – Planted Fixed Bed Reactor – para operação em campo

O PFR (*Planted Fixed Bed Reactor*) teve a concepção original do UFZ (ver item 6.2) adaptada para operação em campo, permitindo o controle e manipulação de condições operacionais com precisão. Esta adaptação é um importante elemento metodológico e um dos objetivos da presente pesquisa.

O reator foi reconstruído em PVC, tendo como dimensões 30 cm de altura e 30 cm de diâmetro (Figura 6.2). A alimentação do reator ocorre por uma bomba peristáltica e a distribuição do líquido se dá por uma mangueira que circunda o reator na parte superior. A saída do líquido se dá pelo tubo central, instalado dentro da cesta interna com a amostra do

meio suporte, e pelo orifício no fundo do reator. Há a possibilidade de instalação de uma linha de recirculação para aumentar a mistura no reator. Esta configuração hidráulica cria um reator de mistura completa (CSTR), com escoamento radial e elevada mistura, conforme o projeto original de Kappelmeyer *et al.* (2002) (ver itens “6.3.3” e “6.4.3”).

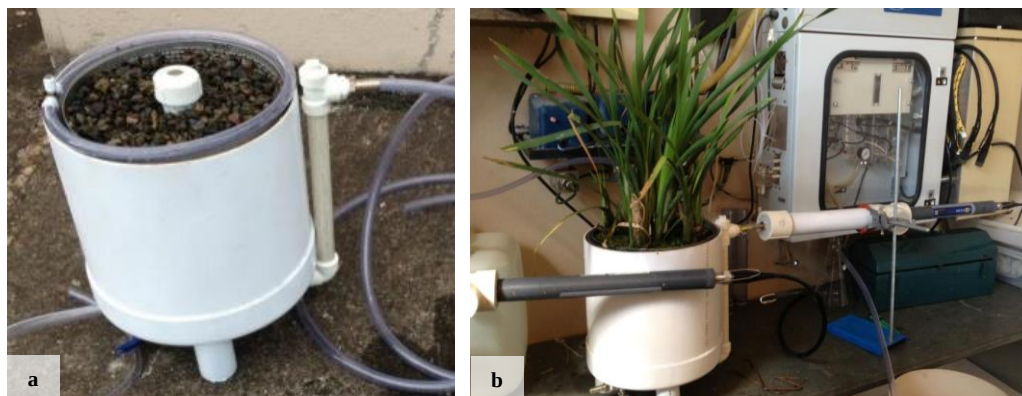


Figura 6.2. PFR adaptado preenchido com cesta interna não plantada (a) e plantada (b).

6.3.2 Dispositivo para obtenção de amostras indeformadas do meio suporte

Paralelamente às adaptações do PFR, foi desenvolvido um método para obtenção de amostras indeformadas no leito dos SAC, que permite a remoção e reposicionamento das amostras e garante a preservação da biomassa sob as condições originais no meio suporte. Com esta abordagem, é possível remover as amostras indeformadas do meio suporte, posicioná-las nos PFR, realizar as investigações de interesse e reposicionar as amostras no meio suporte original. Este procedimento pode ser realizado periodicamente, permitindo um acompanhamento de longo prazo da evolução do meio suporte e da rizosfera. Outra possibilidade é posicionar amostras indeformadas do meio suporte original nos PFR instalados em campo e alimentá-los com o líquido intersticial do próprio leito original, garantindo que as condições ambientais no PFR sejam as mesmas que as no meio suporte original.

Ambas as abordagens foram testadas: a primeira para realização de ensaios de caracterização hidrodinâmica do reator (cestas preenchidas com escória limpa) e a segunda para condução de investigações de potencial redox, respirometria e validação da metodologia (cestas preenchidas com escória do leito original e aclimatadas por 130 dias no meio suporte).

As cestas móveis (30 cm altura e 28 cm diâmetro) foram armadas com tela de aço inoxidável com malha de 5 mm x 5 mm, com capacidade para 18 L. Para permitir a mobilidade destas cestas no leito, uma segunda cesta com diâmetro de 30 cm foi fixada no meio suporte garantindo a estabilidade dos grânulos e o encaixe da cesta de menor diâmetro. Dessa maneira, o dispositivo funciona como uma “gaveta”, sendo possível sacar a amostra indeformada sob as mesmas condições do leito original. A Figura 6.3 apresenta o dispositivo desenvolvido.



Figura 6.3. Dispositivo para obtenção de amostras indeformadas do leito original.

6.3.3 Caracterização hidrodinâmica do PFR adaptado

O aparato experimental para o teste foi composto por duas bombas peristálticas, o reator, a cesta com amostra indeformada e a sonda multiparâmetro e célula de fluxo. O volume do sistema completo (reator com amostra, mangueiras, célula de fluxo) foi determinado em 10,86 L. Em todos os testes a solução para o pulso salino foi preparada com 60 g de NaCl diluídos em 450 mL de água limpa. Esta solução foi injetada em 1 minuto através da linha de alimentação, garantido um pulso rápido e bem misturado. A vazão de alimentação em todos os testes foi da ordem de 450 mL min^{-1} e no teste com recirculação a vazão de recirculação foi de $1.500 \text{ mL min}^{-1}$.

Foram realizados 12 testes com traçador salino (NaCl) para determinar o comportamento hidrodinâmico do reator. Para compreender os efeitos da presença e/ou ausência da linha de recirculação nos reatores (presente no projeto original de Kappelmeyer *et al.* (2002)), foram realizados três testes com e sem recirculação utilizando escória limpa (porosidade de 0,5). O

intuito foi verificar a possibilidade de se remover essa linha de recirculação, simplificando o sistema, mas mantendo uma condição de mistura completa no reator. Os demais 9 testes foram realizados com amostras indeformadas obtidas do meio suporte original, plantadas e não plantadas (13 e 23 m), em busca de relações entre a presença de plantas e a posição ao longo do sistema.

A condutividade elétrica foi medida por uma sonda multiparâmetros YSI 600XLM V2 coletando dados a cada 10 segundos. Os testes tiveram duração da ordem de 2 horas cada, valor superior ao triplo do tempo de detenção hidráulico teórico do reator.

O cálculo da massa de sal necessária para o teste de pulso se dá principalmente em função da concentração mínima e máxima detectável no sensor de condutividade elétrica e do valor de *background* do efluente ou água usada no teste. Considerando que o sensor de condutividade elétrica utilizado possui faixa de medição de 0 a 100.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e a condutividade de *background* da água utilizada é de aproximadamente 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$, a massa de sal aplicada foi de 60 g. Essa massa de sal produz uma condutividade elétrica máxima em torno de 15.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no reator, valor acima do *background* e dentro da faixa de medição do sensor. A conversão do valor de condutividade elétrica para concentração de NaCl utilizou o fator de conversão de 0,536, conforme sugerido por Nascimento (2014).

As vazões de alimentação foram de 450 mL min^{-1} e o pulso de injeção do traçador foi aplicado direto na linha de alimentação do reator, sendo o tempo de injeção de um minuto (00:01:00 h). Este tempo de injeção, 4,16%, foi superior ao recomendado por Bracho *et al.* (2009), que sugerem injeção com tempo inferior a 2% do TDH teórico.

A avaliação do comportamento hidrodinâmico do reator foi realizada com o emprego da técnica “estímulo-resposta” e da técnica de pulso (METCALF & EDDY, 2003; LEVENSPIEL, 2000). O número de tanques em série foi calculado pela função gama, descrito por Kadlec e Wallace (2009).

A Tabela 6.1 a seguir resume as condições operacionais dos testes com traçador realizados.

Tabela 6.1. Resumo das condições dos testes com traçador salino nos PFR adaptados.

Condições dos testes com traçador salino nos PFR adaptados												
Nome do teste:	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Número do teste:	5	17	16	6	8	12	9	13	10	14	11	15
Data do teste:	19/05/2014	09/09/2014	09/09/2014	21/05/2014	28/07/2014	02/09/2014	24/07/2014	02/09/2014	28/07/2014	02/09/2014	24/07/2014	02/09/2014
Material suporte usado:	Escória limpa	Escória limpa	Escória limpa	SACHNP 13 m	SACHNP 13 m	SACHNP 13 m	SACHP 13 m	SACHP 13 m	SACHNP 23 m	SACHNP 23 m	SACHP 23 m	SACHP 23 m
Recirculação (SIM/NÃO):	NÃO	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
Massa de sal aplicado (g)	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Fator de conversão Cond. Eletr. ($\mu\text{S cm}^{-1}$) p/ Salinidade (mg/L)	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536	0,536
Volume da solução salina (mL)	450	450	450	450	450	450	450	450	450	450	450	450
Vazão de alimentação (mL min^{-1})	440	450	450	440	450	450	450	450	450	450	450	450
Vazão de recirculação (mL min^{-1})	0	0	1500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Razão de recirculação	-	-	3:1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Duração da injeção do traçador-pulso (h)	00:01:05	01:05:21	01:04:57	00:01:06	00:01:03	00:59:02	00:01:05	00:56:50	00:01:03	00:57:18	00:01:02	00:58:13
Hora de início do teste	14:34:34	10:44:10	10:58:50	15:24:12	13:15:17	12:56:37	12:54:19	12:58:03	13:13:33	16:02:10	15:05:46	16:03:53
Hora de término do teste	16:48:40	12:59:30	13:08:40	16:47:14	14:49:10	14:56:50	14:32:21	14:50:10	14:47:20	17:17:10	16:37:47	17:18:40
Tempo total do teste (h)	02:14:06	02:15:20	02:09:50	01:23:02	01:33:53	02:00:13	01:38:02	01:52:07	01:33:47	01:15:00	01:32:01	01:14:47
Intervalo de coleta de dados	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg	10 seg
Condutividade de background medida ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	124	244	157	166	130	162	131	169	143	199	198	304

6.3.4 Instalação dos PFR em condição de campo

Utilizaram-se seis PFR, sendo três representando um transecto a 13 m da entrada (aproximadamente na metade do comprimento dos SAC) e três representando um transecto a 23 m da entrada (próximo à região da saída).

Duas espécies vegetais foram avaliadas pela pesquisa, a *Typha latifolia* (mesma espécie utilizada no SAC plantado) e a *Canna x generalis*. Essa segunda espécie foi escolhida devido à sua boa adaptação aos sistemas alagados construídos; apresentar elevada taxa de crescimento; ter elevada produtividade de massa foliar e raízes; ter reprodução por rizomas; não ser classificada como espécie invasora; ser proveniente da América do Sul; e apresentar características ornamentais.

As cestas foram preenchidas com o mesmo tipo de meio suporte (escória de alto forno) do leito original. Em 30/04/2014 foram retiradas quatro amostras do leito do SACP, sendo duas amostras retiradas a 13 m da entrada da unidade (região central) e duas a 23 m (região de saída). Outras duas amostras de escória foram retiradas do SACNP, sendo uma amostra a 13 m e a outra a 23 m. Cada amostra continha aproximadamente 18 litros de escória e foram introduzidas nas respectivas cestas. Apesar da deturpação provocada pela escavação do leito original, as amostras foram montadas nas cestas móveis com a mesma ordem de seu perfil vertical, ou seja, as alíquotas retiradas do leito original foram instaladas nas cestas móveis respeitando-se as alturas originais. O destino e a origem dos pontos de coleta de escória estão descritos na Tabela 6.2.

Tabela 6.2. Origem e destino do meio suporte retirado do leito original para os PFR.

Origem do meio suporte	Destino do meio suporte
SACP região central (13 m)	Cesta PFR plantado com <i>Typha latifolia</i> região central (13m)
SACP região central (13 m)	Cesta PFR plantado com <i>Canna x generalis</i> região central (13 m)
SACP região saída (23 m)	Cesta PFR plantado com <i>Typha latifolia</i> região saída (23 m)
SACP região saída (23 m)	Cesta PFR plantado com <i>Canna x generalis</i> região saída (23 m)
SACNP região central (13 m)	Cesta PFR não plantado região central (13 m)
SACNP região saída (23 m)	Cesta PFR não plantado região saída (23 m)

A montagem das cestas foi realizada com cautela, no sentido de representar em maior grau uma amostra indeformada do leito em estudo. Após montagem e plantio, as cestas foram

reinstaladas no leito e ambientadas por um período de 132 dias. As ambientações das cestas tiveram como objetivo promover o crescimento das plantas e a interação das raízes com os microrganismos e, além disso, aclimatar o meio suporte no leito, amenizando deturpações ocorridas com a escavação. Duas cestas (uma plantada com *Typha latifolia* e outra plantada com *Canna x generalis*) foram ambientadas a 13 m da entrada do SACP e mais duas cestas (com as mesmas duas espécies) foram ambientadas a 23 m da entrada do SACP. Uma cesta não plantada foi ambientada a 13 m da entrada do SAC não plantado e outra cesta não plantada foi ambientada a 23 m da entrada do SAC não plantado. A Figura 4.6 mostra as cestas plantadas com *Typha latifolia*, plantada com *Canna x generalis* e não plantada instaladas no leito original. Pela Figura 6.4 (direita) é possível perceber com maior detalhe a cesta do PFR inserida dentro da cesta do leito.



Figura 6.4. Cestas plantadas com *Typha latifolia* e *Canna x generalis* (a) ambientando no leito do SAC plantado; e cesta não plantada (b) ambientando no leito do SAC não plantado.

Depois de ambientadas, as cestas foram retiradas do leito em 09/09/2014 e inseridas nos PFR. Em seguida iniciou-se a operação dos PFR alimentados com líquido intersticial do SAC. Para realização dessa pesquisa, foi necessário construir um abrigo para a bomba peristáltica e um suporte para apoio dos PFR (Figura 6.9 e Figura 6.11). A alimentação foi realizada por uma bomba peristáltica, marca PROVITEC, com 6 linhas, uma linha para cada PFR. A Figura 6.9 mostra o aparato experimental, após a montagem dos PFR.

6.3.4.1 Condições operacionais nos PFR em campo

A vazão de alimentação dos SAC-EHSS era de $7,5\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$, resultando em uma taxa de aplicação hidráulica na seção transversal de $7,72 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para que o PFR operasse sob as mesmas condições do leito original, foi necessário que a taxa de aplicação hidráulica na sua

seção transversal fosse a mesma do leito original. Dessa maneira, a vazão de alimentação dos PFR foi determinada em $0,849 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, ou 590 mL min^{-1} . As vazões reais de operação variaram de 350 a 450 mL min^{-1} , devido às condições de campo. A Tabela 6.3 resume estas informações.

Tabela 6.3. Configuração operacional dos PFR e principais dimensões.

Parâmetro	SAC horizontal	PFR teórico	PFR campo
Vazão de alimentação	$7,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$	$0,849 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$	$0,504 \text{ a } 0,648 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$
Área da seção transversal	$0,971 \text{ m}^2$	$0,11 \text{ m}^2$	$0,11 \text{ m}^2$
TAH na seção transversal	$7,72 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}$	$7,72 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}$	$4,58 \text{ a } 5,89 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}$

O PFR original (KAPPELMEYER *et al.*, 2002) opera com um tempo de detenção hidráulica da ordem de 5 dias, uma vez que sua aplicação em laboratório visa recriar as mesmas condições de todo um SAC. Na presente configuração, este tempo de detenção hidráulico foi reduzido de forma a recriar as condições de um fragmento do leito, fazendo com que o PFR represente um trecho específico do leito operando sob condições controladas. Para definição da alimentação do sistema, adotou-se uma vazão proporcional à área do leito original. O leito original possui área transversal de $0,971 \text{ m}^2$, já o PFR possui uma área transversal de $0,11 \text{ m}^2$, calculada como a área da metade do diâmetro da cesta interna. A Figura 6.5 e a Figura 6.6 ilustram as informações sobre a configuração do aparato experimental.

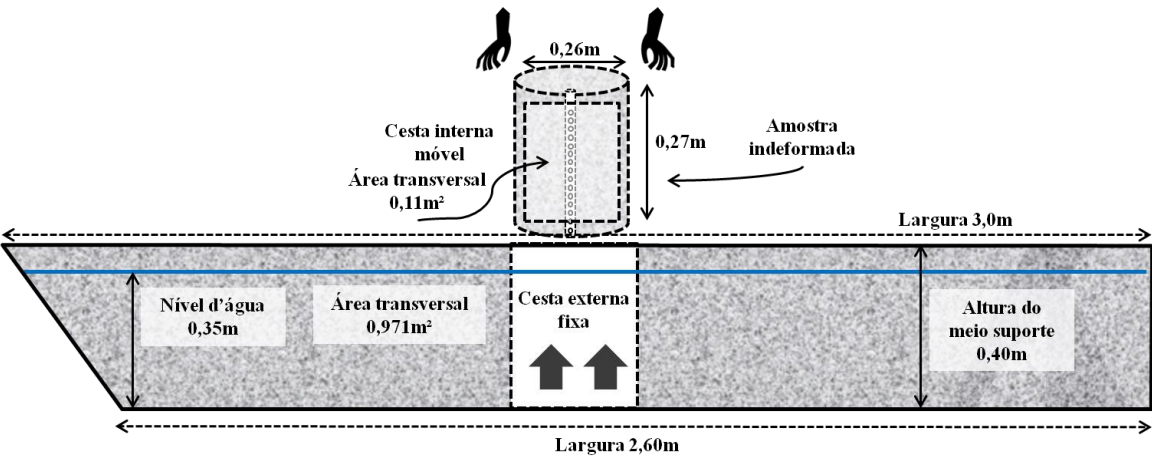


Figura 6.5. Corte da seção transversal no SAC horizontal apresentando a cesta móvel e principais dimensões. Desenho fora de escala.

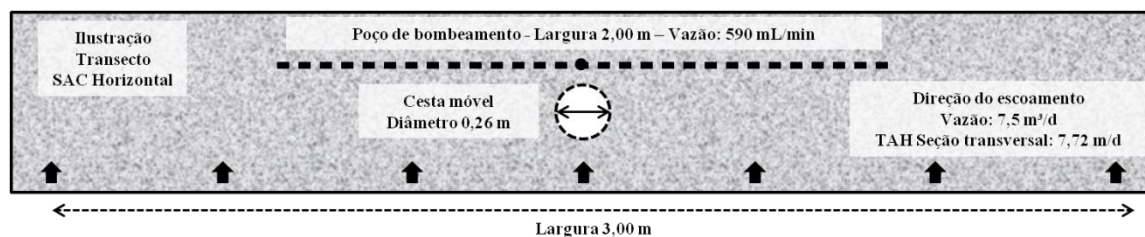


Figura 6.6. Planta de transecto no SAC horizontal apresentando a cesta móvel (centro), poço de bombeamento e principais dimensões. Desenho fora de escala.

6.3.4.2 Sistema de alimentação dos PFR em campo

Esta montagem empregou adaptações da metodologia de amostragem proposta por Nivala *et al.* (2013) para amostragem do líquido intersticial. Foram instalados quatro poços de monitoramento ao longo do comprimento do SAC para alimentar os PFR. Dois poços de monitoramento foram instalados ao longo do comprimento do SAC plantado (13 e 23 m) e dois ao longo do comprimento do SAC não plantado (13 e 23 m). Os poços têm como objetivo servir como ponto de monitoramento dos SAC, naquele transecto, e ainda fornecem alimentação para os PFR.

A metodologia de construção do poço de monitoramento empregou conceitos de amostragem de baixa vazão (ABNT NBR 15847:2010) e adaptações da metodologia de amostragem proposta por Nivala *et al.* (2013). Os poços de monitoramento foram instalados a 25 cm de profundidade (aproximadamente metade da altura útil do leito) a jusante das cestas do leito, como mostrado na Figura 6.7.

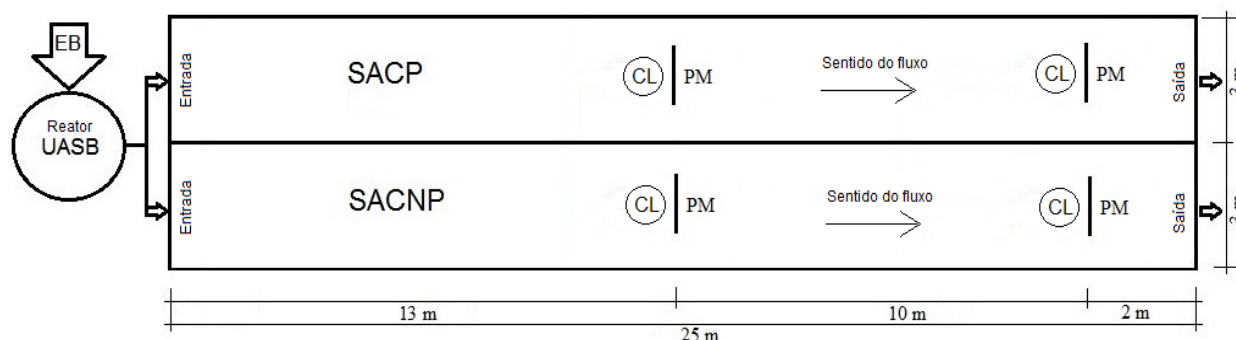


Figura 6.7. Fluxograma do sistema alagado construído, localização dos poços de monitoramento e das cestas do leito.

Legenda: EB: esgoto bruto; UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*; SACP: sistema alagado construído plantado; SACNP: sistema alagado construído não plantado; PM: poço de monitoramento; CL: cesta do leito.

Os poços foram construídos em tubos de PVC com 2 cm de diâmetro, com furos de 0,2 cm de diâmetro e espaçamento de 10 cm entre furos. Cada poço possuía 2 m de largura e foi instalado perpendicularmente à direção do escoamento do leito. A Figura 6.8 ilustra as características e instalação do poço de monitoramento.



Figura 6.8. Características e instalação do poço de monitoramento: detalhe do poço (a), instalação do poço (c) e poço instalado (d). Bomba peristáltica com seis linhas de alimentação (d).

Uma bomba peristáltica retirava o líquido intersticial dos SAC por meio dos poços de monitoramento e bombeava para os respectivos PFR. A Tabela 6.4 apresenta o esquema de alimentação dos PFR. Nota-se que os poços de monitoramento do SAC plantado alimentavam tanto os PFR plantados com *Typha latifolia* quanto os PFR plantados com *Canna x generalis*.

Tabela 6.4. Esquema de alimentação dos reatores de leito fixo.

Origem do líquido	Destino do líquido
Poço monit. SACP região central (13 m)	PFR plantado <i>Typha latifolia</i> região central (13 m)
Poço monit. SACP região central (13 m)	PFR plantado <i>Canna</i> região central (13 m)
Poço monit. SACP região saída (23 m)	PFR plantado <i>Typha latifolia</i> região saída (23 m)
Poço monit. SACP região saída (23 m)	PFR plantado <i>Canna x generalis</i> região saída (23 m)
Poço monit. SACNP região central (13 m)	PFR não plantado região central (13 m)
Poço monit. SACNP região saída (23 m)	PFR não plantado região saída (23 m)

A Figura 6.9 a seguir apresenta uma foto do aparato experimental instalado em campo evidenciando todos os componentes do sistema desenvolvido.

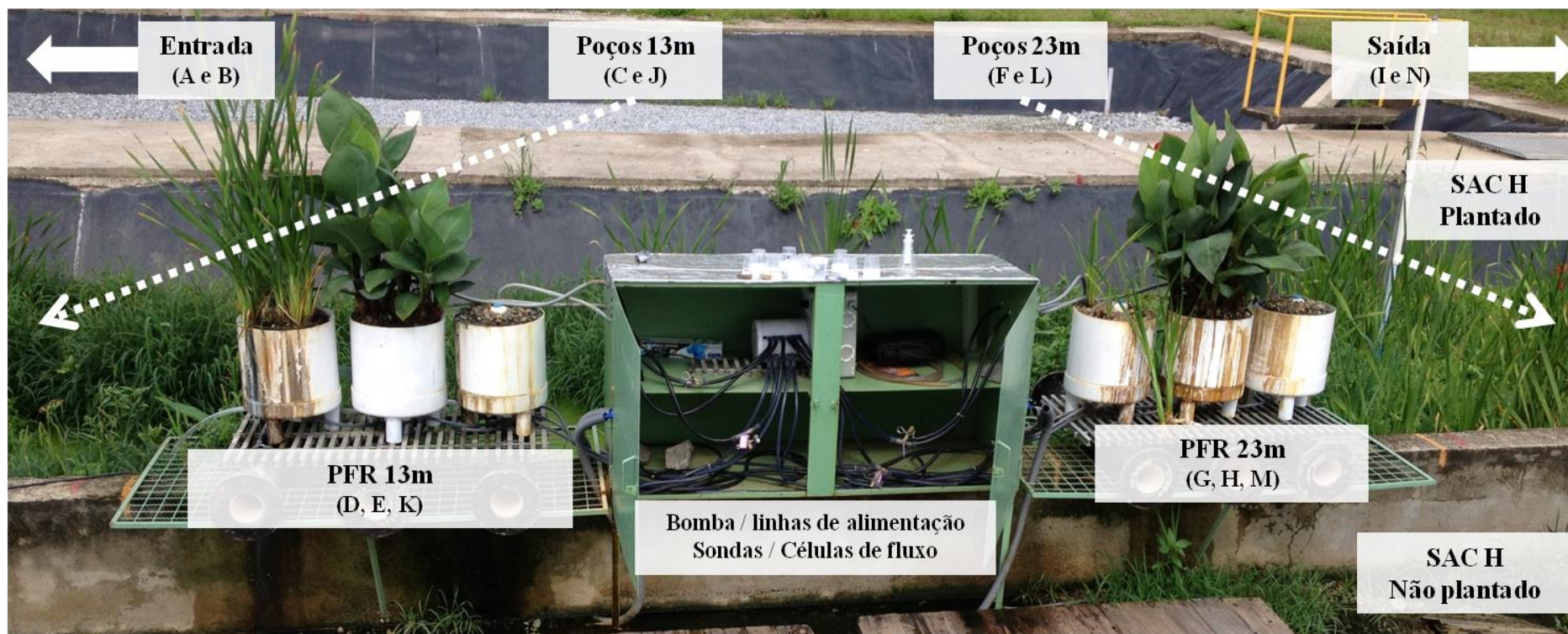


Figura 6.9. Montagem em campo do aparato experimental evidenciando os PFR, suas posições e o abrigo para a bomba, linhas de alimentação e células de fluxo.

6.3.4.3 Monitoramento do aparato experimental

Visando investigar as condições operacionais dos SAC e a representatividade do aparato experimental em relação ao meio suporte original, foram monitorados através de amostras simples os seguintes parâmetros indicadores: Carbono Total (TC), Carbono Orgânico Total (TOC), Carbono Inorgânico Total (IC), Nitrogênio Total (TN), ânions cloreto (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}) e cátion amônio (NH_4^+) em 14 pontos de amostragem (Figura 6.10). As amostras foram filtradas em campo com filtros de seringa com porosidade de 0,45 μm , armazenadas a 4°C e encaminhadas ao Laboratório de Análises Instrumentais do DESA/UFMG. As análises de carbono e nitrogênio foram realizadas em um analisador de TOC, marca Shimadzu, modelo TOC-VCPN. Os íons foram analisados em um Cromatógrafo Iônico Metrohm 850 Professional IC AnCat MCS. Estes parâmetros foram selecionados por serem indicadores dos principais processos microbianos envolvidos nos SAC e por estarem intimamente relacionados às condições operacionais e metabólicas no meio suporte.

Paralelamente, foram realizadas amostras simples para análise dos parâmetros convencionais DBO, DQO, SST e NTK, nas entradas e saídas dos SAC. Esses parâmetros foram determinados no Laboratório de Análises Físico-químicas do DESA/UFMG, segundo metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005).

O potencial redox (E_H) no líquido intersticial também foi investigado. Para este parâmetro utilizaram-se três sondas multiparamétricas YSI modelo 600 XLM, equipadas com *data logger* interno, acopladas a células de fluxo. Os valores obtidos pelo sensor Ag/AgCl foram corrigidos para o eletrodo padrão de Hidrogênio acrescentando +200 mV, com a finalidade de se comparar os valores relativos à utilização do eletrodo padrão. As sondas armazenaram leituras em intervalo de 15 min. em campanhas da ordem de quatro dias em vários pontos do sistema. Além de E_H , as sondas realizaram leituras de pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica. A calibração dos equipamentos com soluções padrão rastreáveis ocorreu sempre antes de sua instalação em campo.

As amostras foram coletadas em 14 pontos de monitoramento estrategicamente posicionados ao longo do sistema montado. A Figura 6.10 apresenta um esquema da distribuição dos pontos de monitoramento ao longo do sistema estudado.

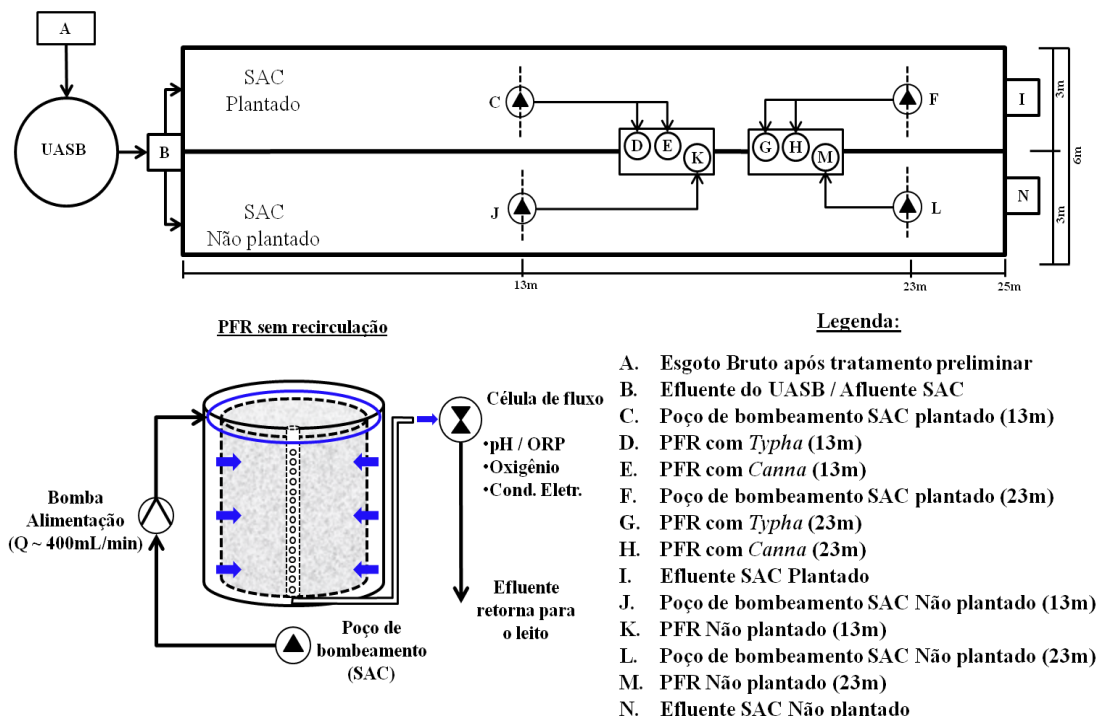


Figura 6.10. Ilustração da configuração do aparato experimental com as posições dos poços de bombeamento, pontos de amostragem e PFR.

A comparação entre os valores de parâmetros observados permitiu investigar: 1) a representatividade dos PFR como fragmento do meio suporte; 2) o decaimento e conversão de parâmetros indicadores de eficiência e metabolismo ao longo do comprimento dos leitos; 3) a influência da vegetação no processo de tratamento; e 4) a diferença entre duas espécies vegetais de interesse em SAC.

Os resultados dessas investigações foram discutidos em detalhe por Vasconcellos (2015). A Tabela 6.5 a seguir apresenta resumidamente os objetivos das comparações entre os pontos de monitoramento.

Tabela 6.5. Períodos de monitoramento realizado pelas sondas multiparamétricas, pontos de monitoramento e objetivos no ano de 2014.

Início	Fim	Pontos	Objetivo
15/08	18/08	B C J	Investigar a influência da vegetação na região central do SAC
18/08	21/08	B L F	Investigar a influência da vegetação na região de saída do SAC
19/09	25/09	D E K	Investigar os PFR na região central
25/09	02/10	G H M	Investigar os PFR na região de saída
09/10	13/10	B C J	Investigar a influência da vegetação na região central do SAC
14/10	17/10	B L F	Investigar a influência da vegetação na região de saída do SAC
18/10	21/10	B C F	Investigar diferenças entre o comprimento do SACP
23/10	30/10	B J L	Investigar diferenças entre o comprimento do SACNP
11/11	14/11	D E K	Investigar os PFR na região central
16/11	20/11	G H M	Investigar os PFR na região de saída
20/11	26/11	D E K	Investigar os PFR na região central

Para realizar o monitoramento nos PFR pelas sondas multiparamétricas, foi utilizada uma célula de fluxo acoplada às linhas de coleta do efluente dos PFR. Conforme apresentado na Tabela 6.5, as sondas eram trocadas de posição conforme o objetivo do monitoramento. No monitoramento do SAC o conjunto célula-sonda foi acoplado na linha de alimentação dos PFR, que eram bombeadas por meio dos poços de monitoramento. O líquido entrava em uma extremidade da célula de fluxo, passava pelos sensores que mediam os parâmetros de interesse e depois saía pela outra extremidade. As sondas multiparamétricas foram acopladas à célula de fluxo no interior do abrigo da bomba peristáltica, como mostra a Figura 6.11. É possível perceber no compartimento superior do abrigo a bomba com as linhas de coleta e alimentação, e no compartimento inferior as sondas YSI acopladas às células de fluxo.



Figura 6.11. Interior do abrigo da bomba peristáltica, detalhe das células de fluxo e sondas multiparâmetros YSI 600 XLM.

6.4 Resultados e discussão

6.4.1 Dispositivos para investigações em campo sobre o meio suporte de SAC de escoamento horizontal

Como parte dos objetivos desta tese, foram desenvolvidos dois dispositivos para investigações sobre o meio suporte de SAC-EHSS em escala real.

O primeiro deles consiste em uma cesta móvel instalada no leito em escala real que permite a obtenção de amostras sem o desmonte do meio suporte e deturpação das condições ambientais subsuperficiais. Este dispositivo revelou-se bastante adequado ao seu propósito, e sua operação em campo mostrou-se simples e prática, permitindo a remoção e reposicionamento das cestas no meio suporte original.



Figura 6.12. Cestas móveis no leito original na região de saída (23 m da entrada), não plantada (a) e plantada (b).

Observou-se desenvolvimento vigoroso da vegetação nas cestas móveis plantadas com pleno desenvolvimento de raízes e partes aéreas. O biofilme aderido e a coloração escura do meio suporte refletiram as mesmas condições encontradas na subsuperfície do meio suporte dos SAC-EHSS em escala real, comprovando que o aparato experimental recriou fielmente as condições dos leitos originais. A Figura 6.12, Figura 6.13 e Figura 6.14 ilustram o dispositivo instalado no leito original e mostram a vegetação se desenvolvendo dentro da cesta.



Figura 6.13. Amostras indeformadas extraídas dos PFR do transecto a 13 m (esquerda) e do transecto a 23 m (direita) em 21/10/2014.



Figura 6.14. Amostras indeformadas extraídas dos PFR do transecto a 13 metros (a) e do transecto a 23 m (b) em 08/01/2015.

O segundo dispositivo consiste na adaptação do reator PFR para operação em condições de campo. Conforme discutido no item “6.3.4”, os reatores operaram sob condições controladas reproduzindo proporcionalmente as mesmas condições do leito em escala real. O biofilme formado nas mangueiras de condução do líquido intersticial e nas paredes internas dos reatores apresentou as mesmas características encontradas no leito original. Além disso, foi observada formação de extenso biofilme de coloração púrpura no PFR não plantado do transecto 23 m, sugerindo a presença de bactérias do ciclo do enxofre. Estes resultados são coerentes com as remoções de sulfato observadas pelo monitoramento dos leitos em escala real.



Figura 6.15. Reatores instalados em campo (a) e biofilme com coloração púrpura no interior do PFR não plantado do transecto a 23 m (b e c).

Para instalação em condições de campo, os reatores PFR sofreram adaptações em seu projeto original, conforme discutido no item “6.3.1”, e a nova configuração foi estudada quanto ao seu comportamento hidrodinâmico como apresentado a seguir.

6.4.2 Ensaios hidrodinâmicos com traçador salino nos PFR adaptados

Os testes com traçador salino nos PFR tiveram como objetivo estudar seu comportamento hidrodinâmico, em especial sua operação sem a linha de recirculação. Foram realizados 12 testes utilizando água limpa e solução salina em amostras de diferentes posições do leito (item “6.3.3”). A Tabela 6.6 resume os resultados obtidos com os testes realizados.

Tabela 6.6. Resumo dos resultados testes com traçador salino nos PFR adaptados.

Testes com traçador salino nos PFR adaptados												
Nome do teste:	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Número do teste:	5	17	16	6	8	12	9	13	10	14	11	15
Data do teste:	19/05/2014	09/09/2014	09/09/2014	21/05/2014	28/07/2014	02/09/2014	24/07/2014	02/09/2014	28/07/2014	02/09/2014	24/07/2014	02/09/2014
Material suporte usado:	Escória limpa	Escória limpa	Escória limpa	SACHNP 13 m	SACHNP 13 m	SACHNP 13 m	SACHP 13 m	SACHP 13 m	SACHNP 23 m	SACHNP 23 m	SACHP 23 m	SACHP 23 m
Recirculação (SIM/NÃO):	NÃO	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
Vazão de alimentação (mL min ⁻¹)	440	450	450	440	450	450	450	450	450	450	450	450
Vazão de recirculação (mL min ⁻¹)	0	0	1500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Razão de recirculação	-	-	3:1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Duração da injeção do pulso (h)	00:01:05	00:01:05	00:01:04	00:01:06	00:01:03	00:59:02	00:01:05	00:56:50	00:01:03	00:57:18	00:01:02	00:58:13
Duração do teste (h)	02:14:06	02:15:20	02:09:50	01:23:02	01:33:53	02:00:13	01:38:02	01:52:07	01:33:47	01:15:00	01:32:01	01:14:47
Salinidade background descontada (mg L ⁻¹)	277	112,56	77,60	89,28	74,49	86,00	69,27	90,00	75,72	104,17	170,00	162,24
TDH Teórico (min)	24,68	24,13	24,13	24,68	24,13	24,13	24,13	24,13	24,13	24,13	24,13	24,13
TDH médio real (min)	13,94	14,98	18,58	13,17	13,64	12,56	12,18	14,97	13,95	10,35	12,30	11,33
Número de reatores – N (função gama)	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Coefficiente de determinação - R ² para N (função gama)	0,97	0,96	0,88	0,97	0,96	0,95	0,97	0,92	0,97	0,96	0,97	0,98
Número de tanques em série (t médio/(t médio - t pico))	1,37	1,27	1,16	1,52	1,39	1,36	1,44	1,25	1,75	1,32	1,29	1,28
Número de Dispersão d	0,29	0,62	-	0,48	0,98	2,42	1,15	1,38	0,78	1,07	0,49	0,55
Eficiência Volumétrica	0,565	0,621	0,770	0,533	0,565	0,520	0,504	0,620	0,578	0,429	0,509	0,469
Fração de zonas mortas	0,435	0,38	0,23	0,467	0,44	0,48	0,496	0,38	0,422	0,57	0,491	0,53
Recuperação Salina (%)	100%	113%	92%	93%	92%	89%	89%	130%	90%	88%	100%	95%

Para investigação da influência da linha de recirculação na hidrodinâmica dos reatores, foram realizados testes com escória limpa (testes A, B e C da Tabela 6.6) (porosidade de 0,5), com e sem recirculação, sob as mesmas condições operacionais. Estes testes, discutidos no item “6.4.3”, permitiram concluir que o reator se comporta como mistura completa mesmo sem a linha de recirculação com vazões de alimentação da ordem de 450 mL min^{-1} .

Foram realizados ainda 9 testes (sem recirculação) com as amostras indeformadas obtidas em diferentes posições (zona central - 13 m - e zona de saída - 23 m) nos leitos em escala real (plantado e não plantado) em busca de diferenças no comportamento hidrodinâmico causadas pelo processo de colmatção e/ou presença de raízes. Esperava-se que as amostras posicionadas a 13 m da entrada das unidades apresentassem menor eficiência volumétrica ou menor mistura que as posicionadas a 23 m da entrada. Essa expectativa era baseada na hipótese de que devido ao estágio de colmatção mais avançado nas amostras a 13 m, o meio suporte possuísse menor porosidade do que as amostras a 23 m, dificultando a dispersão do traçador salino no meio poroso. Esperava-se também que as amostras das regiões mais colmatadas apresentassem menor TDH médio, uma vez que o volume poroso da amostra é mais reduzido. Esta hipótese não se comprovou de maneira conclusiva em nenhuma das amostras, sejam plantadas ou não plantadas. Dessa maneira, não foi possível obter conclusões sobre a influência da colmatção ou zona de raiz no comportamento hidrodinâmico na amostra. Apesar disso, estes resultados fortalecem as conclusões sobre a operação do PFR adaptado sem linha de recirculação.

O tempo de detenção hidráulica real médio dos testes foi 13,4 min, com recuperação salina elevada, acima de 88%, e eficiência volumétrica média de 55%. Estes resultados demonstram que o reator se mostrou bem misturado, mesmo sem a linha de recirculação. O item “6.4.3” discute em maiores detalhes as características hidrodinâmicas e a influência da linha de recirculação no reator.

6.4.3 Comportamento hidrodinâmico do PFR adaptado – influência da recirculação

Os testes com (C) e sem recirculação (A e B), apresentados na Tabela 6.6, resultaram em tempos de detenção hidráulica reais médios da ordem de 14 a 18 min e a análise do número de tanques em série usando o ajuste pela função gama (KADLEC e WALLACE, 2009)

demonstrou que o reator comporta-se como um único reator ($N=1$) quando há recirculação (3:1) do líquido, ou como dois reatores em série ($N=2$), quando não há recirculação. É importante ressaltar que o ajuste desta função é feito com números inteiros e possivelmente o comportamento hidrodinâmico em ambos os testes seja representado por um número intermediário entre 1 e 2, como mostrado pela relação entre o TDH médio e o tempo do pico na Tabela 6.6. Por outro lado, a Equação 6.1 (LEVENSPIEL, 2000), que leva em consideração o TDH médio e o tempo do pico de salinidade, resultou em valores de N entre 1,1 e 1,4, como apresentado na Tabela 6.6. Os resultados obtidos pela função gama e pela Equação 6.1 são coerentes entre si.

$$N = TDH_{médio} / (TDH_{médio} - T_{pico}) \quad (6.1)$$

O padrão das curvas de resposta do traçador obtidas é típico de reatores de mistura completa, sendo observado pico de salinidade logo após a injeção do pulso salino. As curvas se ajustaram bem à função gama, apresentando valores de N iguais a 1 (com recirculação) e 2 (sem recirculação). Os coeficientes de determinação foram elevados, sendo 0,96 e 0,97 no teste sem recirculação e 0,88 no teste com recirculação. Estes dados são reforçados pelos resultados de eficiência volumétrica do reator, que mostram maior eficiência no teste com recirculação.

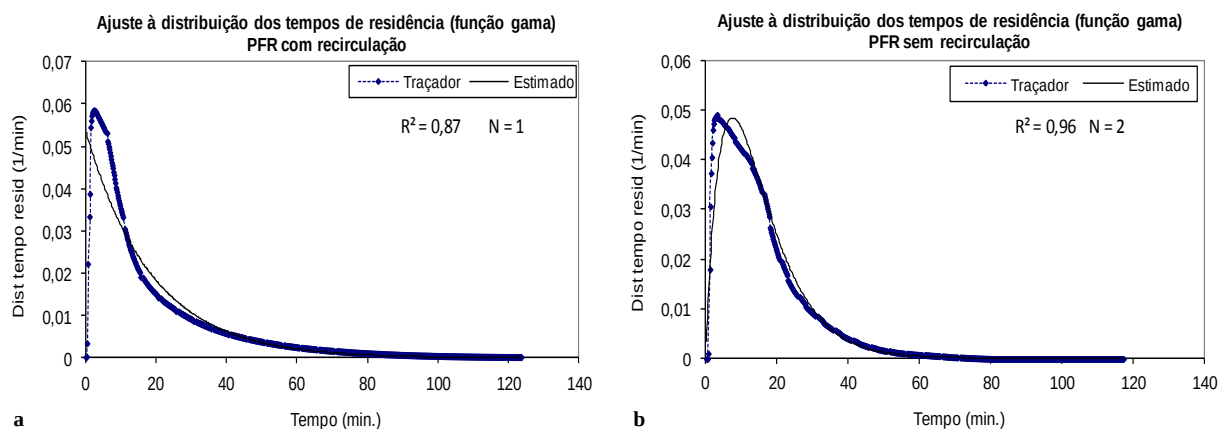


Figura 6.16. Ajuste à distribuição dos tempos de residência (função gamma) nos testes A e C, com (a) e sem recirculação (b).

Apesar dos resultados mostrarem uma melhor mistura no reator com recirculação, entende-se que em ambos os testes o reator se comportou bastante misturado quando operado sob vazões

da ordem de 450 mL min^{-1} , aproximando-se mais do modelo de mistura completa, como descrito por Kappelmeyer *et al.* (2002). Os números de dispersão, calculados pelo método de dispersão de grande intensidade (LEVENSPIEL, 2000), foram elevados em todos os testes mostrando boa mistura no reator.

Desse modo, com o objetivo de simplificar a montagem e operação do sistema em campo (ausência de bomba de recirculação), optou-se por remover a linha de recirculação e operar o reator apenas com a linha de alimentação.

6.4.4 Condições operacionais do leito em escala real e desempenho global

O monitoramento de parâmetros operacionais e indicadores de qualidade de água nos SACH plantado e não plantado (SACH $\underline{P}$ e SACH $\underline{NP}$, respectivamente) ocorreu durante o período das investigações sobre o meio suporte usando amostras indeformadas e os PFR adaptados (julho a novembro de 2014 / amostragem semanal). O objetivo deste monitoramento foi a caracterização das condições ambientais no meio suporte dos SAC em escala real, em termos dos parâmetros indicadores de metabolismo, para comparação das condições ambientais nas amostras indeformadas operando nos PFR em campo, buscando evidenciar sua correlação.

A caracterização das condições ambientais no leito e nos PFR permitiu a validação do aparato experimental como ferramenta para investigações sobre o meio suporte, atendendo aos objetivos desta pesquisa. Os parâmetros selecionados para monitoramento foram aqueles que indicam o metabolismo do sistema e, conseqüentemente, seus processos de remoção de poluentes.

É importante ressaltar que os dados apresentados neste documento são um extrato de um programa de monitoramento mais extenso, podendo haver diferenças entre os valores aqui reportados e outras análises que contemplam um período mais longo de monitoramento. Essas diferenças estão relacionadas ao número de dados avaliado e, conseqüentemente, resultados de qualidade de água diferentes.

Neste trabalho serão apenas apresentados os dados referentes ao período em que foram realizadas as investigações com os PFR em campo. Para visão mais completa sobre o

comportamento dos leitos durante todo o seu período operacional, recomenda-se consultar a tese de Mateus Pimentel de Matos, intitulada “*Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas*”, defendida em outubro de 2015 (MATOS, 2015). Destaca-se que na tese de Matos (2015, p. 139) o período de monitoramento correspondente ao da presente pesquisa é denominado como “*Fase III – Subfases C, D, E e F*”.

É importante ressaltar que as concentrações dos parâmetros de entrada e saída do sistema, para efeitos de representação do desempenho global no período analisado, são reportadas levando em conta a perda de água nos leitos (vazão de saída subtraída da vazão de entrada). Já as concentrações dos parâmetros reportadas para efeitos de comparação das condições do PFR com o leito original são reportadas em termos absolutos, sem considerar a perda de água. O objetivo neste último caso é a comparação direta, ponto a ponto, das características do líquido intersticial nos PFR e no leito original, sendo indevida a correção por perdas de água.

Como o objetivo do diagnóstico operacional descrito por este trabalho não era o de comparar o desempenho entre as unidades, mas de caracterizar as condições ambientais nos leitos, não foram realizados testes estatísticos detalhados com os dados obtidos. Além disso, como a campanha de monitoramento foi de curta duração, o número de dados não permitiria uma análise significativa através de indicadores estatísticos.

6.4.4.1 Vazões, taxas de aplicação hidráulicas e atendimento à legislação.

Os SAC horizontais, plantado e não plantado, operavam em paralelo recebendo o mesmo efluente proveniente do reator UASB a montante. A vazão máxima de projeto afluente a cada sistema é $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, sendo regulada pela caixa de regulação de vazão e pela caixa de divisão de vazão a montante das duas unidades. Para fins de manutenção, durante o período de 03/10/2014 a 06/11/2014 o sistema operou com vazão reduzida de $5,84 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, sendo retomada a alimentação de projeto após este período. Devido a outras questões operacionais, como obstruções nas tubulações e baixa carga hidráulica, os SAC receberam vazões variadas como mostra o gráfico na Figura 6.17.

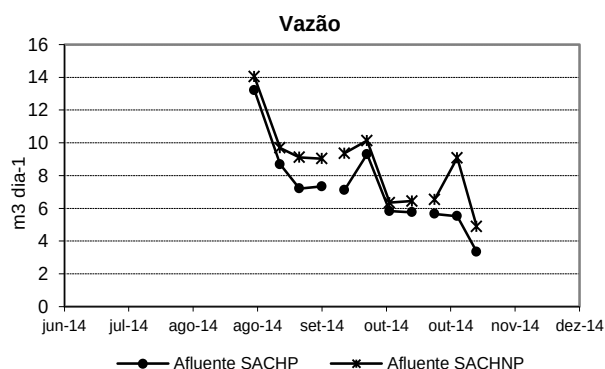


Figura 6.17. Série temporal de vazões para ambas unidades SAC.

As vazões aplicadas resultam em tempos de detenção hidráulica teóricos (levando em conta a porosidade do leito – 0,40) e taxas de aplicação superficial, conforme as tabelas e os gráficos a seguir. Observa-se que devido às vazões afluentes ligeiramente superiores no SACHNP, os parâmetros TDH e TAS para esta unidade são superiores aos da unidade plantada. Essa diferença é justificada por limitações operacionais na distribuição da vazão para as duas unidades, uma vez que a tubulação de entrada do sistema é gradativamente obstruída pelos sólidos afluentes. Essa obstrução leva a uma distribuição não uniforme das vazões, apesar dos esforços contínuos para correção do problema.

Tabela 6.7. Estatística descritiva dos TDH teóricos e TAS para ambas unidades SAC.

Parâmetro estatístico	SACHNP		SACHP	
	TDH Teórico (d)	TAS ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	TDH Teórico (d)	TAS ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Número de dados - N	11	11	11	11
Média	1,5	0,11	1,9	0,09
Mediana	1,3	0,12	1,7	0,09
Mínimo	0,9	0,06	0,9	0,04
Máximo	2,4	0,18	3,6	0,17
Desvio padrão	0,4	0,03	0,7	0,03
Coeficiente de variação	0,30	0,29	0,37	0,36

Os SAC horizontais da presente pesquisa foram dimensionados conforme critérios de projeto de Crites *et al.* (2005) e seus detalhes construtivos estão publicados em Dornelas (2008). Por estes cálculos, com uma vazão de alimentação de $7,5 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$ em cada unidade, a taxa de aplicação superficial resultante nos sistemas é $0,12 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, e o tempo de detenção hidráulica teórico é 1,2 d, considerando a porosidade do meio suporte.

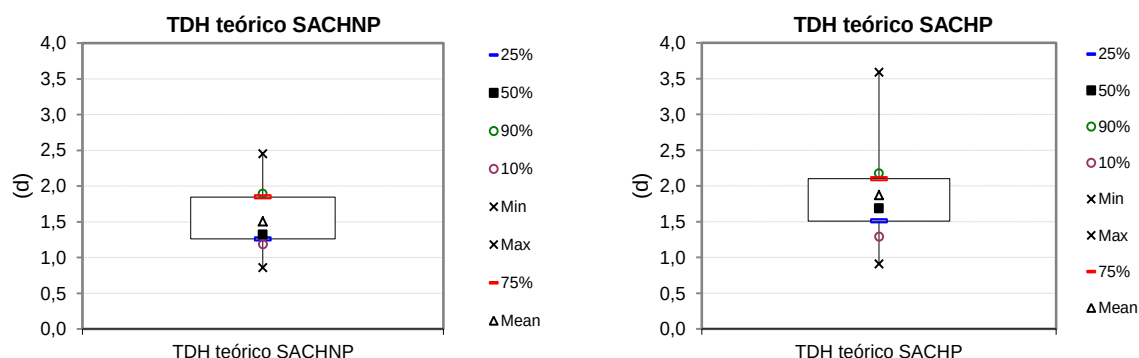


Figura 6.18. Tempos de detenção hidráulica teóricos para ambas unidades SAC.

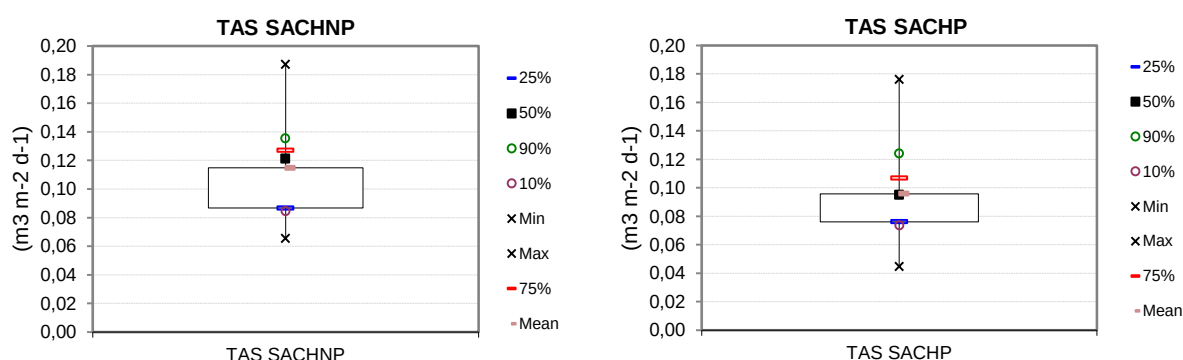


Figura 6.19. Taxas de aplicação superficial para ambas unidades SAC.

Em testes com traçador salino realizados por Matos (2015) nas unidades SAC em questão, foram encontrados tempos de detenção hidráulica teórico (nominal) de 1,77 d (fase de florescimento) e 1,64 d (fase de crescimento – após o corte da parte aérea) no SAC plantado e 1,41 d no SAC não plantado. Estes valores estão em coerência com os apresentados para o período enfatizado no presente trabalho.

Os parâmetros operacionais atuais dos sistemas mostram que estes operam dentro das faixas de projeto. Weerakoon *et al.* (2013) relatam que unidades SAC em escala laboratorial apresentaram boa eficiência de remoção para matéria orgânica com taxas de aplicação superficial variando de 25 mm d⁻¹ (0,025 m³ m⁻² d⁻¹) a 250 mm d⁻¹ (0,25 m³ m⁻² d⁻¹). Estes valores demonstram a capacidade dos SAC em lidar com diferentes taxas de aplicação e produzir efluentes dentro dos limites legais.

É importante lembrar que ambos os leitos, tendo entrado em operação em 2007, encontram-se em avançado processo de colmatção, provocando escoamento superficial do líquido a distâncias próximas à saída do leito, como mostram as imagens da Figura 6.20 e Figura 6.21.

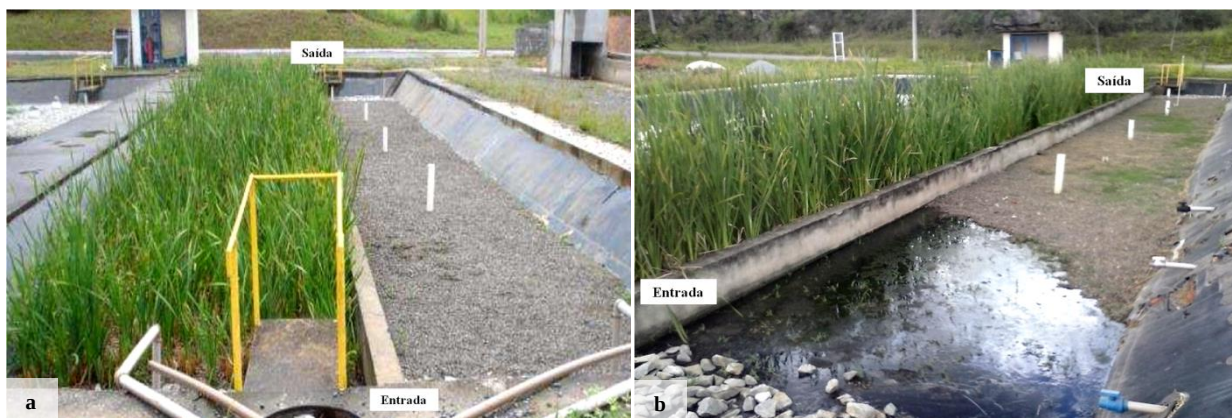


Figura 6.20. Situação do escoamento superficial em abril/2008 (a) e maio/2013 (b).



Figura 6.21. Situação do escoamento superficial em outubro/2014 (a) e dezembro/2014 (b).

Apesar das avançadas condições de colmatção em ambos os leitos, o desempenho das unidades de tratamento foi satisfatório para os parâmetros principais comprovando a robustez desta tecnologia de tratamento. Durante o período da presente pesquisa, como mostram os dados a seguir, o sistema produziu efluentes com eficiências satisfatórias e dentro dos requisitos legais. Os resultados e estatística descritiva para as concentrações individuais de cada parâmetro serão tratados em itens específicos.

É importante apresentar as perdas de água observadas para ambos os leitos durante o período investigado. A Tabela 6.8 e Tabela 6.9 apresentam os valores das vazões de entrada e saída e as perdas por evaporação ou evapotranspiração em ambos os SAC. As tabelas revelam maior

perda de água na unidade plantada, como era esperado devido à presença da vegetação e decorrente evapotranspiração.

É possível observar que as perdas de água no período após o corte da parte aérea da vegetação no SACHP (período de 09/10/14 a 30/10/14) foram superiores aos outros períodos em que a vegetação estava madura. Estes resultados sugerem aumento na taxa de evapotranspiração da vegetação durante seu período de crescimento. Mas o mesmo fenômeno não foi observado após o 21º corte da parte aérea, contrariando a expectativa de evapotranspiração mais constante. Neste período a vazão de projeto do sistema foi restabelecida, o que pode ter influenciado os resultados. O ano de 2014 apresentou baixos índices pluviométricos. Os valores de contribuição por precipitação sobre a superfície de cada um dos leitos estão reportados na Tabela 6.8. Os dados pluviométricos foram obtidos por estação meteorológica instalada no CePTS. Observa-se que a contribuição por precipitação foi muito pequena no período em questão.

Tabela 6.8. Vazões de entrada e saída e perdas de água no período analisado no SACHNP.

Fase / subfase (Matos, 2015)	Data	Observação	SACHNP Entrada (m³ d⁻¹)	SACHNP Saída (m³ d⁻¹)	EVP %	Contribuição por precipitação (m³/dia)
Fase III Subfase D	28/08/14	Redução na Q afluente	14,0	10,7	24	0,54
	05/09/14		9,7	6,7	31	-
	18/09/14		9,0	9,2	-1	-
	25/09/14		9,4	8,5	0,9	0,0
	02/10/14		10,1	6,7	34	0,0
Fase III Subfase E	09/10/14	Q de projeto reestabelecida	6,3	5,2	18	-
	16/10/14		6,4	5,8	9	-
	23/10/14		6,5	6,4	2	0,03
Fase III Subfase F	30/10/14		9,1	5,7	38	0,03
	19/11/14		9,2	8,6	6	0,0
	03/12/14		9,0	8,2	10	0,0
	10/12/14		9,2	8,8	5	0,0
Média			9,01	7,54	15	0,075

Tabela 6.9. Vazões de entrada e saída e perdas de água no período analisado no SACHP.

Fase / subfase (Matos, 2015)	Data	Observação	SACHP Entrada (m ³ d ⁻¹)	SACHP Saída (m ³ d ⁻¹)	EVTP %	Contribuição por precipitação (m ³ /dia)
Fase III Subfase D	28/08/14		13,2	10,7	19	0,54
	05/09/14		8,7	6,6	24	-
	18/09/14		7,3	6,2	15	-
	25/09/14		7,1	6,7	6	0,0
	02/10/14		9,3	5,9	36	0,0
Fase III Subfase E	09/10/14	20° Corte parte aérea Redução na Q afluenta	5,8	3,6	38	-
	16/10/14		5,8	2,7	54	-
	23/10/14		5,7	3,0	46	0,03
	30/10/14	21° Corte parte aérea Q de projeto	5,5	3,2	43	0,03
		reestabelecida				0,015
Fase III Subfase F	12/11/14		8,9	7,4	17	
	19/11/14		9,8	8,4	14	0,0
	03/12/14		8,0	7,9	1	0,0
	10/12/14		9,0	8,0	11	0,00
Média			8,01	6,18	25	0,06

Matos (2015) ainda ressalta que a presença de escoamento superficial pode ter aumentado as perdas de água no sistema, uma vez que há lâmina exposta à atmosfera, favorecendo a evaporação do líquido.

O artigo 29 da legislação ambiental estadual sobre qualidade de águas (MINAS GERAIS, 2008), estabelece os limites para lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais. Considerando os limites legais de lançamento para DBO (60 mg L⁻¹), DQO (180 mg L⁻¹), SST (100 mg L⁻¹), observa-se que ambos os SAC, atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB, produziram efluentes dentro dos padrões legais em 100% das campanhas de monitoramento (ver Figura 6.22). Quanto ao parâmetro N-NH₄⁺, apesar de ter limite de lançamento não aplicável a esgotos sanitários (20 mg L⁻¹), os SAC apresentaram percentual de atendimento acima de 90%. Este parâmetro tem importante significado operacional e seu comportamento será discutido em item exclusivo a seguir.

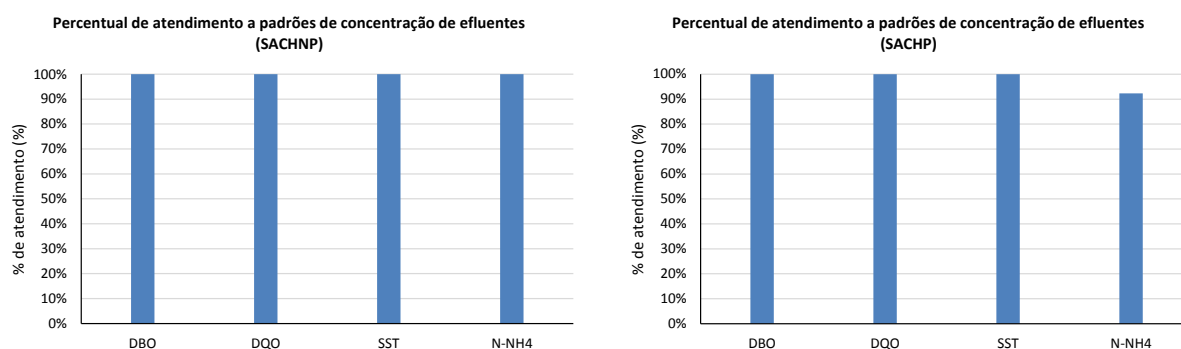


Figura 6.22. Percentual de atendimento aos padrões legais de lançamento de efluentes em ambos os SAC.

6.4.4.2 Potencial redox e pH

O monitoramento do potencial redox nos leitos revelou que os sistemas operam sob condições fortemente redutoras, com valores de E_H majoritariamente abaixo de -150 mV. Nestas condições, os grupos microbianos favorecidos são os anaeróbios, como bactérias fermentativas, metanogênicas e redutoras de sulfato.

Observa-se que os valores de E_H nos SACH são mais negativos do que no reator UASB a montante, o que pode estar relacionado ao tempo de detenção hidráulica e ao processo de colmatação em ambos os leitos, uma vez que o líquido tem maior tempo de contato com o ambiente redutor.

O SAC plantado apresentou condições redox levemente superiores ao SAC não plantado. Esta diferença pode estar relacionada às taxas de aplicação hidráulicas, que são superiores no SACHNP, ou à presença da vegetação. Os resultados das investigações nas amostras indeformadas (item 6.2.2) sugerem que as diferenças nas condições redox em ambos os SAC são devidas à vegetação, uma vez que o aparato experimental operou com vazão estável para amostras plantadas e não plantadas. Estas conclusões são coerentes com a literatura científica, que aponta a importância da vegetação na liberação de oxigênio no meio suporte e formação de diversos microambientes com variadas condições redox na zona de raiz.

É importante ressaltar que a vegetação não é capaz de fornecer oxigênio em quantidade suficiente para satisfazer a demanda de oxigênio e criar condições oxidantes, ou menos redutoras, no SACHP, sob as condições de carga aplicadas. Além disso, o avançado processo

de colmatção em que se encontra o leito em questão conduz a forte demanda de oxigênio pelos sólidos acumulados nos poros do leito, resultando em condições redutoras, apesar da presença da vegetação.

Tabela 6.10. Estatística descritiva dos resultados de potencial redox (mV) nos pontos de monitoramento ao longo do SAC.

Parâmetro estatístico	Afluentes SACH	SACHNP 13 m	SACHNP 23 m	SACHP 13 m	SACHP 23 m
Numero de dados - N	2.564	1.379	1.253	1.151	1.029
Média	-189	-226	-247	-218	-205
Mediana	-205	-242	-255	-223	-219
Mín	-230	-275	-290	-253	-259
Máx	-90	-100	-101	-101	-2
DP	33	41	35	27	51
CV	-0,17	-0,18	-0,14	-0,12	-0,25
Períodos de monitoramento em 2014	15/08 a 21/08 9/10 a 30/10	14/08 a 18/08 09/10 a 13/10 23/10 a 30/10	18/08 a 21/08 13/10 a 17/10 23/10 a 30/10	15/08 a 18/08 9/10 a 13/10 18/10 a 23/10	18/08 a 21/08 14/10 a 23/10

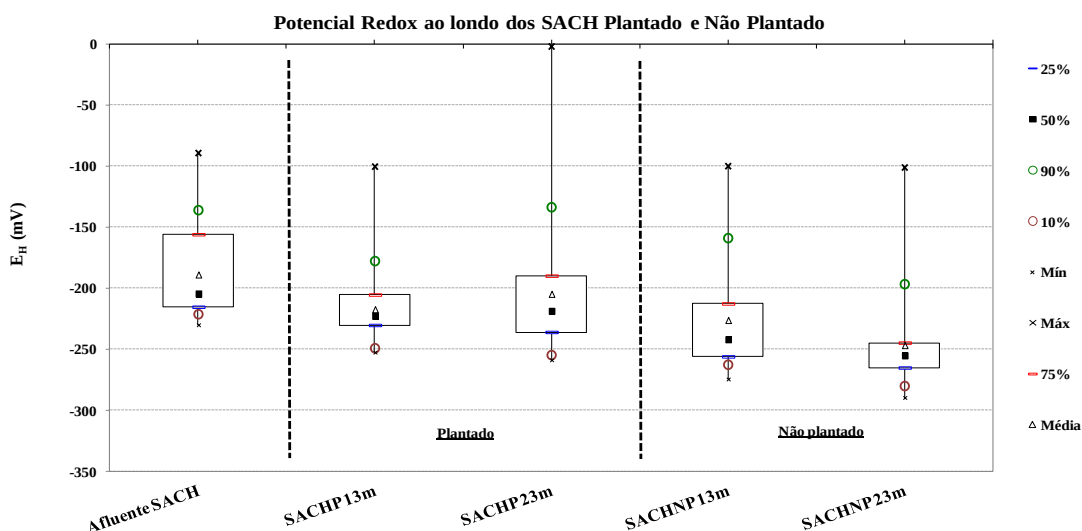


Figura 6.23. Condições redox no reator UASB, SACHP e SACHNP.

Vasconcellos (2015) detalhou as variações diurnas do potencial redox nos SACH plantado e não plantado e suas correlações com outros fatores ambientais. Ressalta-se que não foi observado efeito positivo do fotoperíodo nas variações diurnas do potencial redox no sistema plantado, pelo que não foi possível demonstrar indiretamente a liberação de oxigênio pelas plantas e mesmo a condução deste fenômeno pela fotossíntese, como apresentado por

Wiessner *et al.* (2005). Variações na concentração de oxigênio dissolvido dirigidas por oscilações de pressão atmosférica também não parecem ter influenciado os dados. Acredita-se que a demanda de oxigênio nos leitos era alta o suficiente para consumir qualquer aporte de oxigênio impedindo que houvesse elevação nas condições redox.

Os leitos investigados na presente pesquisa apresentaram comportamento diferente do observado por Matos *et al.* (2010). Estes autores observaram elevação do E_H (alcançando valores superiores a 100 mV) ao longo do comprimento do leito de SAC (dimensões de 0,7 m de largura e 24 m de comprimento) plantados com *Cynodon* spp., *Typha latifolia* e *Alternanthera philoxeroides*. A TAS aplicada por estes autores foi de $0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, inferiores às da presente pesquisa ($0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), e a TCO de DBO foi de $15,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, superiores às da presente pesquisa ($3,5$ a $4,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). O efluente investigado por estes autores foi água residuária de suinocultura filtrada com bagaço de cana antes de sua entrada para os SAC. Esta elevação nos valores de E_H parecem estar relacionadas ao tempo de detenção hidráulica que regula a interação entre as raízes da vegetação (micronichos aeróbios) e o líquido intersticial. Os leitos investigados por Matos *et al.* (2010) apresentaram TDH de 4,8 dias enquanto os leitos investigados pela presente pesquisa apresentaram TDH da ordem de 1,5 dias, o que resulta em uma menor tempo de interação entre a zona de raízes e o líquido intersticial. Estas conclusões sugerem que o tempo de detenção, as taxas de aplicação hidráulica e a presença de vegetação são fatores importantes para elevação das condições redox em SAC de escoamento horizontal.

Apesar das medições de E_H serem amplamente usadas para caracterizar condições de oxirredução nos sistemas alagados, sua interpretação está associada com muitas incertezas do ponto de vista químico. Em geral, medições de E_H no solo alagado são um resultado do estado presente de diferentes sistemas eletroquímicos, combinados naquele compartimento específico, que podem ou não estar em equilíbrio. A determinação química individual exata de todos estes sistemas eletroquímicos não é possível unicamente através do potencial redox. Em ambientes altamente redutores, as leituras de redox geralmente se estabilizam bastante rapidamente, mas esta estabilização não é um equilíbrio real do sistema como um todo, haja vista que os SAC são sistemas extremamente dinâmicos (DUŠEK *et al.*, 2008).

Para o parâmetro pH, observou-se uma elevação nos valores ao longo do sistema. Esse fato deve-se à adição de compostos alcalinos pelo meio suporte (escória de alto forno) , como CaO e MgO. O mesmo comportamento foi observado por De Paoli (2010) nas mesmas unidades SAC.

Tabela 6.11. Estatística descritiva dos resultados de pH nos pontos de monitoramento ao longo do SAC.

Parâmetro estatístico	Afluente SACH	SACHNP 13m	SACHNP 23m	SACHP 13m	SACHP 23m
Numero de dados - N	2.564	1.379	1.253	1.151	1.029
Média	6,67	7,39	7,61	7,05	7,11
Mediana	6,69	7,34	7,62	7,04	7,05
Mín	6,81	7,67	7,81	7,26	7,35
Máx	6,56	7,24	7,45	6,88	7,01
DP	0,07	0,11	0,08	0,12	0,12
CV	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
Períodos de monitoramento em 2014	15/08 a 21/08 9/10 a 30/10	14/08 a 18/08 09/10 a 13/10 23/10 a 30/10	18/08 a 21/08 13/10 a 17/10 23/10 a 30/10	15/08 a 18/08 9/10 a 13/10 18/10 a 23/10	18/08 a 21/08 14/10 a 23/10

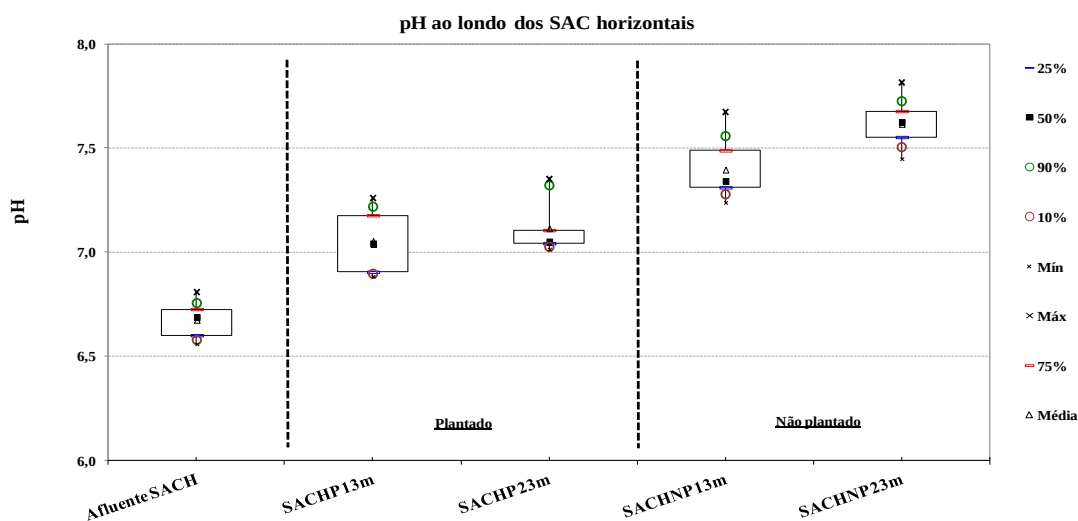


Figura 6.24. Condições de pH no reator UASB, SACH Plantado (SACHP) e SACH Não Plantado (SACHNP).

Observaram-se valores de pH mais elevados no SACHNP do que no SACHP. Este comportamento pode estar relacionado ao ligeiramente superior tempo de detenção hidráulica no SACHP e/ou à presença da vegetação. A zona de raízes das plantas deposita substâncias orgânicas que podem se converter em ácidos húmicos em seu processo de decomposição

(carbono orgânico dissolvido). Além disso, há liberação de gás carbônico pela respiração dos tecidos radiculares, levando à formação de ácido carbônico (carbono inorgânico dissolvido) (ESTEVES, 1998). Estas duas fontes podem estar entre os principais fatores que levam à diferença entre os valores de pH nos dois leitos. De Paoli (2010) observou aumento nos valores de pH quando o efluente escoava pelos SAC, mas não observou diferenças entre as duas unidades SAC. Isso pode ser justificado pelas campanhas de monitoramento com amostras simples realizadas por este autor, ao contrário das campanhas de monitoramento contínuo realizadas na presente pesquisa.

6.4.4.3 Matéria orgânica

Conforme citado no item 6.4.4, os resultados das concentrações efluentes aqui reportados foram corrigidos para a perda de água por evaporação/evapotranspiração.

Os parâmetros DBO e DQO são relativos a amostras não filtradas. É importante ressaltar que os efluentes das duas unidades SAC possuem baixa concentração de sólidos suspensos, o que conduziu a baixos valores de DBO e DQO particuladas, conforme também observado por De Paoli (2010) e Matos (2015). Já os parâmetros COT, CT, e CI são relativos a amostras filtradas em campo, com filtro de seringa com porosidade de 0,45 µm. As diferenças observadas para os valores de DQO e frações do carbono refletem bem a filtragem do líquido, além de o parâmetro DQO considerar outros compostos oxidáveis que não são carbonáceos.

A Tabela 6.12 apresenta a estatística descritiva das concentrações dos parâmetros relativos à matéria orgânica. Como se pode observar, o afluente às unidades SAC possui baixas concentrações de DBO e COT, o que se justifica pela unidade de tratamento a montante, o reator UASB. Para o parâmetro DQO, CT e CI, observam-se concentrações mais elevadas, fato que está relacionado à concentração e características de sólidos suspensos que são desprendidos do reator UASB, além da mineralização do efluente ao passar pelo reator UASB.

Tabela 6.12. Estatística descritiva das concentrações dos parâmetros relativos à matéria orgânica em ambas as unidades SAC.

Ponto de amostragem	Parâmetro (mg/L)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
Afluente	DQO	16	243	249	125	332	59,5	0,25
	DBO	14	50	55	22	77	17,6	0,35
	CT	13	86	88	57	105	13,9	0,16
	CI	13	62	66	12	83	17,9	0,29
	COT	13	25	21	10	82	17,7	0,72
SACHP Efluente	DQO	15	61	61	7	132	34,8	0,57
	DBO	13	12	11	6	18	4,3	0,36
	CT	13	65	65	43	82	10,7	0,16
	CI	13	55	58	7	74	17,7	0,32
	COT	13	10	7	1	58	14,7	1,44
SACHNP Efluente	DQO	14	80	73	13	154	39,3	0,49
	DBO	12	13	14	5	17	3,5	0,26
	CT	13	66	70	52	75	7,6	0,11
	CI	13	55	60	55	70	16,6	0,30
	COT	13	12	7	4	65	16,1	1,36

As relações DQO/DBO demonstram a conversão das frações biodegradável e não biodegradável ao longo do sistema de tratamento. A tendência típica é que esta relação se eleve à medida que os esgotos percorrem as etapas de tratamento, uma vez que o material biodegradável é removido pelo tratamento biológico. Valores de DQO/DBO menores que 2,5 indicam alta biodegradabilidade, ao passo que relações maiores que 3,5 indicam elevadas frações não biodegradáveis ou inertes (VON SPERLING, 2005).

Tabela 6.13. Relações DQO/DBO e COT/CT ao longo do sistema de tratamento.

Ponto de amostragem	Relação DQO/DBO	Relação DBO/DQO	Relação COT/CT
Esgoto Bruto (MATOS, 2015)	1,4*	0,67	0,52
Afluente SAC	4,8	0,20	0,28
SACHNP Efluente	6,0	0,16	0,17
SACHP Efluente	5,1	0,19	0,15

*Média dos dados de 2013 a 2015. Demais dados referentes ao período da presente pesquisa.

Observa-se que a maior parte da fração biodegradável dos efluentes recebidos pelo sistema UASB-SACH é removida ainda no reator UASB, com redução de 47% . Dessa maneira, os

afluentes aos SAC são compostos por materiais de baixa biodegradabilidade ou recalcitrantes. Estas conversões podem ser notadas também através da relação COT/CT, mostrando que nos afluentes aos SAC menos de 28% do carbono total é orgânico. Os efluentes do SAC teores ainda menores de carbono orgânico, mostrando que mesmo sendo os afluentes aos SAC recalcitrantes há redução nas frações orgânicas nos SAC.

Os SAC plantado e não plantado apresentam eficiências de remoção de DBO similares entre si, com médias da ordem de 70% de remoção apenas nesta etapa do tratamento. Porém, o SAC plantado apresentou eficiências ligeiramente superiores aos do SAC não plantado para todos os parâmetros relacionados com a matéria orgânica. Esta divergência pode estar relacionada com as ligeiramente superiores taxas de aplicação superficial e cargas orgânicas volumétricas no SAC não plantado. Mesmo assim, considera-se que estas diferenças são pouco significativas, em vista do avançado processo de colmatação em ambos os SAC. Essa tendência é corroborada pela análise realizada por Matos (2015, p. 144) no mesmo sistema.

Tabela 6.14. Estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros relativos à matéria orgânica em ambos os SAC.

Sistema	Parâmetro (%)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
SACH Não Plantado	DQO	14	68,2	69,6	41,2	94,3	15,7	0,23
	DBO	12	71,5	73,3	48,0	93,1	11,6	0,16
	CT	13	21,2	21,7	-14,0	39,9	15,2	0,72
	CI	13	12,9	9,4	-28,4	59,1	21,4	1,66
	COT	13	57,8	61,3	20,6	83,7	17,6	0,31
SACH Plantado	DQO	15	75,8	76,8	47,3	95,2	13,6	0,20
	DBO	13	73,6	81,3	39,4	88,3	15,1	0,18
	CT	13	23,9	24,6	6,9	31,3	7,4	0,31
	CI	13	12,2	12,8	-16,5	40,9	13,9	1,14
	COT	13	65,0	64,2	28,6	97,3	16,5	0,25

Tabela 6.15. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos a matéria orgânica e carbono no SACH Não Plantado (SACHNP).

Parâmetro estatístico	CV - SACHNP				
	DBO (g m ⁻³ d ⁻¹)	DQO (g m ⁻³ d ⁻¹)	CT (g m ⁻³ d ⁻¹)	CI (g m ⁻³ d ⁻¹)	COT (g m ⁻³ d ⁻¹)
Número de dados - N	11	11	5	5	5
Média	15,4	71,3	28,3	21,4	6,8
Mediana	13,2	69,3	27,9	21,5	6,7
Mínimo	7,6	27,3	12,2	10,0	2,2
Máximo	34,3	117,0	45,2	33,1	12,1
Desvio padrão	7,6	29,6	11,7	8,2	3,5
Coeficiente de variação	0,49	0,41	0,41	0,38	0,52

Tabela 6.16. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos a matéria orgânica e carbono no SACH Plantado (SACHP).

Parâmetro estatístico	CV - SACHP				
	DBO (g m ⁻³ d ⁻¹)	DQO (g m ⁻³ d ⁻¹)	CT (g m ⁻³ d ⁻¹)	CI (g m ⁻³ d ⁻¹)	COT (g m ⁻³ d ⁻¹)
Número de dados - N	11	11	5	5	5
Média	12,8	58,9	24,6	18,6	6,0
Mediana	11,4	61,1	22,5	17,2	5,3
Mínimo	6,0	23,6	11,2	9,2	2,0
Máximo	32,3	110,1	42,6	31,2	11,4
Desvio padrão	7,2	26,8	11,4	8,0	3,5
Coeficiente de variação	0,56	0,46	0,47	0,43	0,58

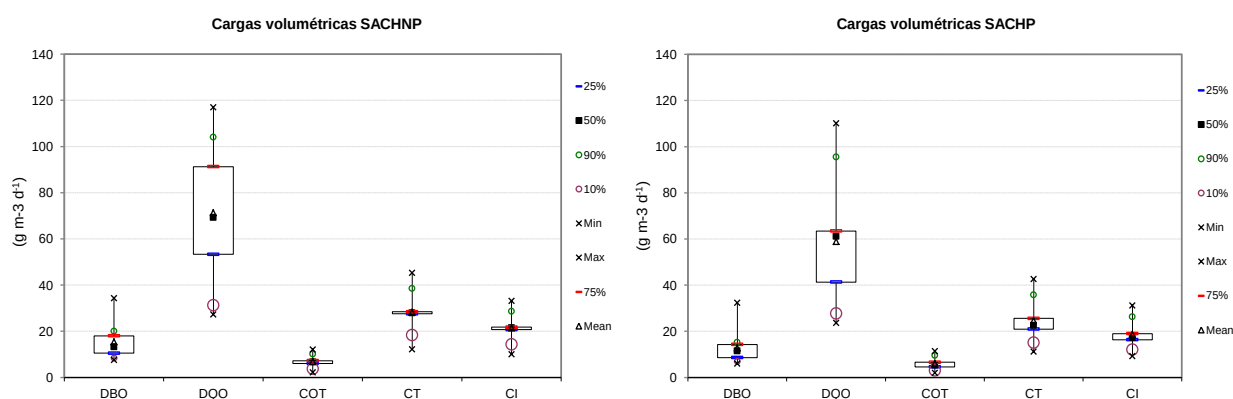


Figura 6.25. Boxplot das cargas volumétricas para parâmetros relativos à matéria orgânica e inorgânica em ambos os SAC.

As eficiências médias de remoção de DBO para ambos os sistemas são da ordem de 70%, sendo o SACHNP (71,5%) ligeiramente menos eficiente que o SACHP (73,6%). Observa-se

que os leitos recebem afluentes com concentração de DBO abaixo de 80 mg L^{-1} e produzem efluentes com concentração de DBO abaixo de 20 mg L^{-1} , atendendo consistentemente à legislação, o que revela o sistema UASB-SAC como boa opção para tratamento de efluentes sanitários.

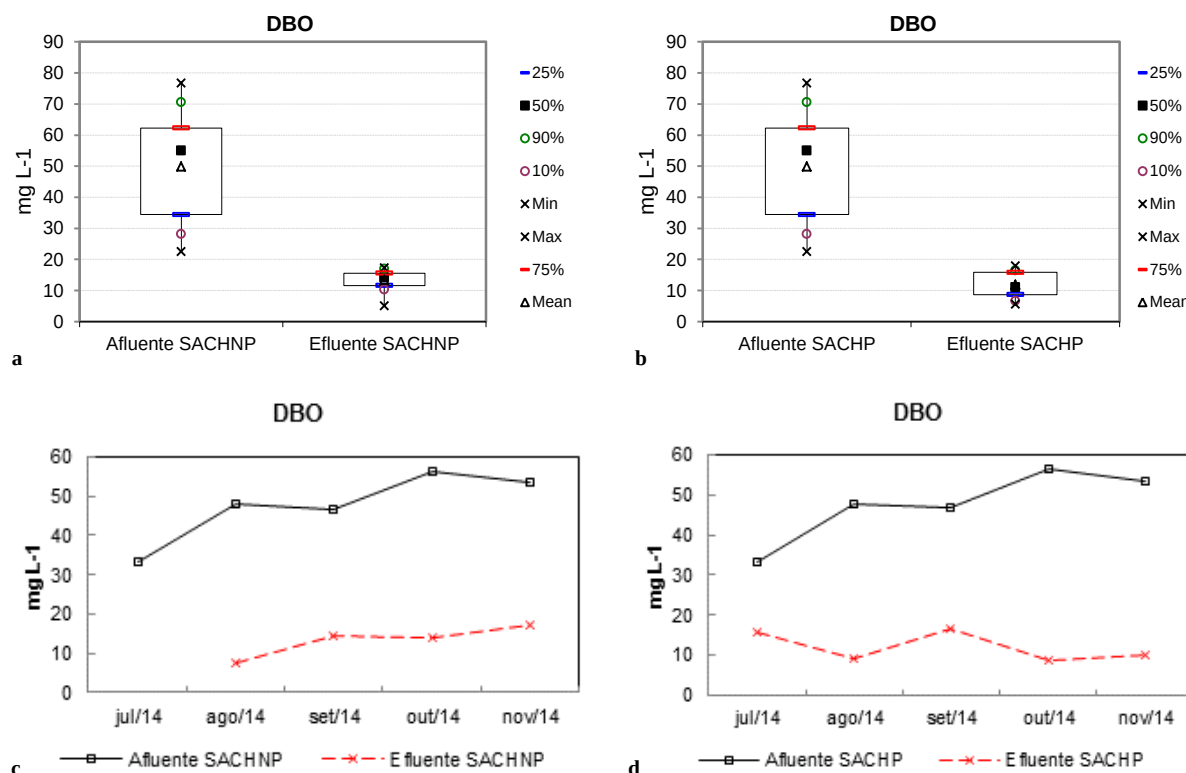


Figura 6.26. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para DBO.

Segundo Matos (2015, p. 150), a taxa de carregamento orgânico superficial (*TCO*) nos leitos ($3,5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no SACHP; $4,0 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no SACHNP) parece não ser o principal fator de influência no que se refere às eficiências de remoção de alguns poluentes. Todos os valores de *TCO* apresentaram-se na faixa recomendada pela USEPA (2000) para esgotos domésticos a serem tratados em SACH, que é de 6 a $13,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO.

Quanto à taxa de carga orgânica (DBO) relativa à secção transversal do leito ($3,0 \text{ m} \times 0,3 \text{ m}$), que avalia a propensão à colmatção, Matos (2015) observou que os valores referentes às unidades da presente pesquisa estiveram, desde o início de sua operação, acima ($717 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)

das recomendações de Kadlec e Wallace (2009) e Nivala *et al.* (2012b), que sugerem valores da ordem de $250 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

As taxas de aplicação superficial de DQO médias nos SAC são de $23,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $28,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, nos SACHP e SACHNP respectivamente. Comparando-se os SAC no CePTS com outros SAC na Espanha (GARCÍA *et al.*, 2010) (Tabela 6.17), observa-se que os sistemas foco da presente pesquisa operam em condições operacionais mais carregadas que os espanhóis. Segundo Hoffmann *et al.* (2011), as taxas de aplicação superficial para DQO em países de clima frio não devem ultrapassar $16 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, DQO, o que é condizente com os sistemas espanhóis. Já os sistemas brasileiros, devido ao clima mais quente, operam de forma satisfatória em condições operacionais mais carregadas, como mostra a Tabela 6.17. Apesar do atendimento à legislação, e com vistas a aumentar a eficiência e longevidade dos sistemas em condições de clima quente, seria interessante operar com taxas de aplicação superficial de DQO mais reduzidas que as da presente pesquisa, ou manter maior estabilidade nas taxas de aplicação, reduzindo os valores máximos. Essa meta poderia ser alcançada com um melhor controle no desprendimento de sólidos nas unidades de tratamento à montante dos SACH.

Tabela 6.17. Comparação entre condições operacionais dos SAC no CePTS e seis SAC horizontais em escala real na Espanha.

Sistema	Taxa de aplicação superficial de DQO	
	DQO ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (mínimo e máximo)	
1) Verdú 1	3,8	10,4
2) Verdú 2	3,1	8,5
3) Alfés	5,3	9,2
4) Corbins	10,9	17,5
5) Almatret north	4,5	13,8
6) Almatret south	6,2	12,9
SACHNP CePTS	10,9	46,8
SACHP CePTS	9,4	44,0

Fonte dos dados da Espanha: García *et al.* (2010).

Os sistemas da presente pesquisa apresentam eficiências médias de remoção de DQO de 75,8% e 68,2% para o SACHP e SACHNP, respectivamente. A superior eficiência de remoção do SACHP pode estar relacionada à ligeiramente inferior taxa de aplicação hidráulica neste sistema, mas também à presença da vegetação na zona de raiz, o que aumenta a diversidade e densidade de microrganismos. Há ainda que se ressaltar as condições de

colmatação nos SAC e a ocorrência de curto-circuito hidráulico pelo escoamento superficial em ambas as unidades. Em campo, observa-se que o SACHNP apresenta escoamento superficial mais avançado que o SACHP. O trabalho de Matos (2015) apresenta uma análise aprofundada sobre o por quê desta diferença..

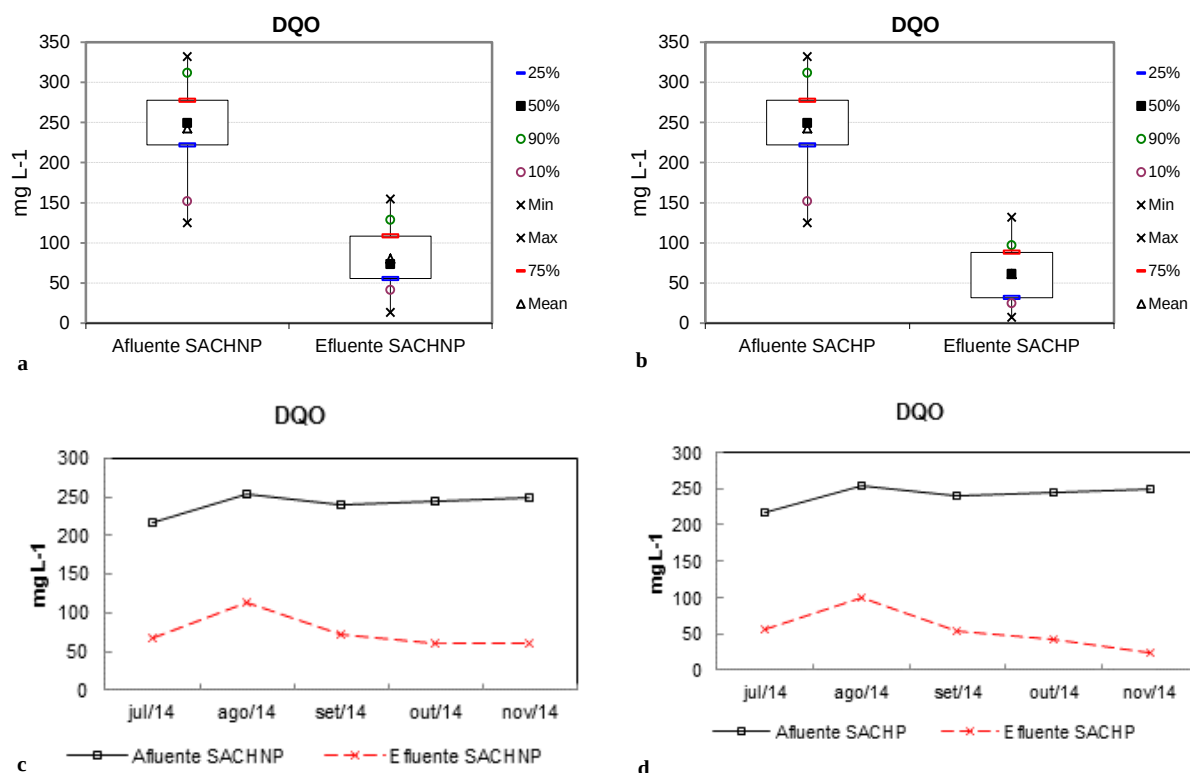


Figura 6.27. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para DQO.

Os resultados para as frações do carbono mostram a mineralização da matéria orgânica presente no efluente, com redução da fração orgânica (COT) e aumento da fração inorgânica (CI). Para o parâmetro COT, o SACHP apresentou eficiência de remoção (65%), superior ao SACHNP (57,8%), fato que pode ser justificado pelos mesmos argumentos apresentados anteriormente, a diferença nas taxas de aplicação superficial, carga orgânica volumétrica e presença da vegetação. Observam-se valores para CT superiores no efluente do SACHP se comparado ao efluente do SACHNP, o que pode estar relacionado com a alcalinidade no meio suporte e liberação de ácidos húmicos e gases dissolvidos pela vegetação e pelo material vegetal radicular em decomposição no leito. Estes compostos podem aumentar as concentrações de carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) no líquido intersticial, levando a

uma maior concentração da fração inorgânica do carbono. Estas reações podem ainda estar associadas com valores mais baixos de pH, como mostrado nos itens anteriores.

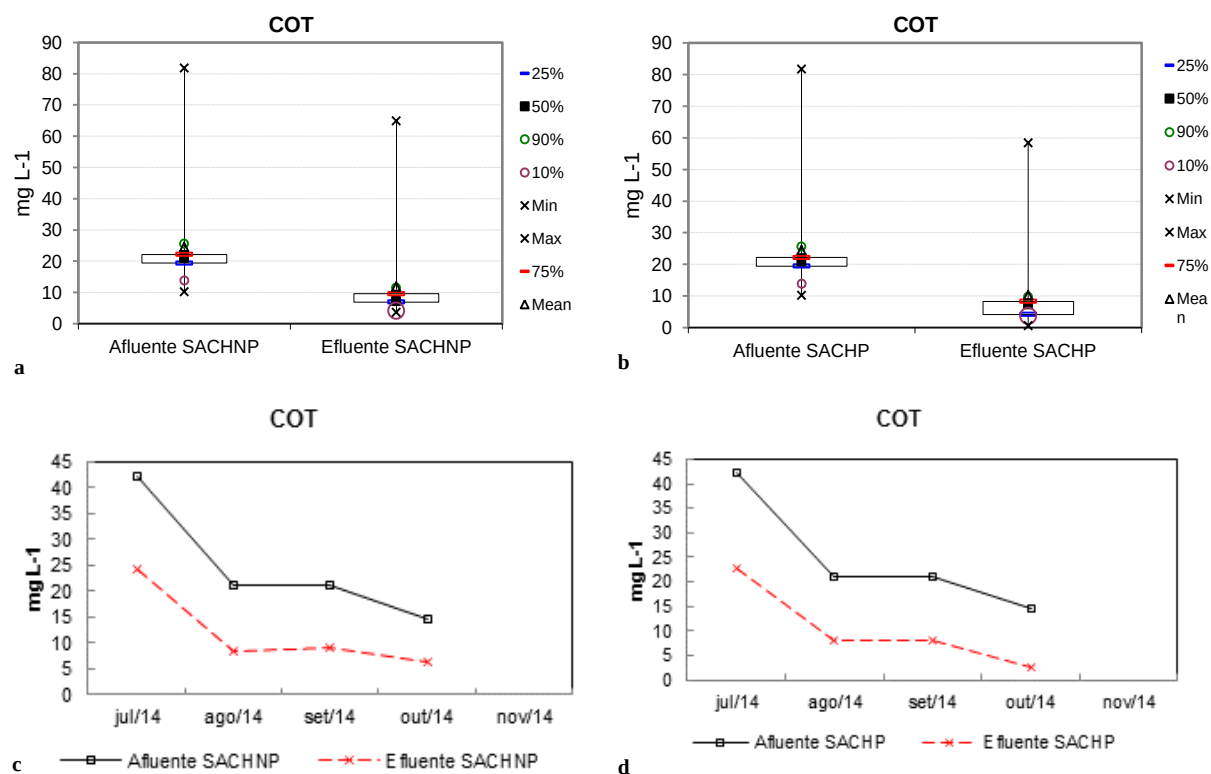


Figura 6.28. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para COT.

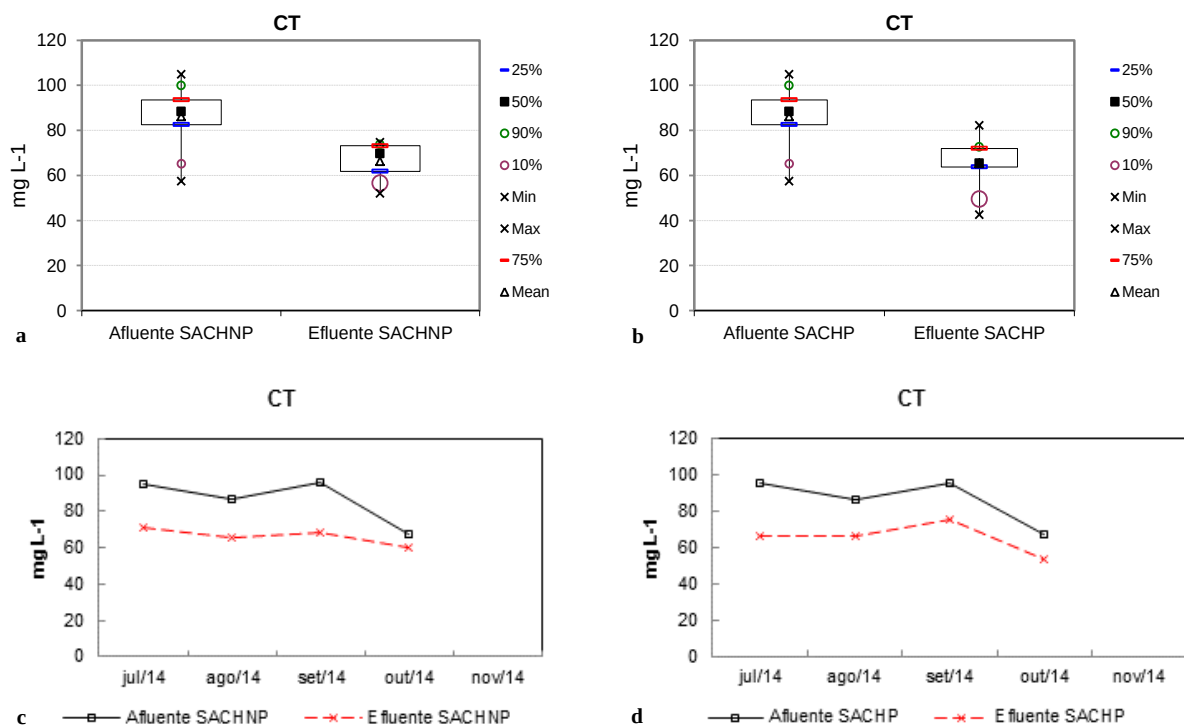


Figura 6.29. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para CT.

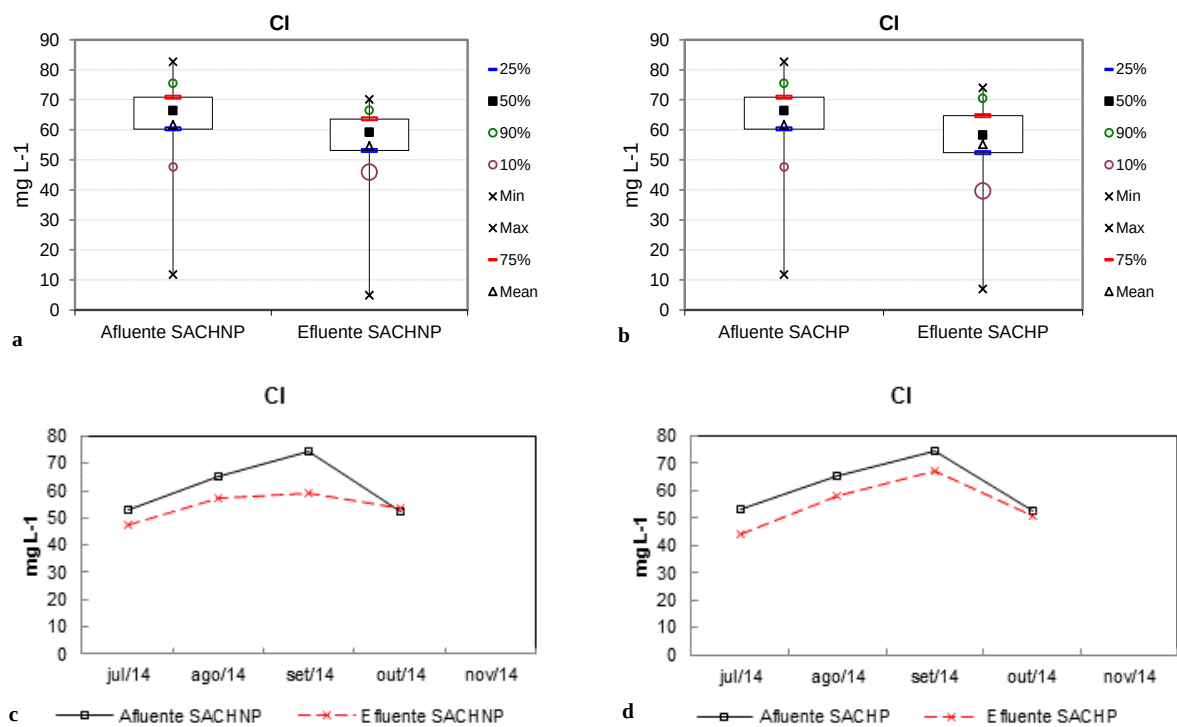


Figura 6.30. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para CI.

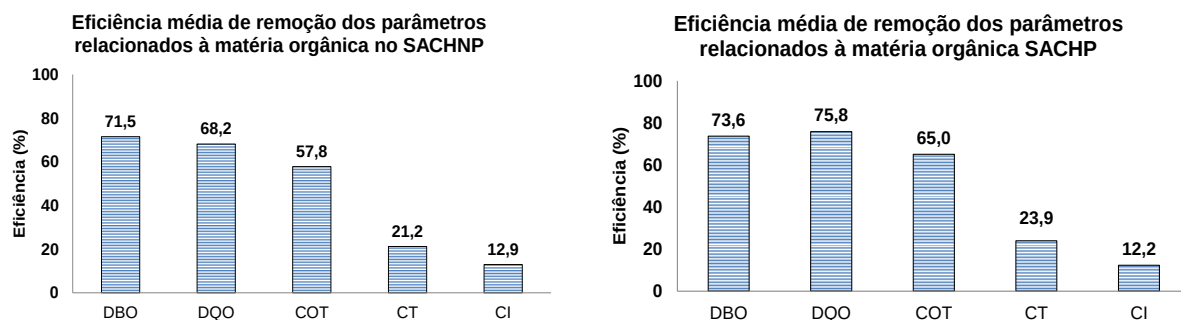


Figura 6.31. Eficiências médias de remoção para os parâmetros relacionados à matéria orgânica em ambos os SAC.

6.4.4.4 Sólidos suspensos totais

Ambos os SAC apresentaram boa capacidade de reduzir as concentrações de sólidos suspensos aplicadas. Apesar do avançado processo de colmatção o líquido efluente em ambos os leitos apresentava visualmente aspecto de elevada translucidez e baixas concentrações de material suspenso ou particulado, evidenciando a alta capacidade de filtração do sistema. As concentrações médias efluentes foram semelhantes entre os dois sistemas, sendo 13 mg L^{-1} no SACHP e 15 mg L^{-1} no SACHNP. A Figura 6.32 apresenta os resultados para ambos os leitos.

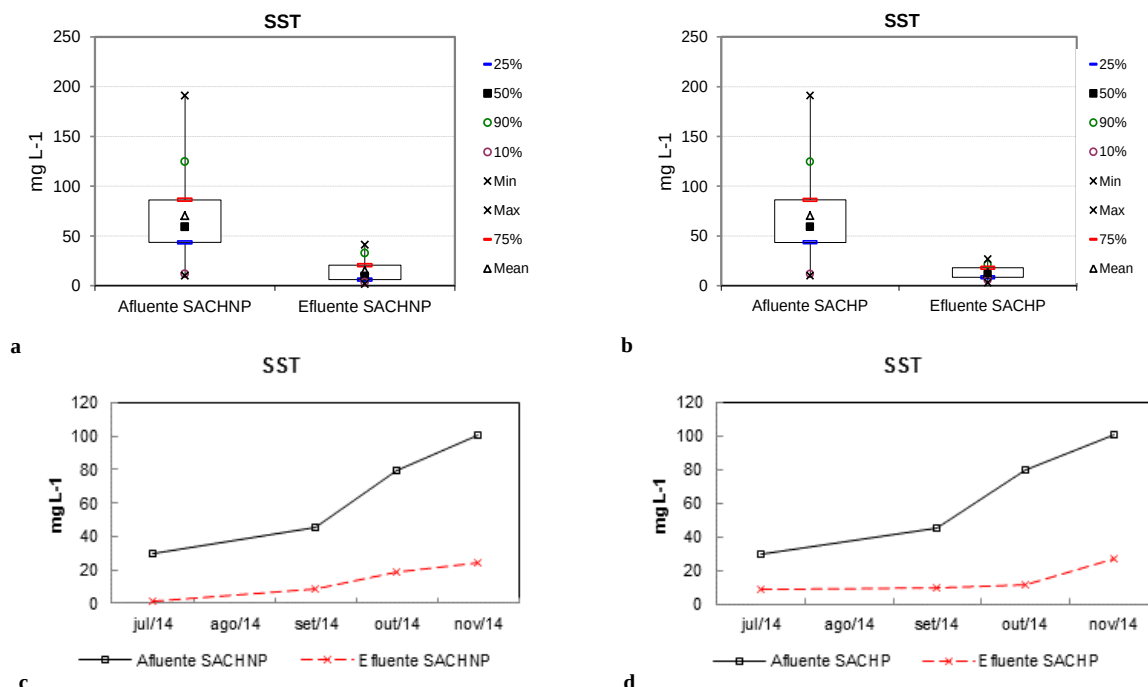


Figura 6.32. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para SST.

Os SAC apresentaram eficiências de remoção da ordem de 80%, sendo o SACHP com 81,8% e o SACHNP 81,9%. Observa-se eficiência de remoção semelhante entre os SAC, apesar do leito não plantado operar com maiores taxas de aplicação, se comparado ao plantado (Tabela 6.18). Esta similaridade pode estar relacionada ao mecanismo de retenção de sólidos (sedimentação / filtração) ser semelhante em ambas as unidades.

Tabela 6.18. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de SST em ambos os SAC.

Sistema	Parâmetro (%)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
SACHNP	SST	6	81,9	86,7	47,2	96,5	18,0	0,22
SACHP	SST	8	81,8	83,5	59,3	96,0	11,9	0,15

Apesar desta conformidade operacional, acredita-se que o sistema sofreu choques de carga de sólidos, em períodos anteriores ao da presente pesquisa (2010-2011), relacionados a um período em que o reator UASB operou sem separador trifásico (problemas de corrosão). Acredita-se que este histórico operacional acelerou o processo de colmatação no leito. Além disso, é importante ressaltar que o reator UASB, durante o período dessa pesquisa, apresentou elevado desprendimento de sólidos e entupimento em tubulações e dispositivos hidráulicos na rede de condução do efluente até os SAC. Por estes motivos, é interessante recomendar que os sistemas UASB-SAC possuam um atento controle da manta de lodo e espuma no reator UASB, objetivando a redução das cargas de sólidos e impedimento de choques operacionais indesejados.

De acordo com Matos (2015, p. 153) as taxas de carregamento superficial de sólidos nos leitos da presente pesquisa sempre superaram as recomendações da literatura, que propõem valores de $5,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (USEPA, 2000 e WOJCIEHOWSKA *et al.*, 2010). Entretanto, ainda segundo Matos (2015, p. 154) não houve diferença significativa entre as taxas de aplicação superficial (área longitudinal) de sólidos nas diferentes fases operacionais do sistema estudado, que apresentaram valores dentro da faixa de 3 a $9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Este autor ainda cita um período operacional (novembro 2013 a março 2014) em que os SAC receberam aportes de sólidos da ordem de 17 a $68 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que podem ter contribuído para a obstrução do leito. Entretanto, este mesmo autor cita que as análises estatísticas realizadas não permitem afirmar que houve redução das eficiências de remoção de poluentes pelos SAC em função do avanço

do processo de colmatção. A Tabela 6.19 e Figura 6.33 apresentam os dados obtidos para a taxa de aplicação de sólidos durante o período da presente pesquisa.

Tabela 6.19. Estatística descritiva sobre taxas de aplicação superficial de SST em ambos os SAC.

Taxa de aplicação superficial de sólidos – SST		
	SACHNP SST ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	SACHP SST ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Número de dados – N	7	7
Média	8,4	6,6
Mediana	9,5	6,6
Mínimo	3,7	3,3
Máximo	12,5	8,8
Desvio padrão	3,2	2,2
Coeficiente de variação	0,38	0,34

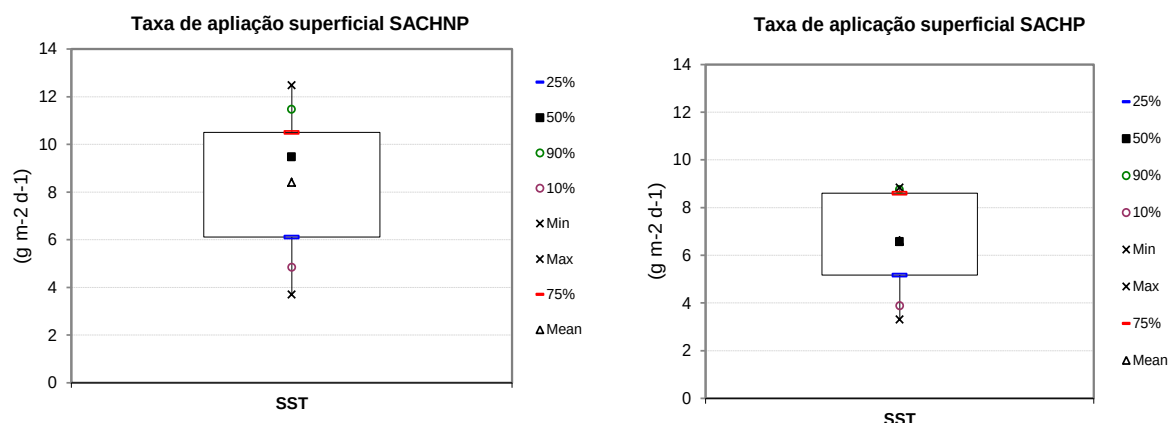


Figura 6.33. Boxplot da taxa de aplicação superficial de SST em ambos SAC.

6.4.4.5 Nitrogênio

A Tabela 6.20 mostra a estatística descritiva dos parâmetros referentes às frações do nitrogênio para o afluente e efluente das unidades SAC. A Tabela 6.21 e Tabela 6.22 apresentam as condições de carga às quais foram impostos os SAC na presente pesquisa. Observa-se redução nos valores das concentrações das frações NT, NTK e N-NH_4^+ . As médias e medianas das concentrações efluentes para todas as frações do nitrogênio para ambos os sistemas mostram valores semelhantes entre os leitos, sugerindo que as condições ambientais nos leitos foram semelhantes. Esta afirmação é compatível com os outros parâmetros e condições operacionais, como discutido neste capítulo.

Tabela 6.20. Estatística descritiva para as concentrações dos parâmetros relativos ao nitrogênio nos SAC.

Ponto de amostragem	Parâmetro (mg L ⁻¹)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coeficiente variação
Afluente	NT	11	41,8	42,4	13,5	63,5	14,0	0,33
	NTK	15	31,2	31,0	25,7	36,6	3,6	0,12
	N-NH ₄ ⁺	12	15,6	16,2	2,1	28,9	8,0	0,51
SACHNP Efluente	NT	11	31,9	33,8	11,7	44,2	9,5	0,30
	NTK	15	27,7	27,2	13,3	38,9	6,4	0,23
	N-NH ₄ ⁺	13	7,2	4,9	0,3	18,7	6,8	0,94
SACHP Efluente	NT	11	31,7	35,7	9,6	43,2	10,5	0,33
	NTK	15	22,7	23,9	12,3	30,5	5,5	0,24
	N-NH ₄ ⁺	13	9,5	6,3	2,3	22,9	7,2	0,76

Tabela 6.21. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos às frações do nitrogênio no SACH Não Plantado (SACHNP).

Carga volumétrica das frações do nitrogênio - SACHNP			
	NTK (g m ⁻³ d ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻³ d ⁻¹)	NT (g m ⁻³ d ⁻¹)
Número de dados - N	11	6	4
Média	9,1	3,8	16,3
Mediana	8,7	3,7	15,4
Mínimo	4,4	0,7	12,7
Máximo	13,0	9,3	21,6
Desvio padrão	2,5	3,1	3,9
Coeficiente de variação	0,27	0,82	0,24

Tabela 6.22. Estatística descritiva sobre cargas volumétricas para os parâmetros relativos às frações do nitrogênio no SACH Plantado (SACHP).

Carga volumétrica das frações do nitrogênio - SACHP			
	NTK (g m ⁻³ d ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻³ d ⁻¹)	NT (g m ⁻³ d ⁻¹)
Número de dados - N	11	6	4
Média	7,6	3,4	14,0
Mediana	6,9	3,1	13,1
Mínimo	3,0	0,5	9,6
Máximo	12,2	8,4	20,3
Desvio padrão	2,6	2,9	4,5
Coeficiente de variação	0,34	0,85	0,32

A Figura 6.34, Figura 6.35 e Figura 6.36 mostra o boxplot e as médias mensais das concentrações para os parâmetros relacionados ao nitrogênio.

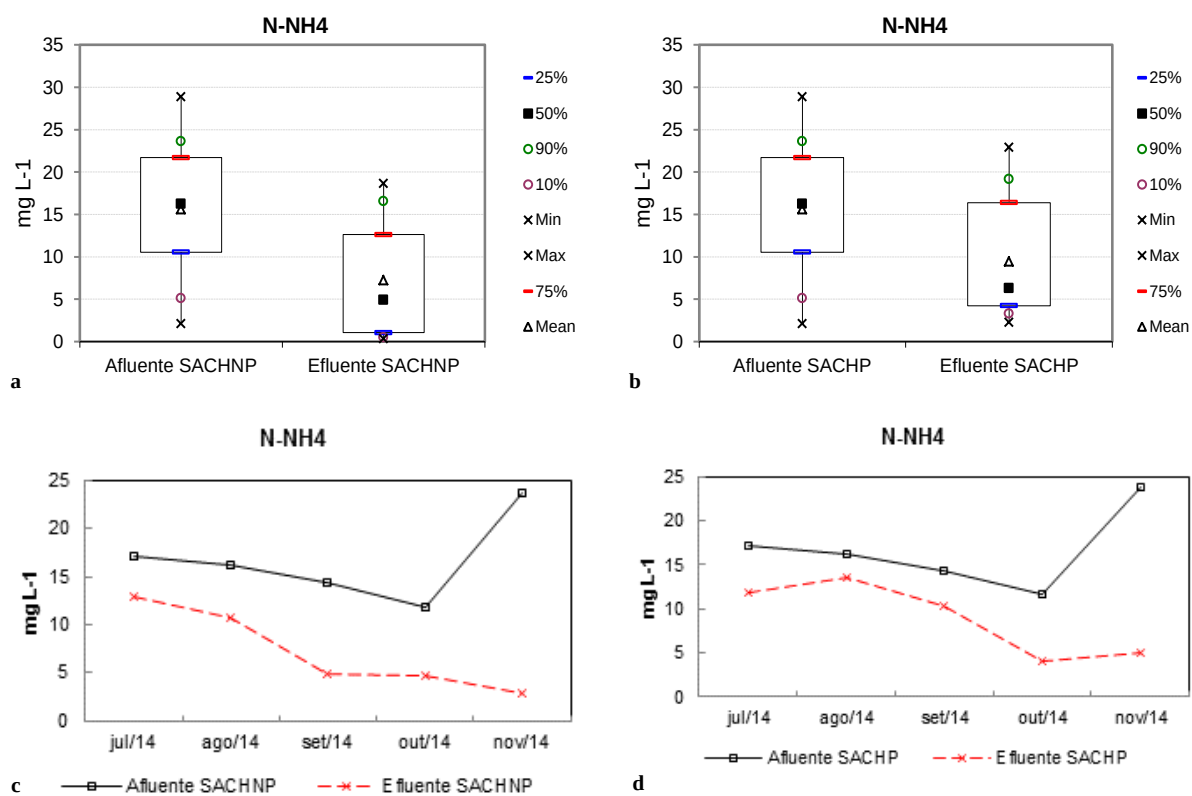


Figura 6.34. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para N-NH_4^+ .

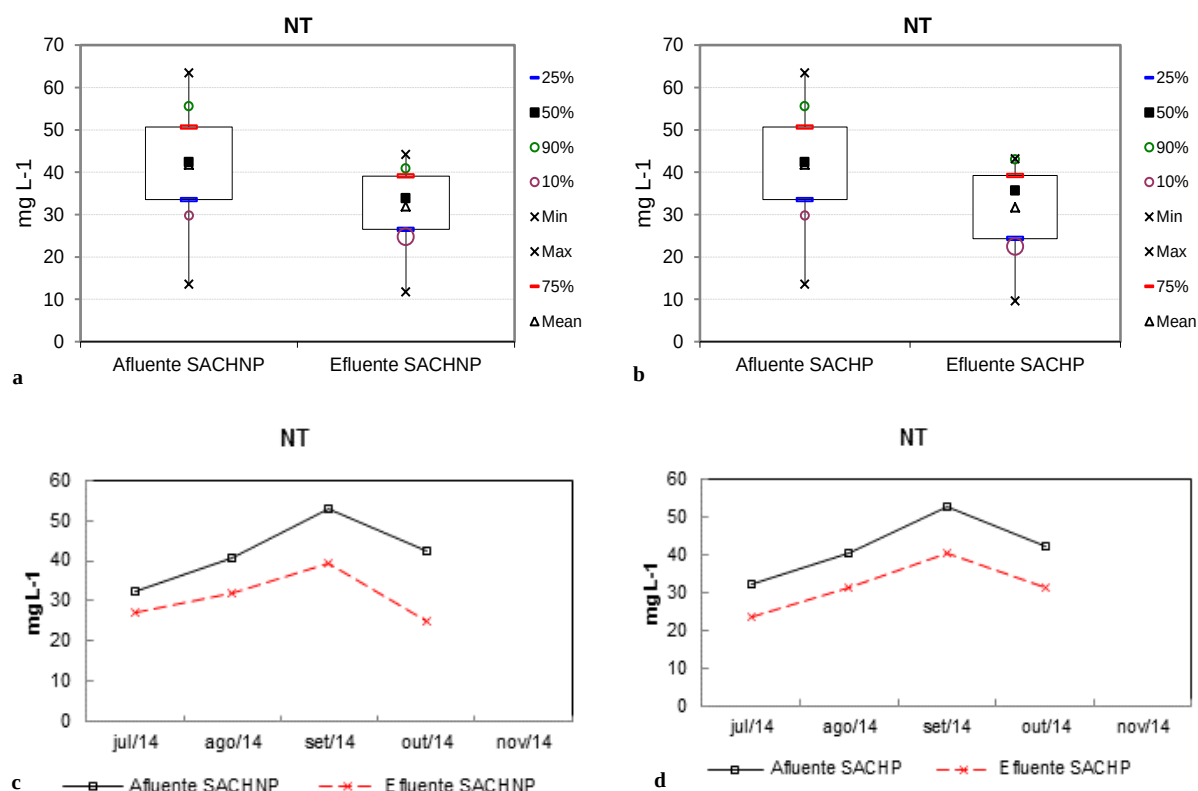


Figura 6.36. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para NT.

A Tabela 6.23 e a Figura 6.37 apresentam a estatística descritiva das eficiências de remoção para as frações do nitrogênio. Os resultados obtidos revelam eficiências de remoção da ordem de 25 % para todas as frações do nitrogênio no SACHP, o que é condizente com as condições operacionais impostas e com as condições redox negativas no leito. Acredita-se que as remoções obtidas para estes parâmetros no leito plantado estejam relacionadas aos micronichos aeróbios presentes ao redor da zona de raízes da vegetação e à absorção deste elemento pelas próprias plantas.

O SACHNP apresentou remoção de NT semelhante à obtida no SACHP, porém, para os parâmetros NT e NTK os dados revelam comportamento divergente, demonstrando uma maior eficiência de remoção de N-NH_4^+ , e menor eficiência de remoção de NTK para o SACHNP.

Tabela 6.23. Estatística descritiva das eficiências de remoção dos parâmetros relativos ao nitrogênio nos SAC.

Ponto de amostragem	Parâmetro (%)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
SACHNP	NT	11	21,9	18,3	9,8	41,7	10,1	0,5
	NTK	14	9,8	8,8	-30,0	53,6	21,0	2,2
	N-NH ₄ ⁺	12	56,8	60,2	15,0	94,8	28,4	0,5
SACHP	NT	11	24,1	24,5	6,5	36,2	7,3	0,3
	NTK	14	26,4	22,4	-9,5	57,2	21,1	0,8
	N-NH ₄ ⁺	12	28,9	23,2	-53,6	78,9	36,9	1,3

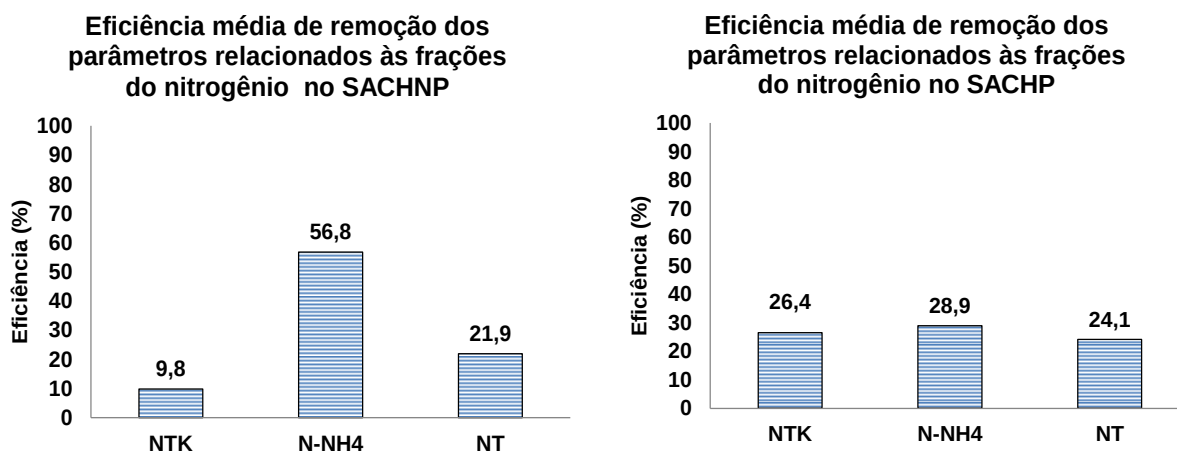


Figura 6.37. Eficiências de remoção das frações do nitrogênio em ambos os SAC.

Quanto à remoção de NTK, observa-se que o SACHP obteve maior eficiência de remoção (45%) em relação ao SACHNP (25%) no período analisado. Estes resultados são coerentes com as observações de Matos (2015) que apontam maior remoção pelo leito plantado (37,5%) no período de 14/03/2014 a 06/03/2015 se comparado ao leito não plantado (25,7%) (MATOS, 2015, p157-158).

Nas faixas redox em que opera o sistema, e com a elevada demanda de oxigênio exercida pela matéria orgânica afluyente e retida nos interstícios do meio filtrante, o processo de nitrificação protagonizado pelas bactérias autotróficas nitrificantes é inibido. Oceptor de elétrons necessário ao processo metabólico não está disponível, pois não há processos operacionais que permitam a aeração do sistema. Nessas condições, a liberação de oxigênio pela vegetação

não é suficiente para suprir a demanda exercida, não havendo oxigênio remanescente para a nitrificação. Ressalta-se aqui a possibilidade de existência de rotas anaeróbias de remoção de N-NH_4^+ tais como Anammox. Investigações sobre este processo não fizeram parte do escopo desta pesquisa.

Os resultados obtidos para estes parâmetros são coerentes com as teorias de Samsó e García (2013b) e Samsó e García (2014), que sugerem uma distribuição gradual de bactérias ao longo do eixo horizontal do SAC, em função dos gradientes de potencial redox e colmatção no leito. O atual sistema encontra-se em avançado processo de colmatção, o que trouxe a zona de reação ativa para bem próximo da saída do sistema, de acordo com a teoria daqueles autores. Os dados de potencial redox nos dois transectos dos SAC também revelam ambiente predominantemente redutor, desfavorável para a oxidação de amônia a nitrato e também para a desnitrificação.

6.4.4.6 Sulfato

As concentrações de sulfato no esgoto bruto, da ordem de $6,2 \text{ mg L}^{-1}$, são reduzidas pelo reator UASB produzindo concentrações afluentes ao SAC com média de $3,8 \text{ mg L}^{-1}$. Os SAC, por sua vez, produz concentrações efluentes de sulfato da ordem de $0,3$ a $0,8 \text{ mg L}^{-1}$. A Tabela 6.24 apresenta a estatística descritiva para as concentrações deste parâmetro afluentes e efluentes aos SAC.

Tabela 6.24. Estatística descritiva para as concentrações de sulfato nos SAC.

Ponto de amostragem	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
Afluente (mg/L)	16	3,8	4,5	0,8	6,9	1,8	0,47
SACHNP Efluente (mg/L)	15	0,8	0,6	0,2	2,9	0,8	0,92
SACHP Efluente (mg/L)	15	0,3	0,2	0,1	0,8	0,2	0,57

A Figura 6.38 mostra o boxplot e as médias mensais das concentrações para os parâmetros relacionados ao sulfato.

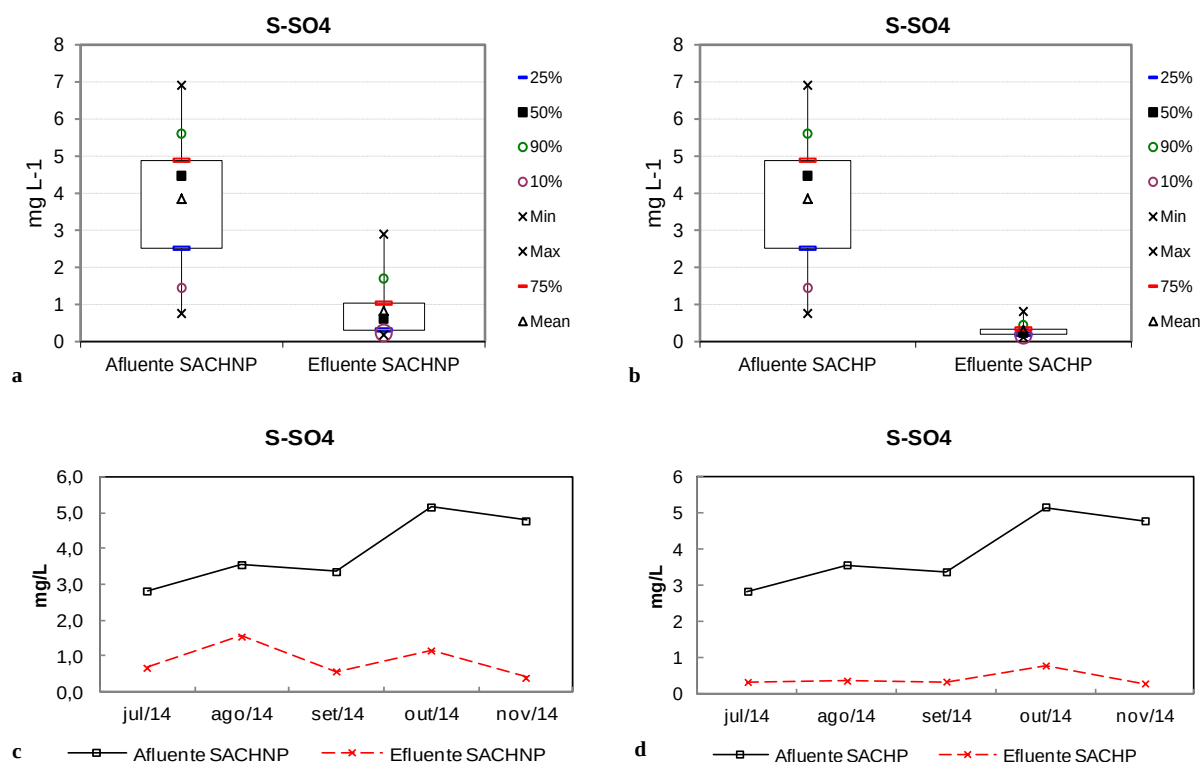


Figura 6.38. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para S-SO₄²⁻.

Os resultados obtidos pelo monitoramento de sulfato nos SAC revelam elevadas eficiências de remoção deste parâmetro nos sistemas. Estes resultados são coerentes com a faixa redox em que operam os sistemas, pois uma das rotas metabólicas predominantes em ambientes redutores é a redução de sulfatos. Estes resultados são coerentes ainda com as modelagens de Samsó e García (2013b), que mostram uma predominância de grupos anaeróbios nas zonas iniciais (anaeróbias) do SAC. A zona anaeróbia/redutora nos sistemas do CePTS se estende por todo o leito, o que também é coerente com a teoria do cartucho de Samsó e García (2014), que sugere um avanço da zona de reação ativa no sistema em função da colmatação.

Tabela 6.25. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de sulfato nos SAC.

Sistema	Parâmetro (%)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coeficiente variação
SACHNP	S-SO ₄	15	75,6	84,3	19,0	93,9	22,7	0,30
SACHP	S-SO ₄	15	89,3	93,0	57,3	96,2	10,2	0,11

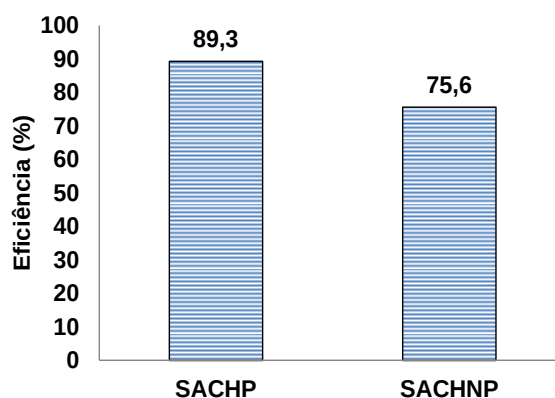


Figura 6.39. Eficiências de remoção de $S-SO_4^{2-}$ em ambos os SAC.

O interesse sobre redução de sulfato em SAC vem crescendo, porque pesquisas mostram que este processo contribui significativamente para a remoção de matéria orgânica nos SAC horizontais. O sulfato é um constituinte normal em vários tipos de efluentes e pode ser usado como aceptor de elétrons na ausência de oxigênio por um amplo grupo de microrganismos heterotróficos anaeróbicos estritos, as bactérias redutoras de sulfato (SRB em inglês). Estes microrganismos podem crescer utilizando uma ampla gama de produtos da fermentação, como doadores de elétrons (acetato, lactato, butirato, acetona, formato, isopropanol, hidrogênio e butanediol). Compostos reduzidos de sulfato, tais como sulfeto, são liberados pela atividade das bactérias redutoras de sulfato e são conhecidos por serem potentes inibidores do crescimento vegetal e certas atividades microbianas (GARCÍA *et al.*, 2010).

As bactérias redutoras de sulfato (SRB) reduzem sulfato a sulfeto usando energia gerada da transferência de elétrons de substratos orgânicos. O sulfeto produzido pode ser transportado por difusão e pelo escoamento da água de zonas anóxicas para zonas mais aeróbicas e re-oxidado a enxofre elementar. Este processo poderia ser facilitado pela presença das plantas e sua liberação de oxigênio na zona de raiz. Ainda em condições anaeróbicas, o sulfeto pode precipitar com metais-traço e formar sulfetos metálicos insolúveis, como o sulfeto de ferro (FeS), que é imobilizado no meio suporte do sistema. Adicionalmente, levando em conta que a forma do sulfeto no líquido intersticial pode variar com o pH, este composto pode alterar entre S^{2-} e HS^- e H_2S (WU *et al.*, 2013b).

Conforme observado pelos resultados, o ciclo do enxofre tem especial importância nos SAC da presente pesquisa, haja vista as condições operacionais impostas e o avanço do processo de colmatção.

6.4.4.7 Fósforo

A remoção de fósforo em sistemas alagados construídos é dirigida por dois fenômenos principais: a absorção pela vegetação e a sorção ao meio suporte. Em geral, as áreas necessárias para remoção de P empregando apenas a absorção pela vegetação são muito extensas, pelo que se faz necessário o emprego de mídias reativas com afinidade pelo elemento P. Os SAC do CePTS são preenchidos com escória de alto forno, um material que é reconhecido pela sua afinidade ao P. Entretanto, caso o sistema não tenha sido dimensionado com o objetivo de remoção deste elemento, não são esperadas elevadas remoções de poluentes.

Tabela 6.26. Estatística descritiva para as concentrações de fósforo nos SAC.

Ponto de amostragem	Parâmetro (mg L ⁻¹)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente variação
Afluente (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻	16	2,7	2,5	0,3	4,6	1,1	0,42
SACHNP Efluente (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻	15	1,7	1,4	0,5	4,3	1,0	0,61
SACHP Efluente (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻	15	1,3	1,3	0,5	1,8	0,5	0,37

A Figura 6.38 mostra o boxplot e as médias mensais das concentrações para os parâmetros relacionados ao fósforo.

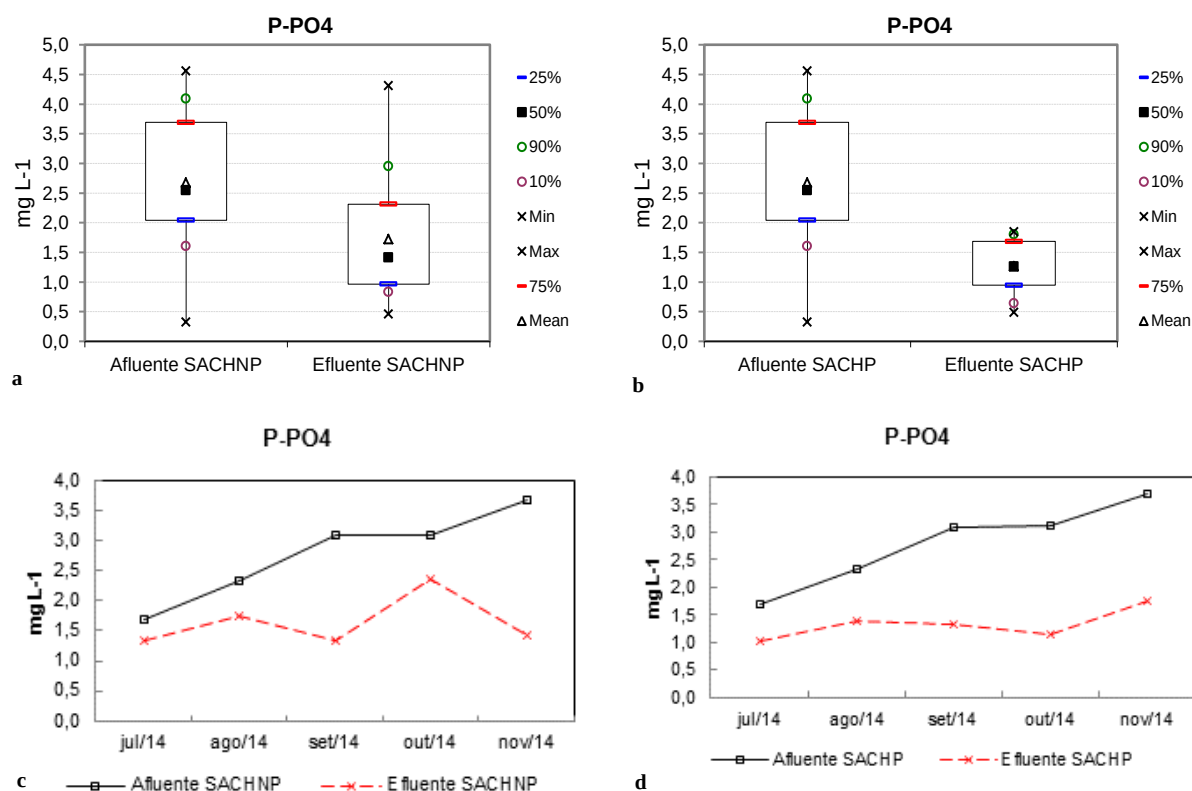


Figura 6.40. Boxplot das concentrações afluentes e efluentes (a e b) e concentrações médias mensais (c e d) em ambos os SAC para P-PO₄³⁻.

As eficiências de remoção com base na análise das concentrações removidas (descontadas as perdas de água) é superior no SACHP (41,9%) em relação ao SACHNP (29,1%), como mostra a Tabela 6.27.

Tabela 6.27. Estatística descritiva para as eficiências de remoção de fósforo nos SAC.

Sistema	Parâmetro (%)	Número dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coefficient e variação
SACHNP	P-PO ₄ ³⁻	15	29,1	42,2	-43,5	67,7	34,4	1,18
SACHP	P-PO ₄ ³⁻	15	41,9	55,4	-51,1	68,8	33,3	0,79

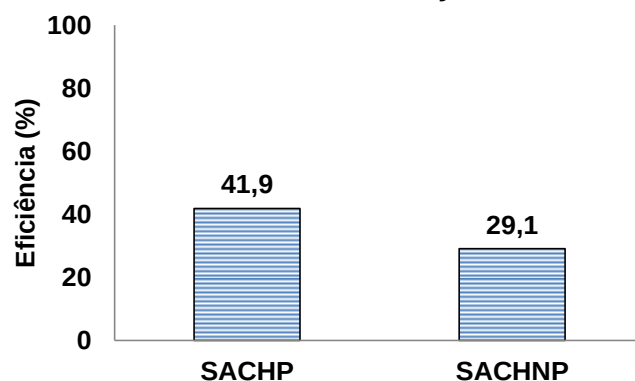


Figura 6.41. Eficiências de remoção de $P-PO_4^{3-}$ em ambos os SAC.

As cargas superficiais de P aplicadas a ambos os SAC durante o período de monitoramento da presente investigação foram da ordem de $0,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, (0,29 para o SACHP e 0,33 para o SACHNP). Estes valores são semelhantes aos do parâmetro P Total observados por De Paoli (2010) citado por Matos (2015, p. 150.). Observou-se na primeira fase de operação dos mesmos SAC uma remoção de 52% no SACHP e 37% no SACHNP, em termos de cargas removidas, mostrando que a vegetação pode ter tido influência nesse processo.

É importante avaliar o balanço de massa para o elemento P nos sistemas para se conhecer melhor o comportamento em relação a este elemento. A **Tabela 6.28** apresenta o balanço de massa para o elemento P nos SAC.

Tabela 6.28. Balanço de massa para o parâmetro $P-PO_4^{3-}$.

Parâmetro	Entrada (mg L^{-1})	Saída (mg L^{-1})	Vazão Entrada ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Vazão Saída* ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Carga Entrada (g d^{-1})	Carga Saída (g d^{-1})	Carga Removida (g d^{-1})	Eficiência Remoção %
SACHNP	2,7	1,7	8,6	7,3	23,0	12,6	10,4	45%
SACHP	2,7	1,3	7,2	6,1	19,2	7,7	11,5	60%

*Perda de água considerada: 15% SACHNP e 25% SACHP. Concentrações médias utilizadas para a avaliação.

Através do balanço de massa observa-se que o SACHP obteve uma remoção levemente superior ao SACHNP em termos de P ($1,1 \text{ g d}^{-1}$ de P). Entretanto, esta pequena diferença é suficiente para criar a disparidade observada em termos de eficiência de remoção entre os dois SAC. É importante ressaltar que as eficiências de remoção observadas na Figura 6.41 são calculadas com as médias das eficiências em termos de concentração removida, enquanto que a eficiência de remoção observada na **Tabela 6.28** foram calculadas através das médias das concentrações de entrada e saída, média das vazões e média das perdas de água, portanto

reflete uma visão diferente. O objetivo desta análise é verificar qual é a diferença em termos de massa removida do elemento P em ambos os SAC.

Notam-se, no banco de dados do presente monitoramento, dois eventos no SACHNP em que as concentrações de saída foram maiores que as de entrada, reduzindo os valores médios de eficiência em ambos os SAC. Removidos estes valores negativos, a eficiência de remoção de P no SACHNP sobe para 40% e no SACHP para 50%, aproximando aos resultados do balanço de massa na **Tabela 6.28**.

Em conclusão, a diferença de $1,1 \text{ g d}^{-1}$ mostrada pela **Tabela 6.28** entre os dois SAC pode estar relacionada à remoção pela vegetação ou aos regimes hidráulicos e cargas diferentes em ambos SAC. Pode estar relacionado também ao maior avanço da colmatção no SACHNP.

6.4.5 Comportamento do potencial redox e parâmetros indicadores de metabolismo em amostras indeformadas de meio suporte de SAC de escoamento horizontal

O objetivo destas investigações é verificar se os PFR operando em campo com amostras indeformadas do leito podem ser considerados unidades reacionais infinitesimais representativas do sistema em escala real. A confirmação desta hipótese é obtida com a observação de valores similares para os parâmetros monitorados nas entradas e saídas dos PFR. Os poços de monitoramento a 13 e 23 m mostram as condições ambientais no líquido intersticial na respectiva posição do leito. Já as saídas dos PFR a 13 e 23 m devem possuir valores similares aos poços para que se mostrem representativos do leito.

6.4.5.1 Avaliação do PFR adaptado como método de campo para investigações sobre o meio suporte

Os resultados do monitoramento das frações do carbono, nitrogênio, íons e potencial redox no sistema estão apresentados em sequência plantada e não plantada e são reportados pelas medianas das concentrações absolutas (Figura 6.48) obtidas ao longo das sete campanhas de monitoramento. Gráficos boxplot (Figura 6.44 a Figura 6.47) mostram todo o conjunto de dados. É importante ressaltar que para estas análises não se faz necessária a correção das concentrações para a perda de água, uma vez que objetiva-se uma comparação direta, ponto a ponto entre os leitos e os PFR.

Os dados de potencial redox e pH estão reportados em um gráfico boxplot que agrupa 28 campanhas de monitoramento (15/08/2014 a 30/11/2014) com duração média de quatro dias em cada ponto, com coletas de dados a cada 15 min. Durante este período observaram-se condições climáticas variadas, com grande amplitude de temperaturas do ar (12,1 °C a 34,9 °C) e pluviosidade, o que justifica as variações obtidas no monitoramento deste parâmetro.

Tabela 6.29. Estatística descritiva sobre potencial redox nos SAC e nos PFR.

Parâmetro estatístico	Número de dados N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Períodos de monitoramento em 2014
Afluente SACH	2564	-189	-205	-230	-90	33	-0,17	15/08 a 21/08 9/10 a 30/10
SACHP 13 m	1151	-218	-223	-253	-101	27	-0,12	15/08 a 18/08 9/10 a 13/10 18/10 a 23/10
PFR 13 m Typha	802	-207	-217	-256	-25	36	-0,17	19/09 a 25/09 11/11 a 14/11
PFR 13 m Canna	707	-224	-232	-241	-100	23	-0,10	19/09 a 25/09 12/11 a 14/11
SACHP 23 m	1029	-205	-219	-259	-2	51	-0,25	18/08 a 21/08 14/10 a 23/10
PFR 23 m Typha	785	-233	-233	-282	-31	37	-0,16	27/09 a 02/10 16/11 a 20/11
PFR 23 m Canna	1181	-235	-236	-297	-2	39	-0,16	25/09 a 02/10 14/11 a 20/11
SACHNP 13 m	1379	-226	-242	-275	-100	41	-0,18	14/08 a 18/08 09/10 a 13/10 23/10 a 30/10
PFR 13 m Não plantado	808	-227	-243	-272	-102	38	-0,17	19/09 a 25/09 11/11 a 14/11
SACHNP 23 m	1253	-247	-255	-290	-101	35	-0,14	18/08 a 21/08 13/10 a 17/10 23/10 a 30/10
PFR 23 m Não plantado	1161	-258	-272	-315	-37	52	-0,20	26/09 a 02/10 14/11 a 20/11

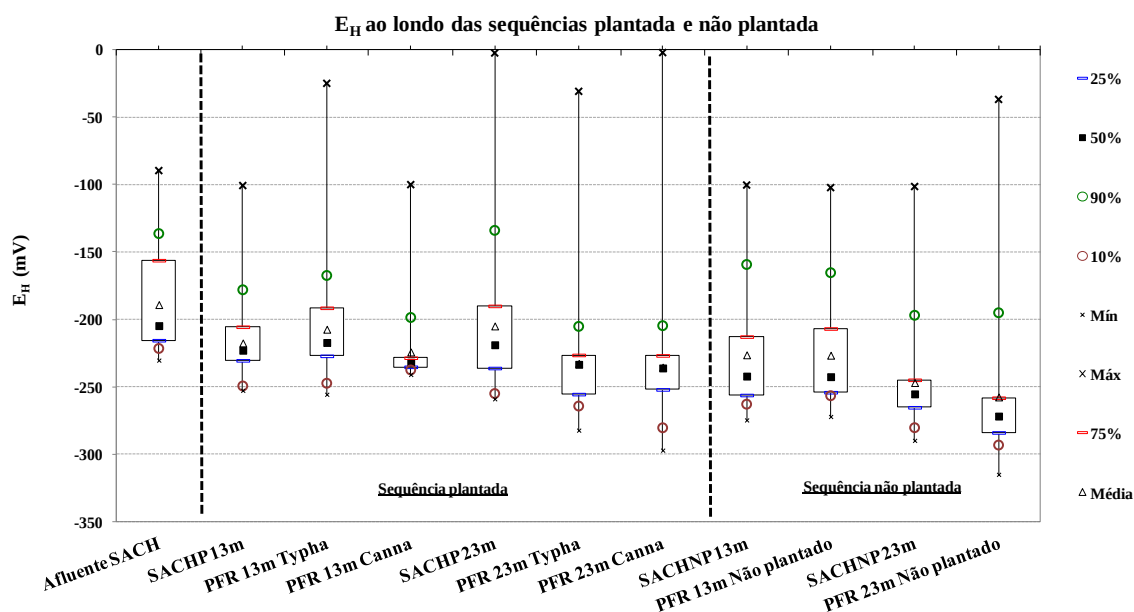


Figura 6.42. E_H ao longo dos SAC e dos PFR, seqüências plantada e não plantada.

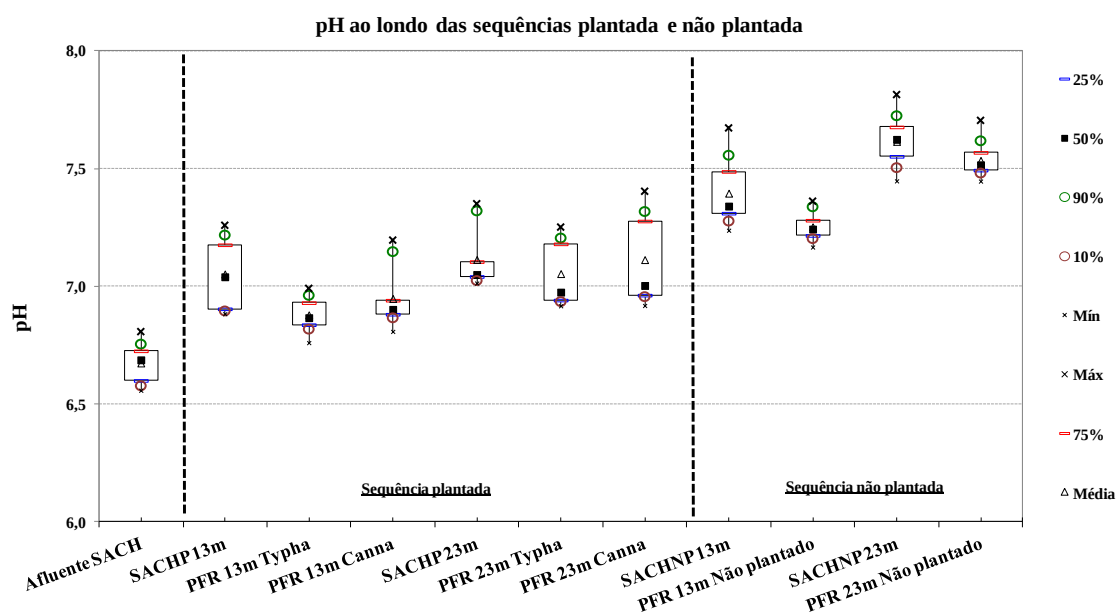


Figura 6.43. pH ao longo dos SAC e dos PFR, seqüências plantada e não plantada.

Os dados obtidos pelo monitoramento de potencial redox nos PFR e nos leitos revelam ambientes redutores (E_H de -100 a -300 mV), justificados pela elevada demanda de oxigênio exercida pela carga orgânica aplicada (5 a 6 g m⁻² d⁻¹ de DBO), pela carga de sólidos (6 a 8 g m⁻² d⁻¹ de SST) e pelo histórico de operação do sistema, que o trouxe a um processo avançado

de colmatção após sete anos de funcionamento. Conforme comentado no item “6.4.4”, em períodos anteriores ao desta pesquisa, ocorreu desprendimento de sólidos do reator UASB a montante do sistema, o que acelerou o processo de colmatção nos SACH.

Os resultados obtidos são coerentes com investigações anteriores no mesmo sistema (COSTA *et al.*, 2013) e com as simulações de distribuição de comunidades microbianas realizadas por Samsó e García (2013) e com a teoria do cartucho de Samsó e García (2014). Como o leito da presente pesquisa encontra-se em avançado processo de colmatção, há grande acúmulo de sólidos nos poros do meio suporte que exercem elevado consumo de oxigênio e favorecem os grupos bacterianos anaeróbios.

O processo metabólico predominante depende do aceptor de elétrons associado e das condições redox predominantes no SAC (baixo redox / ambiente redutor) (FAULWETTER *et al.*, 2009). Na presente pesquisa, os processos predominantes são a redução de sulfato e a metanogênese. A faixa redox em que opera o sistema a elevada redução de sulfato corrobora esta afirmação. Observa-se que os valores de potencial redox nos poços de amostragem (representando o leito em escala real) e nos PFR (representando um fragmento do leito) estão distribuídos na mesma faixa redox. Estes resultados, juntamente com o monitoramento das frações do carbono, nitrogênio e íons, mostram que os PFR adaptados operando como fragmentos do leito original são uma metodologia válida para estudos sobre o meio suporte em CW.

Wiessner *et al.* (2005) observaram variações diárias de potencial redox e oxigênio dissolvido dirigidas pela intensidade luminosa em reatores do tipo PFR, porém sob cargas orgânicas centenas de vezes inferiores às aplicadas na presente pesquisa. A presente pesquisa mostra que sob as atuais condições de cargas, e em amostras de meio suporte sob avançado processo de colmatção, não é possível observar grandes influências da vegetação no sistema. Como a dinâmica do oxigênio dissolvido é bastante rápida, este elemento é rapidamente consumido pela elevada demanda de oxigênio exercida pela biomassa e pelas cargas aplicadas no meio suporte (NIVALA *et al.* 2012), impedindo que condições anóxicas ou aeróbias prevaleçam. Na presente pesquisa foi possível observar uma leve diferença entre os valores de potencial redox na sequência plantada e não plantada, tendo aquela valores levemente superiores a esta.

Observou-se ainda que o SACHP e os PFR no trecho 23 m (região próxima à saída) alcançaram valores máximos de potencial redox superiores aos máximos alcançados pelo SACHNP e PFR não plantado a 23 m. Essa observação está relacionada à participação da vegetação na elevação das concentrações redox mesmo que ainda prevaleça um ambiente redutor. Esta maior amplitude de faixas redox permite uma maior diversidade de processos de conversão nestes sistemas.

O monitoramento dos parâmetros relativos à matéria orgânica, nitrogênio e sulfato, mostram que os reatores PFR adaptados reproduziram as mesmas condições presentes nos leitos em escala real, em ambos os transectos do sistema. Da Figura 6.44 à Figura 6.48 está demonstrado que as entradas e sápidas dos PFR apresentaram as mesmas faixas de concentração para todos os parâmetros avaliados.

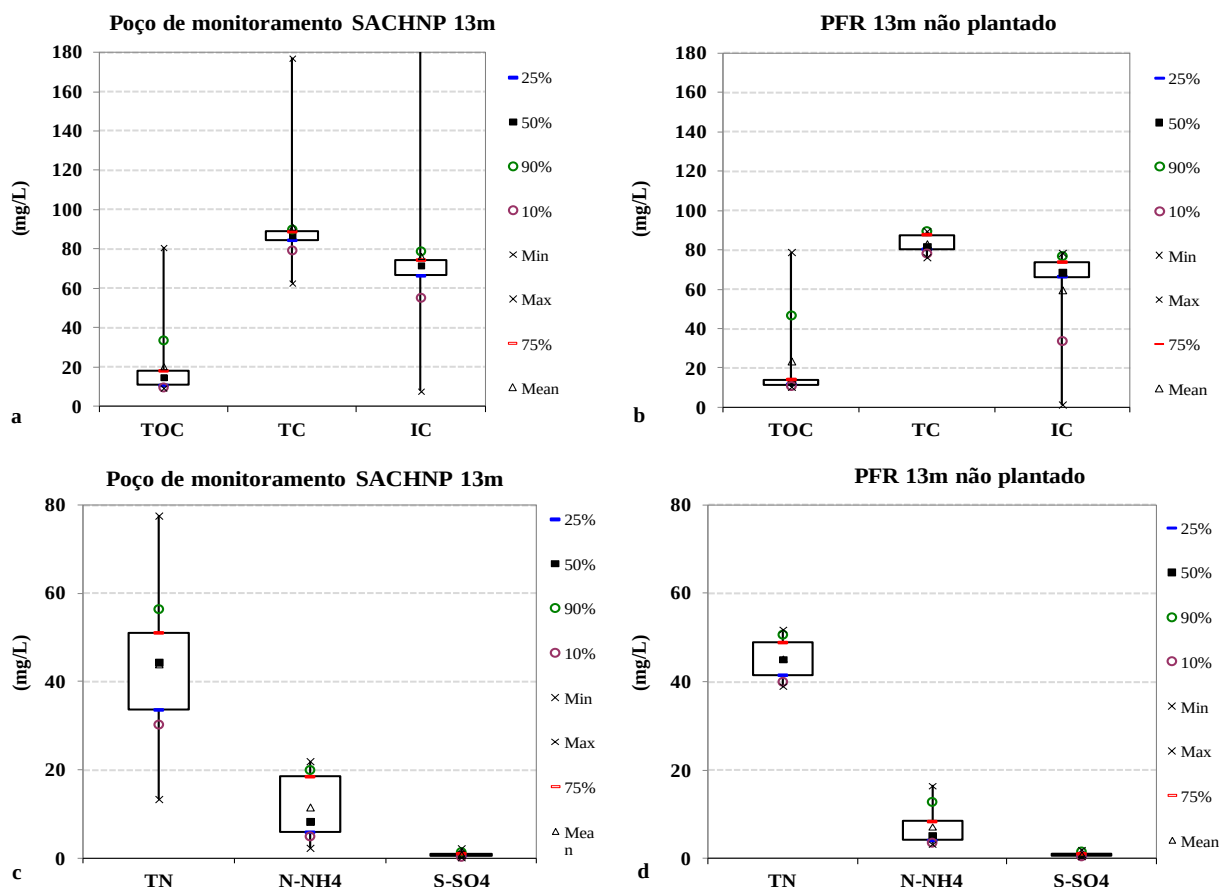


Figura 6.44. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e c) e nos PFR (b e d) a 13 m da entrada do SACH Não Plantado (SACHNP).

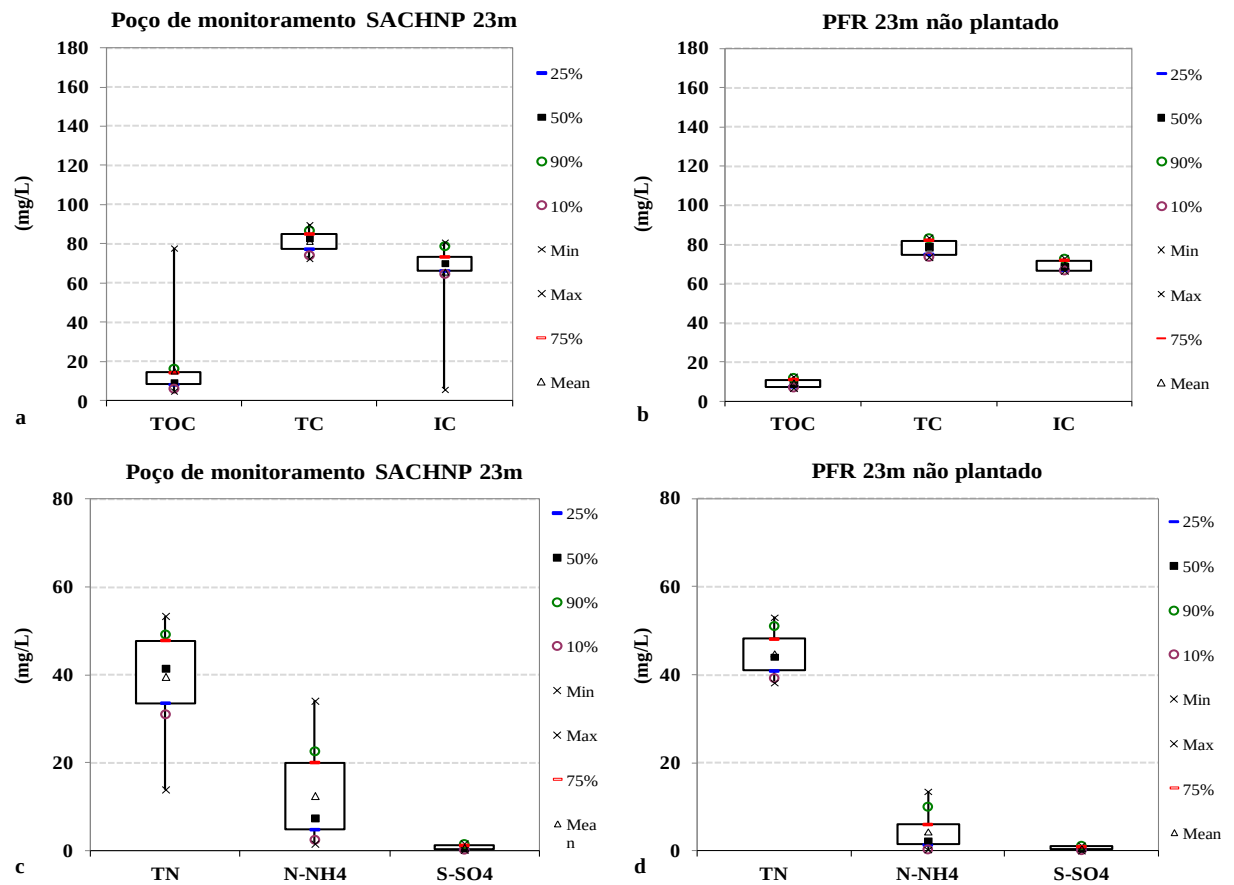


Figura 6.45. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e c) e nos PFR (b e d) a 23 m da entrada do SACH Não Plantado (SACHNP).

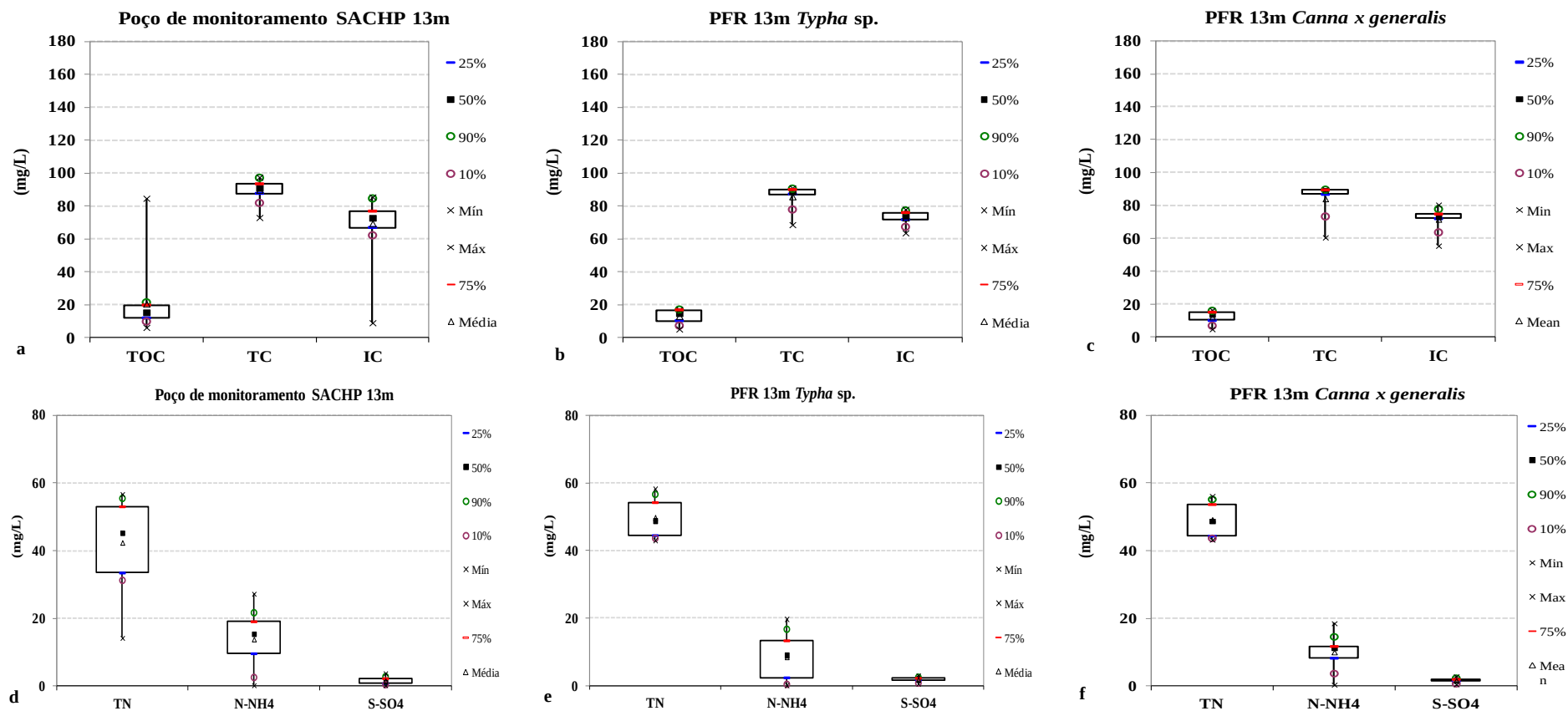


Figura 6.46. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e d) e nos PFR a 13 m da entrada do SACH Plantado (SACHP) (b, c, e, f).

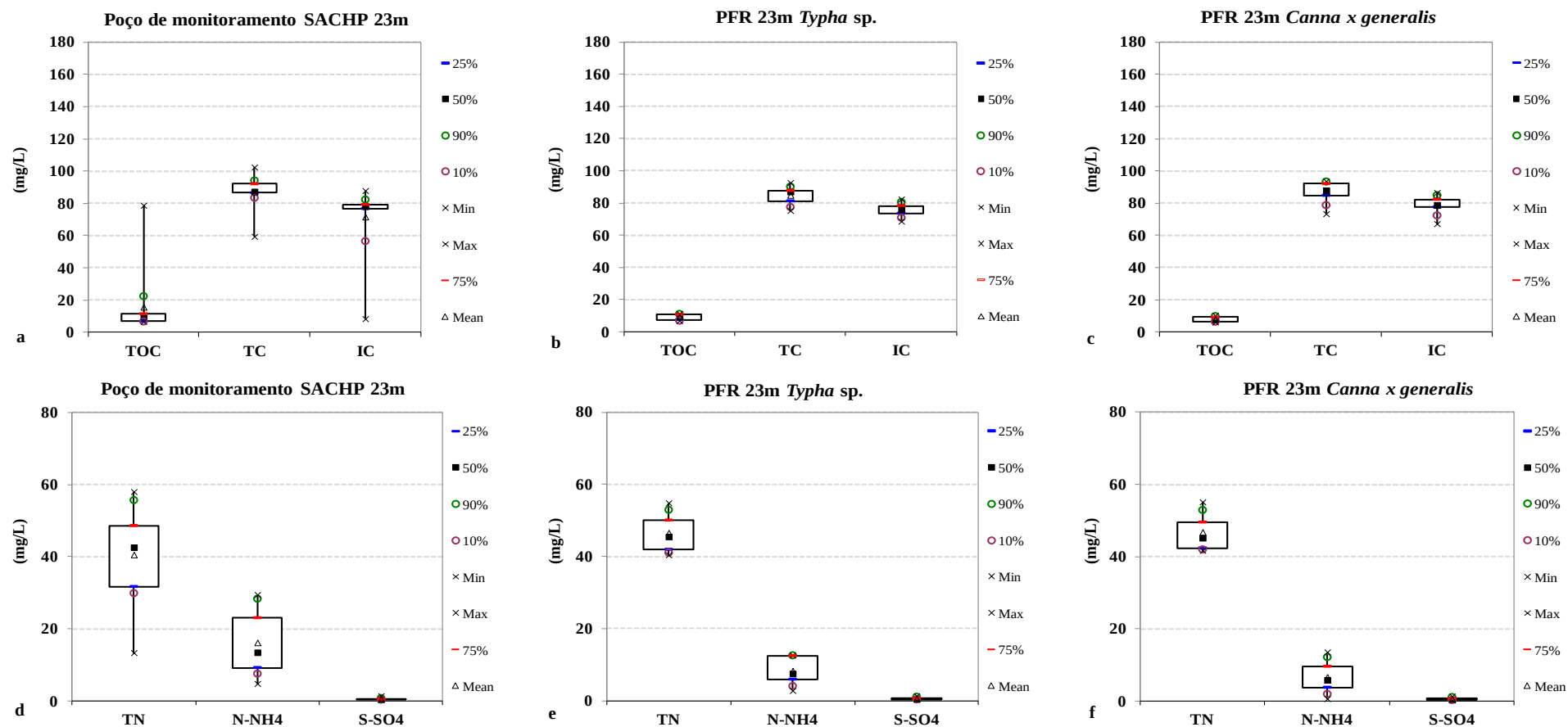


Figura 6.47. Comparação entre concentrações nos poços de monitoramento (a e d) e nos PFR a 23 m da entrada do SACH Plantado (SACHP) (b, c, e, f).

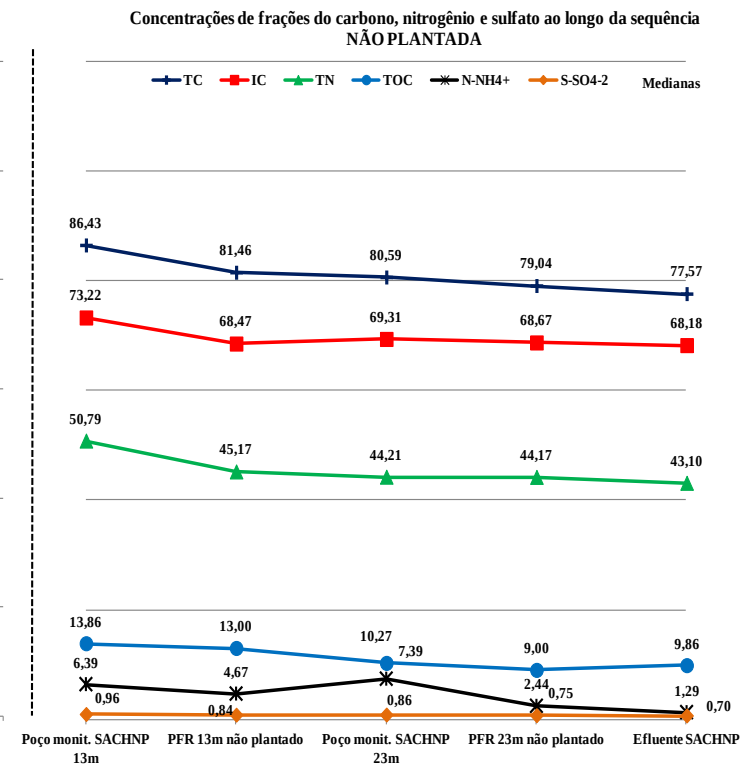
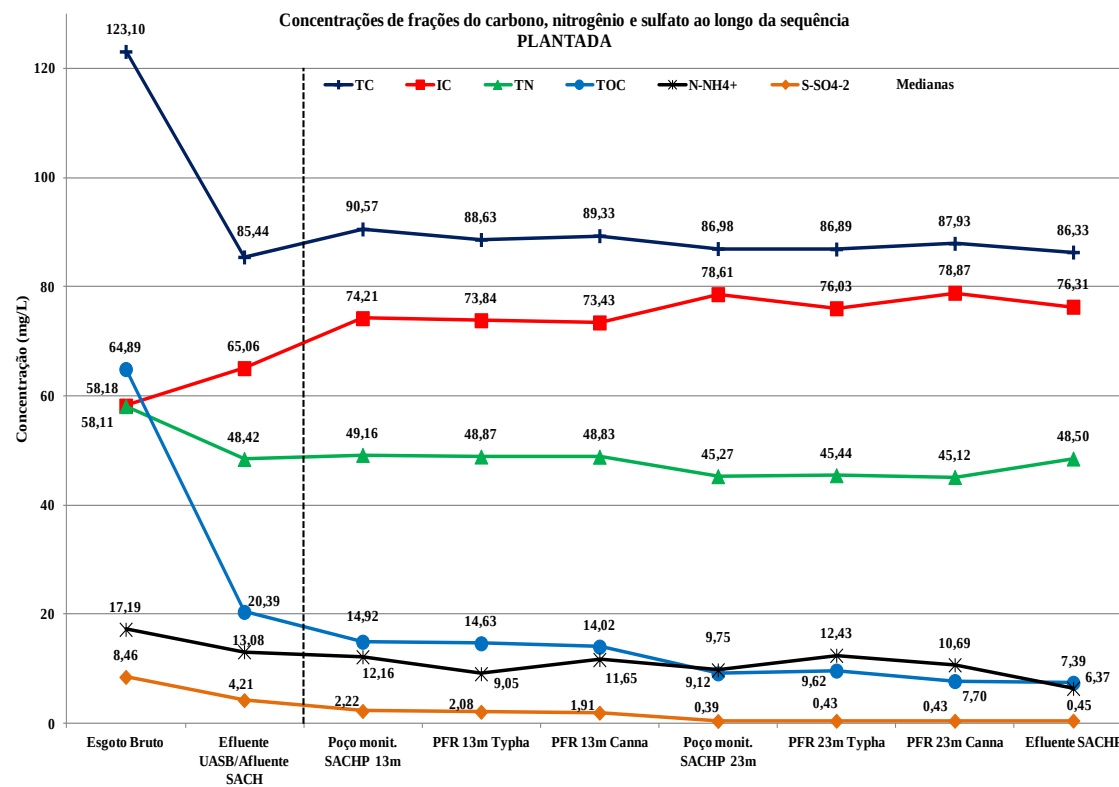


Figura 6.48. Concentrações dos principais parâmetros monitorados ao longo das sequências plantada e não plantada, SAC e PFR.

Em campo, as duas espécies vegetais demonstraram estrutura física diferentes entre si, com a *Canna x generalis* apresentando estrutura mais volumosa em termos de massa foliar e radicular. Apesar destas constatações, as comparações entre os reatores plantados com *Typha latifolia* e *Canna x generalis*, revelaram um comportamento muito similar para as duas espécies, não sendo possível, obter informações sobre as influências específicas de cada espécie de planta nos sistemas (Vasconcellos, 2015).

A análise dos parâmetros de entrada e saída dos PFR (poço de monitoramento 13 e 23 m e PFR 13 e 23 m / plantado e não plantado) revelaram que a configuração experimental representou de maneira fiel as condições do leito original. Os valores dos parâmetros monitorados no líquido intersticial não sofreram alterações ao passar pelos PFR, podendo se observar uma tendência linear dos dados quando o líquido escoava pelo leito e pelos reatores. Portanto, conclui-se que as amostras nos PFR se comportaram como fragmentos do leito original, representando em macro escala unidades reacionais infinitesimais do leito.

6.5 Conclusões

O aparato experimental e o método de investigação do meio suporte através de amostras indeformadas e com a aplicação do PFR em condições de campo mostraram-se ferramentas válidas para estudos sobre SAC. Os testes hidrodinâmicos nos PFR adaptados mostraram que mesmo operando sem a linha de recirculação o reator se aproximou de um reator de mistura completa (utilizando escória de alto forno, com $d = 20\text{--}30\text{ mm}$ e vazão $= 450\text{ mL min}^{-1}$). Este comportamento é importante, pois mantém os conceitos originais de Kappelmeyer *et al.* (2002) e valida as adaptações realizadas pela presente pesquisa, permitindo maior simplicidade ao reator e operação em maiores taxas de aplicação, aproximando o método das condições de campo.

O monitoramento do potencial redox nos SAC revelou predominância de condições anaeróbias e redutoras no meio suporte. Os valores e as variações diárias do potencial redox no SAC plantado foram levemente superiores (-259 mV a -2 mV) aos do SAC não plantado (-290 mV a -101 mV), pois há uma pequena liberação de oxigênio pelo sistema radicular das plantas. Apesar das diferenças entre os valores da unidade plantada e não plantada, ambas estiveram na mesma faixa redox (-300 a -200 mV).

Foram observadas baixas concentrações de oxigênio dissolvido em ambas as unidades, sendo que na unidade não plantada as concentrações foram ligeiramente superiores às da unidade plantada. Este fato pode ser explicado pela demanda de oxigênio (respiração microbiana) na unidade plantada ser superior à unidade não plantada. As variações de oxigênio dissolvido também foram maiores na unidade não plantada, corroborando com a hipótese de que no leito plantado o consumo de oxigênio é maior. Foi observada atividade microbiana relacionada ao ciclo do enxofre, o que é condizente com a faixa redox em que opera o sistema.

Sob as condições de carregamento nos SAC investigados (10 a 45 gDQO m⁻² dia⁻¹), a presença da vegetação não demonstrou grande alteração nas condições ambientais do meio suporte. Acredita-se que sob condições operacionais menos carregadas, ou com maior tempo de detenção hidráulica, a vegetação demonstraria mais claramente sua participação, favorecendo a presença de grupos bacterianos nitrificantes e desnitrificantes.

O avançado processo de colmatção, ao qual estão submetidos os dois leitos (plantado e não plantado), parece estar associado à forte demanda de oxigênio no sistema, criando condições anaeróbias em ambos os SAC. Há que se considerar que os SAC desta pesquisa recebem efluentes de um reator anaeróbio, sendo que etapas de tratamento mais completas a montante, com a presença de um SAC de escoamento vertical, por exemplo, poderiam conduzir a uma condição operacional diferente nos SAC.

O aperfeiçoamento desta metodologia para testes de respirometria em amostras indeformadas atende às recomendações de Nivala *et al.* (2012), Ortigara *et al.* (2010) e Andreottola *et al.* (2007) e contribui como um método para investigação do consumo de oxigênio, parâmetros cinéticos e comunidades microbianas em amostras indeformadas de leitos de SAC para obtenção de dados para modelos matemáticos.

7 RESPIROMETRIA EM AMOSTRAS INDEFORMADAS DE SAC EM ESCALA REAL

7.1 Introdução

Esta etapa da pesquisa foi realizada ao longo do ano de 2015 e primeiro trimestre de 2016 e está relacionada aos três últimos objetivos específicos desta tese. Estas investigações empregaram a metodologia desenvolvida na primeira etapa desta pesquisa para colocar as hipóteses desta pesquisa a prova. Como apresentado no “item 4”, em resumo, a hipótese a ser testada é a de que se as plantas liberam oxigênio para sua zona radicular, criando micronichos aeróbios, seria possível observar maior atividade biológica aeróbia em sistemas plantados do que não plantados.

7.2 Referencial teórico

7.2.1 Conceitos gerais sobre a técnica de respirometria

Respirometria é a medição e interpretação da taxa de consumo biológico de oxigênio sob condições experimentais bem definidas. Segundo Andreottola *et al.* (2005), os primeiros a se dedicarem a esta técnica foram Jenkins (1960) e Montgomery (1967), tendo como base seus próprios estudos experimentais sobre a quantificação do consumo de oxigênio dissolvido em sistemas de lodos ativados. Esta técnica considera as variações na taxa de respiração da biomassa em consequência do tipo de substrato acrescentado e da velocidade de degradação de parte da biomassa.

A respirometria é uma técnica útil para modelagem e operação de sistemas de lodos ativados porque está diretamente associada ao crescimento da biomassa e remoção de substrato (COOP *et al.*, 2002). O tipo de informação que pode oferecer é diverso e as aplicações são vastas. Pode dar uma indicação direta da atividade (específica) da biomassa (certas frações), pode indicar a composição do efluente (concentração, fracionamento e toxicidade) e pode gerar informações quantitativas sobre como a biomassa interage com os componentes do efluente e como o processo de tratamento se desenvolve (COOP *et al.* 2002). Segundo Roš (1993), ainda é possível determinar outros parâmetros pela medição da respiração em lodos ativados, tais como: DBO, curva de biodegradação, taxa máxima de respiração do substrato, adaptação

do lodo ativado a novos efluentes e consumo de oxigênio em estação de tratamento de esgotos.

As medidas respirométricas indicam o comportamento da biomassa ao consumir o substrato presente no esgoto analisado. Havendo disponibilidade de substrato exógeno no meio, a taxa de retirada de oxigênio é composta por duas partes: taxa de respiração do substrato (fase exógena ou síntese), que corresponde à retirada de oxigênio para degradação do substrato, e a taxa de respiração do lodo (célula bacteriana), entendida como respiração endógena, conforme apresentado a seguir na equação 7.1 (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005; FERREIRA *et al.*, 2002).

$$r = r_s + r_{end} \quad (7.1)$$

Onde r é a taxa de respiração total ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2), r_s é a taxa de respiração exógena ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2) e r_{end} é a taxa de respiração endógena ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2).

A Figura 7.1 apresenta as várias fases da respirometria e os efeitos da adição de substrato sobre a concentração de oxigênio dissolvido em um respirômetro.

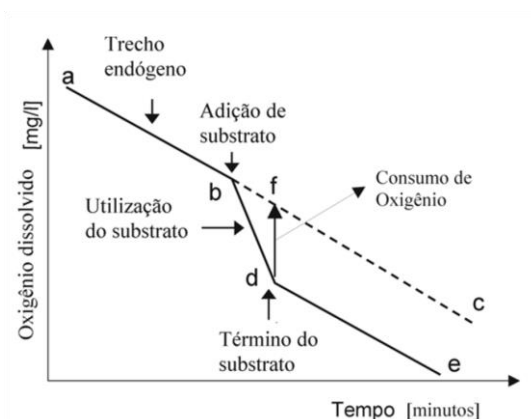


Figura 7.1. Fases de um respirograma indicando a variação no consumo de oxigênio após a adição de substrato.

Fonte: Adaptado de Andreottola *et al.* (2005).

As medidas respirométricas podem ser executadas de três formas distintas, dependendo do tempo de medição: i) instantaneamente, ii) medida em intervalos e iii) medidas executadas na forma de um respirograma. Na medida instantânea, a taxa de respiração é tomada tão logo se inicie o experimento, de forma que é determinada somente a condição inicial de respiração. As medidas em intervalos restringem-se à determinação de uma taxa de respiração relevante

em um período de tempo específico de experimento. Os respirogramas, por sua vez, são representações gráficas da taxa de consumo de OD, ou taxa de respiração ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2), em função do tempo de medição, cujo comportamento permite indicar como a biomassa responde à presença de substrato. Observa-se, ao longo das medidas respirométricas, a contínua redução da taxa com que o oxigênio é utilizado. Esse declínio das taxas de respiração é causado pela diminuição do alimento disponível na mistura lodo/esgoto do reator. Dessa forma, não havendo mais respiração correspondente ao consumo de substrato (r_s) a única taxa a se desenvolver no sistema será a da respiração endógena (FERREIRA *et al.*, 2002).

Segundo Roš (1993), os respirômetros se classificam em respirômetros fechados e abertos. Os respirômetros fechados podem ser manométricos, volumétricos ou combinados, já os abertos podem ser contínuos ou semi contínuos. Respirômetros manométricos medem as diferenças de pressão em um sistema com volume constante enquanto o oxigênio é consumido, por exemplo os equipamentos OxiTop (WTW Instruments). Respirômetros volumétricos trabalham sob pressão constante no sistema e calculam o consumo de oxigênio através de uma célula eletrolítica, por exemplo o sistema Sapromat (Voith).

Os respirômetros abertos são montados com um recipiente (ex.: erlenmeyer), com temperatura controlada por termostato (ex.: 20 °C), em que a biomassa é inserida. O sistema é equipado com um sensor de oxigênio conectado a um registrador de dados para armazenagem das leituras deste parâmetro. Para a presente pesquisa, os respirômetros abertos são o foco de interesse.

Respirômetros abertos, também conhecidos como de fase líquida, realizam as medições do consumo de oxigênio no líquido do sistema e são influenciados pela transferência de oxigênio à massa líquida, uma vez que há interação com a atmosfera. Para isso é necessário obter o coeficiente de transferência de massa ($K_L a$). A equação que apresenta o balanço de massa para respirômetros abertos pode ser descrita de acordo com a equação 7.2 e 7.3:

$$\frac{d(V_L \times C_o)}{dt} = Q_{in} \times C_{oin} - Q_{out} \times C_{oout} + V_L \times K_L a (C_{sat} - C_o) - V_L \times r_o \quad (7.2)$$

$$K_L a = \ln \frac{C_{sat} - C_o}{C_{sat} - C_t} \quad (7.3)$$

Onde V_L é o volume do líquido no respirômetro (L), C_{oin} é a concentração de oxigênio dissolvido medida na entrada (mg L^{-1}), Q_{in} é a vazão de alimentação (L h^{-1}), Q_{out} é a vazão de saída (L min^{-1}), C_{oout} é a concentração de oxigênio dissolvido medida na saída (mg L^{-1}), C_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), $K_L a$ é o coeficiente global de transferência de oxigênio (h^{-1}), C_t é a concentração de oxigênio medida em tempo t (mg L^{-1}), r_o é a taxa de consumo de oxigênio ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2).

7.2.2 Respirometria em reatores com biofilme e sistemas alagados construídos

7.2.2.1 Aplicabilidade da respirometria em sistemas alagados construídos

Historicamente, a demanda de oxigênio tem sido inferida através das características do efluente, baseada nas quantidades de poluentes que exercem consumo de oxigênio removidos pelos SAC. Esta abordagem requer o uso de estequiometria e dados de qualidade do efluente. As equações usadas para estimar a demanda de oxigênio variam bastante na literatura. É importante notar que há uma distinção entre os termos *taxa de transferência de oxigênio* e *taxa de consumo de oxigênio*. O primeiro termo indica a quantidade total de oxigênio que fisicamente foi *transferida* para a subsuperfície do SAC, ao passo que estimativas baseadas nos dados de entrada e saída do sistema são o montante líquido de oxigênio *consumido* no sistema. Devido à natureza complexa e dinâmica dos processos simultâneos nos SAC, historicamente não tem sido possível quantificar diretamente as taxas de transferência de oxigênio. Desse modo, recomenda-se o termo *taxa de consumo de oxigênio* quando forem usados dados de qualidade de água para inferir a quantidade de oxigênio consumida por um sistema. A *transferência de oxigênio* representa o limite superior do consumo potencial de oxigênio, e dessa forma é um parâmetro de projeto extremamente importante para sistemas alagados construídos, especialmente os de escoamento horizontal por terem uma menor taxa de transferência (NIVALA *et al.*, 2012).

Recentemente novos métodos vêm sendo desenvolvidos para melhor quantificar a taxa de transferência e a taxa de consumo de oxigênio *in situ*. Estes métodos ainda estão em desenvolvimento e incluem os métodos de traçador gasoso (estimando a transferência de

oxigênio), o método respirométrico (estimando o consumo de oxigênio) e inferência de dados de qualidade de água (estimando o consumo de oxigênio) (NIVALA *et al.*, 2012). Segundo Langergraber e Šimůnek (2005), procedimentos para medição direta de parâmetros cinéticos da biomassa em SAC são raros.

Uma das dificuldades associadas a estes estudos é a obtenção das amostras do meio suporte original sem que ocorra a deturpação do ambiente subsuperficial e o ecossistema estabelecido. Para contornar esta questão é necessário um método para obtenção de amostras indeformadas (*core samples*) dos leitos. Outra dificuldade eminente é lidar com leitos colmatados ou amostras com grande volume, em que a demanda de oxigênio presente na biomassa pode ser superior à máxima saturação de oxigênio no ambiente, superando a capacidade de fornecimento de oxigênio pelo aparato experimental.

Diversos modelos matemáticos têm sido aplicados com sucesso em várias situações, porém os parâmetros usados nestes modelos são geralmente adotados da literatura e nem sempre obtidos de sistemas alagados construídos específicos. Parâmetros cinéticos e estequiométricos envolvidos nos processos biológicos não podem ser adotados como universais, uma vez que podem ser influenciados por vários fatores, tais como a composição do afluente, propriedades físicas e químicas do meio suporte, modo de operação, etc (ORTIGARA *et al.*, 2010).

A técnica de respirometria em amostras de leitos de SAC é uma ferramenta promissora para a validação dos dados obtidos por modelos matemáticos, dentre outras aplicações. Uma vez realizadas em escala real, esta técnica pode corroborar as conclusões da literatura, tais como as apresentadas por Samsó e García (2013b), Langergraber e Šimůnek (2013) e Faulwetter *et al.* (2009), que sugerem uma distribuição gradual de comunidades microbianas ao longo do eixo horizontal de SAC e ainda uma influência da vegetação nesta transição.

7.2.2.2 O respirômetro de Andreottola *et al.* (2007)

A exigência de utilização de métodos respirométricos para investigação de processos de fitodepuração (sistemas alagados construídos) nasce da crescente necessidade de parâmetros de projeto mais detalhados (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005). Andreottola *et al.* (2007) desenvolveram uma série de colunas em escala de laboratório (altura 80 cm; diâmetro 12,5

cm) que simulam SAC de escoamento vertical descendente saturado. O meio suporte (altura 60 cm; volume 7,4 L), foi composto por 20 cm de pedras com diâmetro 30- 70 mm no fundo; 10 cm de pedras com diâmetro de 6-16 mm, 20 cm de areia com diâmetro de 1-6 mm e 10 cm de areia com diâmetro de 1-3 mm. As colunas foram preenchidas com 3,2 L de efluente sanitário após sedimentação, durante 30 dias, sendo o líquido renovado diariamente. O tempo de detenção nas colunas foi da ordem de um dia. A carga orgânica aplicada foi equivalente a $55 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO. Durante o período de aclimação a aeração nas colunas foi fornecida apenas durante o esvaziamento e renovação do líquido. Após um mês de aclimação, os testes respirométricos foram conduzidos nas colunas.

Nesta configuração de respirômetro, o líquido escoar continuamente e descendentemente na coluna bombeado a uma vazão de 23 L h^{-1} . Foram realizados testes hidrodinâmicos com traçadores salinos, mostrando que a coluna apresenta mistura completa. A oxigenação no reator é feita por um aerador na linha de recirculação. O sistema conta com duas sondas de oxigênio dissolvido, uma no topo e uma na base da coluna, e os dados são registrados a cada minuto por um computador. O teste completo de respirometria dura de 24 a 48 horas. A Figura 7.2 mostra o esquema do respirômetro.

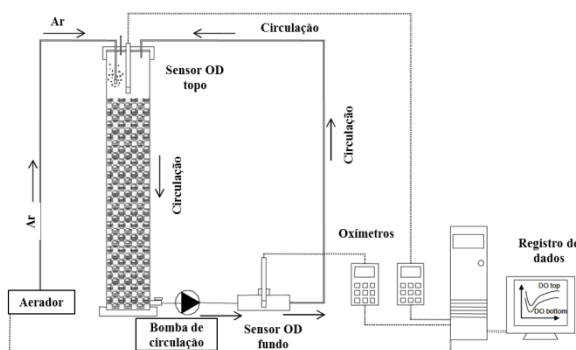


Figura 7.2. Configuração de respirômetro proposto por Andreottola *et al.* (2007).

Nestes experimentos, Andreottola *et al.* (2007) utilizaram a equação 7.4 para determinar a taxa de consumo de oxigênio:

$$TCO = \frac{OD_{topo} - OD_{fundo}}{TDH} \quad (7.4)$$

Onde, TCO é a taxa de consumo de oxigênio ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$ de O_2), OD_{topo} é a concentração de oxigênio dissolvido no topo da coluna (mg L^{-1}), OD_{fundo} é a concentração de oxigênio dissolvido na base da coluna e TDH é o tempo de detenção hidráulica (h) no sistema. Neste experimento o tempo de detenção hidráulica foi calculado em 0,2 h. A Figura 7.3 mostra o respirograma obtido pelos ensaios.

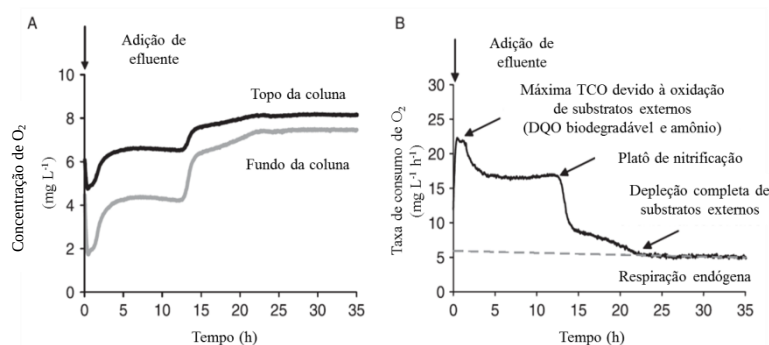


Figura 7.3. Respirogramas obtidos por Andreottola *et al.* (2007).

No gráfico à esquerda, observa-se a curva de concentração de oxigênio dissolvido e no gráfico à direita, observa-se a curva para o consumo de oxigênio logo após a introdução de efluente sanitário no sistema. Este respirograma mostra que após a adição de afluente a taxa de respiração, indicada pelos valores de taxa de consumo de oxigênio (TCO ou *OUR* – *oxygen uptake rate*), aumenta imediatamente, alcançando $22 \text{ mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2 (correspondendo a $9,5 \text{ g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ de O_2 e $5,7 \text{ g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de O_2). A taxa máxima de respiração é devida à oxidação simultânea da DQO rapidamente e lentamente degradável e nitrificação. Após o consumo completo da matéria orgânica rapidamente biodegradável (após 4 h) a TCO mostra um platô devido ao consumo de oxigênio para a nitrificação e para a oxidação da matéria orgânica lentamente degradável. Este platô indica que a taxa de nitrificação é próxima ao valor máximo devido à disponibilidade de amônia (acima da constante de meia saturação) e oxigênio dissolvido. Após a completa degradação de amônia e matéria orgânica lentamente degradável, a TCO atinge os valores da respiração endógena ($6 \text{ mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2).

Esta abordagem permitiu a elucidação de vários componentes do consumo microbiano de oxigênio na coluna saturada, incluindo: respiração endógena, nitrificação e oxidação da DQO rapidamente e lentamente biodegradável.

Os trabalhos posteriores de Ortigara *et al.* (2010), usando o mesmo aparato experimental de Andreottola *et al.* (2007), estimaram parâmetros cinéticos e estequiométricos da biomassa heterotrófica nas colunas. Nestes experimentos os autores, além de efluente sanitário, usaram Acetato de Sódio (CH_3COONa) e Aliltiureia como inibidor de nitrificação, uma vez que o objetivo era medir apenas a respiração da biomassa heterotrófica. A Figura 7.4 mostra as curvas obtidas no respirograma.

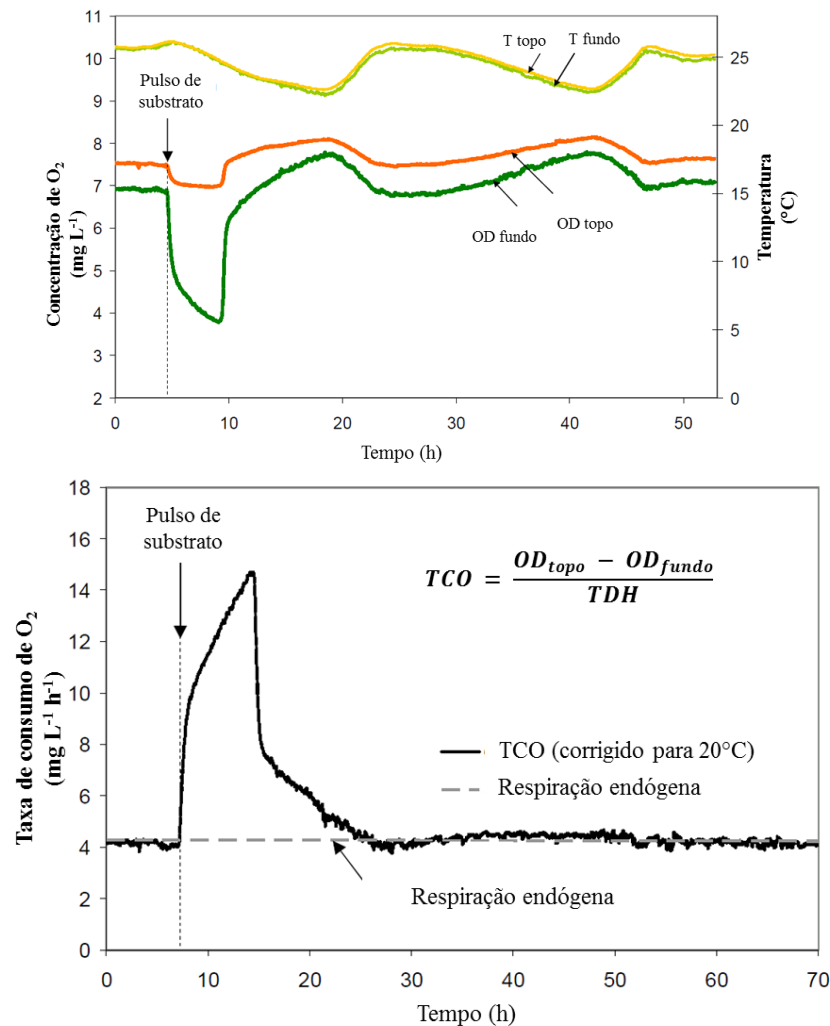


Figura 7.4. Respirogramas obtidos por Ortigara *et al.* (2010), mostrando as curvas de oxigênio dissolvido (acima) e de taxa de consumo de oxigênio (abaixo).

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas (Y_H) e a taxa de acúmulo de substrato (Y_{STO}) são importantes parâmetros estequiométricos dos mecanismos de oxidação e armazenamento de substratos carbonáceos. O primeiro parâmetro representa a quantidade

estequiométrica de substrato convertida em biomassa e o segundo representa a quantidade estequiométrica de substrato convertido em produtos de armazenamento, posteriormente utilizados para o crescimento. Estes parâmetros podem ser determinados em ensaios respirométricos usando a Equação 7.5 a seguir:

$$Y_H (mgDQO/mgDQO) = 1 - \frac{\Delta O_2}{S_S} = 1 - \frac{\int_{t_0}^{t_f} [TCO(t) - TCO_{end\acute{o}gena}(t)] dt}{S_S} \quad (7.5)$$

Onde a quantidade total de oxigênio (ΔO_2) necessária para a oxidação do substrato interno foi calculada como a integral compreendida entre o respirograma e a respiração endógena, calculada do tempo de adição de acetato (t_0) e o tempo em que a respiração endógena é alcançada novamente (t_f), dividida pela concentração de acetato aplicada (S_S).

O acúmulo de substrato (Y_{STO}) é considerado como o passo preliminar e o crescimento subsequente ocorre unicamente com os produtos armazenados, de acordo com a definição do ASM No. 3 (Activated Sludge Model Number 3) (GUJER *et al.*, 1999). A partir dos respirogramas obtidos, Ortigara *et al.* (2010) calcularam este componente pela equação 7.6:

$$Y_{STO} (mgDQO/mgDQO) = \left(1 - \frac{\Delta O_{STO}}{S_S} \right) \quad (7.6)$$

Estes autores desenvolveram um método gráfico simplificado que liga o primeiro ponto da TCO ao último ponto da TCO na fase 2 (Figura 7.5). A área compreendida entre o respirograma e esta linha divisória corresponde ao consumo de oxigênio para o acúmulo de substrato (ΔO_{STO}) e Y_{STO} pode ser calculado pela equação 7.6, usando a concentração inicial de acetato aplicada (S_S).

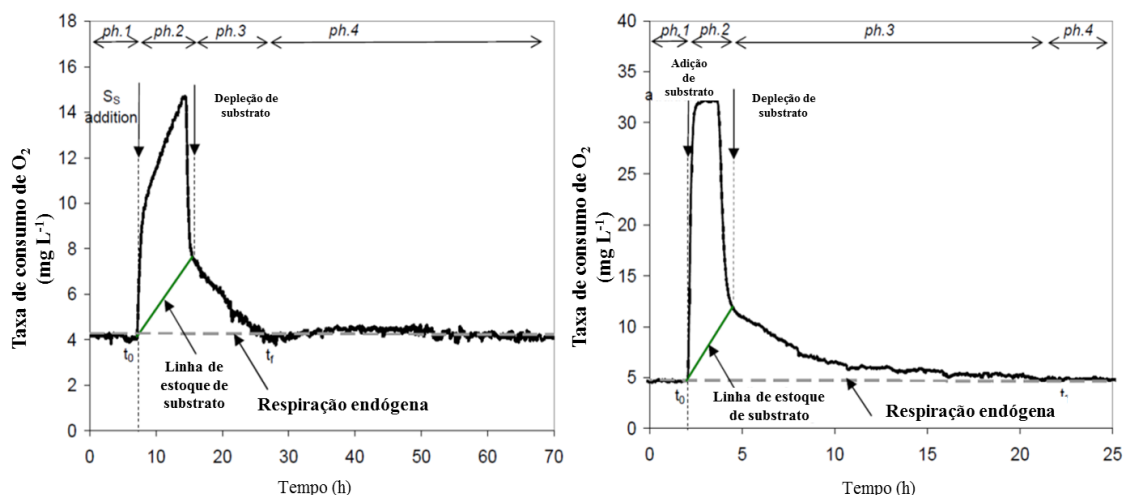


Figura 7.5. Respirogramas obtidos por Ortigara *et al.* (2010) mostrando diferentes fases e a linha que marca a fase de acúmulo de substrato (fase 2).

A Tabela 7.1 resume os resultados obtidos pelos respirogramas de Ortigara *et al.* (2010) para os principais parâmetros cinéticos e estequiométricos nas colunas de SAC. Os resultados são expressos por unidade de volume e área superficial dos SAC. Os resultados podem parecer elevados se comparados às remoções de DQO em SAC em escala real. O fato é que durante os testes respirométricos as condições são predominantemente aeróbias, o que geralmente não acontece nos SAC em escala real, onde a transferência de oxigênio é limitada.

Tabela 7.1. Resultados dos principais parâmetros cinéticos e estequiométricos obtidos pelos respirogramas de Ortigara *et al.* (2010).

Parâmetro	Coluna A		Coluna B	
	Volume de SAC (m ³)	Área de SAC (m ²)	Volume de SAC (m ³)	Área de SAC (m ²)
Respiração endógena	45,6 g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	26,9 g m ⁻² d ⁻¹ O ₂	48 g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	29,4 g m ⁻² d ⁻¹ O ₂
Máxima TCO / Acetato	105 g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	64 g m ⁻² d ⁻¹ O ₂	283 g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	170 g m ⁻² d ⁻¹ O ₂
Máxima remoção de DQO / Acetato	257 g m ⁻³ d ⁻¹ DQO	156 g m ⁻² d ⁻¹ DQO	643 g m ⁻³ d ⁻¹ DQO	388 g m ⁻² d ⁻¹ DQO
Máxima TCO / efluente sanitário	120 g m ⁻³ d ⁻¹ de O ₂	73 g m ⁻² d ⁻¹ de O ₂	-	-
Y _H	0,59 mgDQO mgDQO ⁻¹		0,56 mgDQO mgDQO ⁻¹	
Y _{STO}	0,75 mgDQO mgDQO ⁻¹		0,77 mgDQO mgDQO ⁻¹	

É importante ressaltar que os estudos de Ortigara *et al.* (2010) foram realizados com colunas aclimatadas em laboratório e, segundo Nivala *et al.* (2012), os métodos respirométricos ainda não foram aplicados em amostras indeformadas de meio suporte de SAC em escala real. Entretanto, este método tem sido identificado como uma promissora ferramenta para o melhor

entendimento dos mecanismos envolvidos na oxidação de compostos carbonáceos nitrogenados em SAC (LANGERGRABER, 2010).

7.3 Materiais e métodos

7.3.1 Descrição do respirômetro desenvolvido

O respirômetro aberto desenvolvido nesta pesquisa utilizou a adaptação do PFR (*Planted Fixed Bed Reactor*) de Kappelmeyer *et al.* (2002), as cestas móveis para obtenção de amostras indeformadas e adaptações na metodologia de Ortigara *et al.* (2010). O sistema completo é composto pelo respirômetro (PFR), bomba peristáltica, câmara de aeração, aerador de aquário e duas sondas multiparâmetros com sensor de oxigênio dissolvido ótico. A Figura 7.6 a seguir apresenta a configuração do respirômetro proposto.

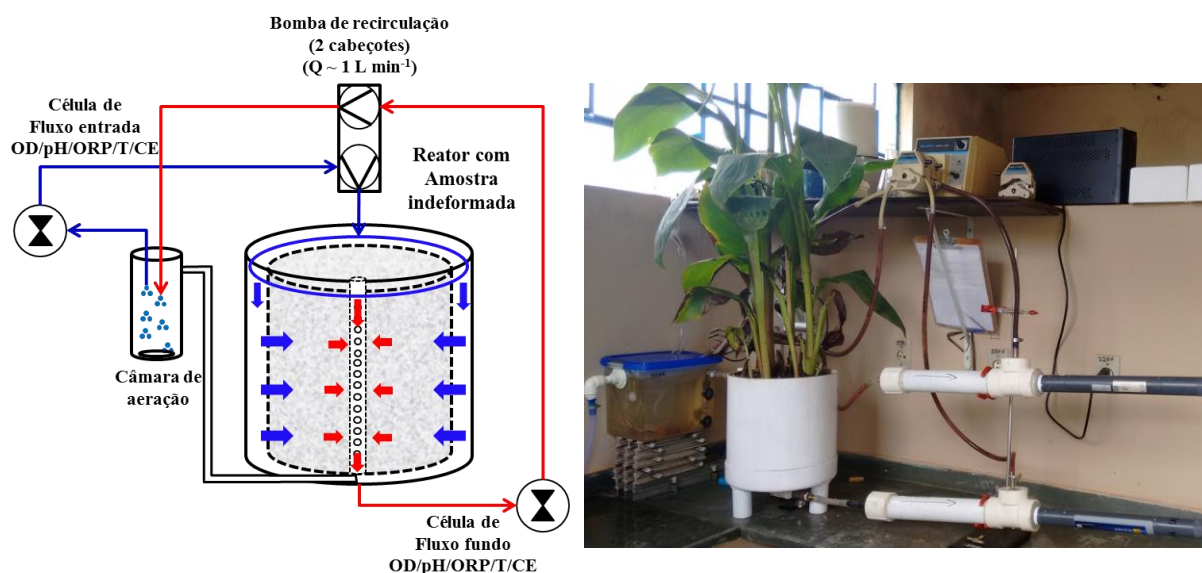


Figura 7.6. Diagrama e foto do aparato experimental completo. Data da imagem: 22/01/2016.

A fim de se estabelecer um paralelo com experiências já realizadas, apresenta-se a seguir um quadro comparativo entre as condições operacionais do respirômetro de Ortigara *et al.* (2010) e as da presente pesquisa.

Tabela 7.2. Comparativo entre condições operacionais nos respirômetros de Ortigara *et al.* (2010) e da presente pesquisa.

Parâmetro	Unidade	Ortigara <i>et al.</i> (2010)	Presente pesquisa
Altura	m	0,60	0,29
Diâmetro	m	0,13	0,30
Área superficial	m ²	0,01	0,07
Volume total do sistema	L	7,40	~20,0*
Volume do líquido no sistema	L	3,20	~10,80*
Vazão de alimentação	L h ⁻¹	18	18 e 60**
Concentração DQO Pulsos aplicados	mg L ⁻¹ DQO	187	200 a 800
Volume pulso DQO aplicado	L	1,50	Sal diretamente no reator

Notas: *O volume do sistema variou conforme a câmara de aeração testada. **Foram testadas duas vazões para o aparato experimental em questão.

7.3.2 Determinação do coeficiente e taxa de transferência de oxigênio - K_La e TTO

Para determinação do coeficiente de transferência de oxigênio e da taxa de transferência de oxigênio, foram conduzidos testes de aeração com água limpa e meio suporte inerte (brita limpa), seguindo a metodologia apresentada por Tyroller *et al.* (2010). Com o respirômetro montado e em circulação (Figura 7.7), realizou-se a saturação do líquido na câmara de aeração com gás propano (gás de cozinha) até obtenção de concentrações de oxigênio dissolvido no sistema em torno de 1,0 mg L⁻¹. Foram realizados dois testes para determinar os parâmetros de interesse, um com aeração e outro sem aeração. Após alcançar a condição de concentração mínima de oxigênio no líquido, o sistema foi posto em circulação, com aeração no primeiro teste e sem aeração no segundo, e a concentração de oxigênio foi monitorada até alcançar a saturação. A taxa de transferência, o coeficiente de transferência de oxigênio e a concentração de saturação (VON SPERLING, 1996) foram calculados através das equações 7.7, 7.8 e 7.9:

$$K_LaO_2 \times t = \ln[(C_{sat} - C_o)/(C_{sat} - C_t)] \quad (7.7)$$

$$TTO = [K_LaO_2 \times (C_{sat} - C_t) \times V]/A \quad (7.8)$$

$$C_{sat} = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (7.9)$$

Onde, K_LaO_2 é o coeficiente de transferência de oxigênio (h⁻¹), t é o tempo (h⁻¹), C_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio (mg L⁻¹), C_o é a concentração de oxigênio inicial (mg

L^{-1}), C_t é a concentração de oxigênio no tempo t ($mg L^{-1}$), TTO é a taxa de transferência de oxigênio ($mg h^{-1}$), V é o volume útil do reator de ($0,015 m^3$), A é a área superficial do reator ($0,07 m^2$) e T é a temperatura do líquido ($^{\circ}C$).



Figura 7.7. Imagem do aparato experimental utilizado para o teste de aeração. Data da imagem: 17/04/2015.

7.3.3 Apresentação dos testes realizados

Foram realizados testes com sete tipos de amostras diferentes. Inicialmente o objetivo era comparar amostras plantadas e não plantadas de SAC horizontal usando um controle negativo da respiração com amostra inerte. Como os resultados dessas investigações não mostraram curvas respirométricas convergentes com a literatura, foram investigados outros meios suportes, em busca de biomassas com maior atividade aeróbia, conforme a seguir:

- ✓ SAC horizontal plantado – *Canna x generalis*;
- ✓ SAC horizontal plantado – *Typha latifolia*;
- ✓ SAC horizontal não plantado;
- ✓ SAC vertical alimentado com esgoto bruto e lixiviado;
- ✓ SAC vertical alimentado com lodo de fossa séptica;
- ✓ Meio suporte inerte – Brita N° 2 limpa;
- ✓ Meio suporte inerte (Brita N° 2) inoculado com lodo ativado.

Os testes foram conduzidos ao longo de vários dias, passando por etapas de respiração endógena e pulsos de substrato. Foram também experimentadas duas formas de respirometria,

uma com o método contínuo e outra com o método semi contínuo. Os itens a seguir apresentam maiores detalhes.

7.3.4 Etapas da realização do ensaio respirométrico

7.3.4.1 Procedimento para obtenção das amostras

O procedimento para obtenção de amostras indeformadas dos leitos de SAC foram empregados conforme metodologia desenvolvida e descrita no item “6.3.2” desta pesquisa. As amostras dos leitos dos SAC Horizontais foram obtidas como mostram as imagens na Figura 7.8.



1 - Remoção da cesta móvel



2) Enxágue para remoção de excessos de substrato



2) Enxágue para remoção de excessos de substrato



3) Instalação da cesta no reator



3) Instalação da cesta no reator



Vista da zona radicular crescendo fora da cesta

Figura 7.8. Imagens do procedimento para obtenção de amostras indeformadas de leitos de SAC plantado e não plantado.

As amostras dos testes realizados para o meio suporte dos SAC verticais (lodo fossa séptica e esgoto) foram montadas por escavação no próprio leito. Estes testes foram realizados com o intuito de comparar os respirogramas das amostras de SAC horizontal e verificar se as curvas observadas nestes amostras eram realmente a expressão da biomassa no meio suporte.

Os leitos verticais são notadamente conhecidos como leitos aeróbios, pelo que se esperava observar maior taxa de consumo de oxigênio em suas amostras. É importante comentar que o leito vertical de onde se obteve a amostra indeformada operava havia vários meses com alimentação desuniforme e abaixo da taxa de carregamento de projeto. Acredita-se que estas condições reduziram bastante a concentração e a atividade de biomassa aeróbia, pelo que foi percebido nos testes respirométricos. A Figura 7.9 apresenta o respirômetro preenchido com amostra obtida do SAC vertical alimentado com esgoto bruto.



Figura 7.9.Imagens da amostra de SAC vertical alimentado com esgoto bruto e lixiviado do SAC vertical alimentado com lodo de fossa séptica.

Para observar o comportamento de um leito vertical sem restrições quanto à taxa de carregamento e alimentação, utilizou-se amostra de um SAC vertical alimentado com lodo de fossa séptica. Esta amostra foi obtida através da escavação da camada de lodo depositada acima do meio suporte. Após alcançar a superfície do meio suporte (abaixo da camada de lodo acumulada) escavou-se volume necessário (18 L) para preencher uma cesta do PFR. Esta cesta foi conduzida aos ensaios respirométricos como mostra a Figura 7.10.



Figura 7.10. Imagens do processo de obtenção de amostra do SAC vertical alimentado com lodo de fossas sépticas.

Uma terceira comparação foi realizada utilizando, desta vez, amostra de brita inerte inoculada com lodo ativado (Figura 7.11). O lodo ativado empregado neste teste de controle positivo, realizado em abril de 2016 (7.4.3.2 - Figura 7.21), foi obtido do reator aeróbio N° 3 da ETE Arrudas. Após decantação da amostra, o líquido sobrenadante foi descartado e todo o volume do respirômetro foi preenchido com os sólidos decantados da amostra obtida. O meio suporte empregado para este teste foi brita N° 2 limpa, podendo ser considerada inerte. O material suporte foi capaz de reter os sólidos dentro do corpo do reator, permitindo a circulação do líquido normalmente pelo sistema.

Outro teste realizado empregou brita n° 2 limpa como meio suporte, sendo considerado como teste controle negativo, uma vez que não haveria respiração neste leito.



Figura 7.11. Imagens do lodo ativado inoculado ao respiômetro.

As amostras utilizadas para os ensaios respirométricos foram armazenadas após os respectivos testes e encaminhadas para análise de sólidos totais voláteis (STV). A metodologia para obtenção dos sólidos aderidos ao meio suporte utilizou método mecânico de desprendimento de sólidos. Para isso, 500 mL do meio suporte a ser analisado foram acondicionados em um recipiente com 500 mL de água limpa. Esta mistura foi agitada vigorosamente por 60 segundos. A **Figura 7.12** mostra as bandejas contendo os materiais suportes submetidos ao procedimento de remoção de STV. O material suporte e o líquido da mistura foram filtrados em peneira grossa, sendo o líquido obtido deste processo encaminhado para as análises. Observou-se boa remoção de sólidos das amostras e um líquido com elevado teor de sólidos suspensos.



Figura 7.12. Imagens das amostras obtidas dos meios suportes investigados e procedimento para remoção do material aderido.

7.3.4.2 Procedimento para realização dos testes respirométricos

Os procedimentos para realização dos testes respirométricos serão apresentados passo a passo conforme sua execução em campo a seguir.

Remoção da cesta em campo, instalação no respirômetro e alcance do estado endógeno

As amostras indeformadas, obtidas com as cestas móveis, foram inseridas no respirômetro (PFR). Para remoção do excesso de substrato aderido à amostra coletada, foi realizada a lavagem da amostra com água de torneira antes da instalação no PFR. Em seguida, o sistema é mantido sob circulação e aeração até a completa eliminação do substrato remanescente no sistema. Quando a concentração de oxigênio dissolvido na saída do reator torna-se constante, a respiração endógena foi alcançada, ou seja, o estado endógeno. A partir deste momento são aplicados pulsos de substrato para observação das curvas respirométricas.

Pulso de substrato para observação da taxa de consumo de oxigênio exógena

Com a aeração ligada, após alcançada a respiração endógena e estado estável, um pulso de substrato foi aplicado ao reator. É possível utilizar cloreto de amônio (NH_4Cl) e acetato de sódio para obtenção da atividade nitrificante e heterotrófica. Na presente pesquisa foram aplicados pulsos de cloreto de amônio em poucos testes, uma vez que não se observou o comportamento típico de respirogramas com as amostras indeformadas do leito. Desse modo, não tendo sido observado o comportamento típico, voltou-se para investigações objetivando a validação da metodologia desenvolvida. Para isso, foram investigadas amostras indeformadas contendo biomassa notadamente aeróbia e eliminados os pulsos de cloreto de amônio na maioria dos testes.

A taxa de respiração, ou de consumo de oxigênio, pode ser calculada pelas equações 7.2:

$$\frac{d(V_L \times C_o)}{dt} = Q_{in} \times C_{oin} - Q_{out} \times C_{oout} + V_L \times K_L a (C_{sat} - C_o) - V_L \times r_o \quad (7.2)$$

Rearranjando a equação 7.2 para as condições da presente pesquisa, obtém-se a equação 7.10:

$$r_o = \frac{Q(C_{oin} - C_{oout})}{V_L} + K_L a \times (C_{sat} - C_{oout}) \quad (7.10)$$

Onde V_L é o volume do líquido no respirômetro (L), C_{oin} é a concentração de oxigênio dissolvido medida na entrada ($mg\ L^{-1}$), Q é a vazão de alimentação ($L\ h^{-1}$), C_{oout} é a concentração de oxigênio dissolvido medida na saída ($mg\ L^{-1}$), C_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido ($mg\ L^{-1}$), K_{La} é o coeficiente global de transferência de oxigênio (h^{-1}), r_o é a taxa de consumo de oxigênio ($mg\ L^{-1}\ h^{-1}$ de O_2). Pela presente configuração do respirômetro, a taxa de respiração é dada a cada instante pela medição dos parâmetros descritos.

As taxas de consumo de oxigênio, são afetadas pelas variações de temperatura, que influenciam tanto a concentração de saturação do oxigênio quanto a taxa de atividade microbiana. Por isso, conforme Ortigara *et al.* (2010), é necessário excluir a influência das variações de temperatura nos respirogramas usando uma referência para 20 °C, conforme a equação 7.11:

$$r_{o\ 20^{\circ}C} (mgO_2/(mg\ L^{-1}h^{-1}\ de\ O_2)) = \frac{r_{ot}}{\theta^{(T-20^{\circ}C)}} \quad (7.11)$$

Onde: $r_{o\ 20^{\circ}C}$ é a taxa de consumo de oxigênio ($mg\ L^{-1}\ h^{-1}$) corrigida para 20 °C, r_{ot} é a taxa de consumo de oxigênio ($mg\ L^{-1}\ h^{-1}$) em determinado tempo t , θ é o coeficiente de conversão pela temperatura (1,08) e T é a temperatura da água (°C).

Em respirômetros semi contínuos, a equação 7.12 é utilizada para obter a taxa de respiração:

$$r_o = i \times \frac{V_l}{V_{mat}} + K_{La} \times (C_{sat} - C_{out}) \quad (7.12)$$

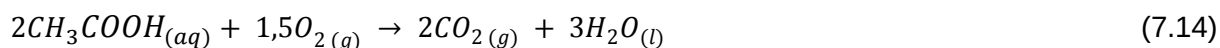
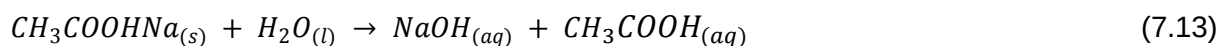
Onde: i é a inclinação da equação de ajuste linear da curva de depleção de oxigênio e C_{out} é a concentração de oxigênio do final do teste ($mg\ L^{-1}$).

Cálculo das massas aplicadas de acetato de sódio, cloreto de amônio e alitioureia

As massas dos substratos aplicados não podem ser superiores à capacidade máxima de transferência de oxigênio, nem tão baixas a ponto de limitar o processo de respiração. Objetivou-se aplicar soluções com substratos que correspondem às condições operacionais do SAC original, sendo DQO em torno de 200 $mg\ L^{-1}$ e $N-NH_4^+$ em torno de 20 $mg\ L^{-1}$. Entretanto, em alguns testes, foram aplicadas massas muito superiores a estes valores, com o

intuito de checar se a divergência entre as curvas obtidas e a literatura eram provocadas pela falta de substrato no meio, o que não se comprovou.

Para o cálculo do pulso de acetato de sódio, adotaram-se as reações 7.13 e 7.14 (Chernicharo, 1997) e os cálculos como apresentados na Tabela 7.3.



O sal de acetato de sódio ($CH_3COONa \cdot 3H_2O$) possui em sua constituição átomos de sódio (Na) e moléculas de água ($3H_2O$), dessa maneira é necessário contabilizar estes elementos para o cálculo da concentração de DQO alcançada por determinada massa de acetato de sódio aplicado.

Tabela 7.3. Exemplo de cálculo da massa de acetato de sódio a ser aplicada em pulso de substrato.

Parâmetro do cálculo	Unidade	Valor
Massa molecular C	g mol ⁻¹	12
Massa molecular H	g mol ⁻¹	1
Massa molecular O	g mol ⁻¹	16
Massa molecular CH ₃ COO ⁻	g mol ⁻¹	59
Massa molecular do Na	g mol ⁻¹	23
Massa molecular CH ₃ COONa $\cdot$ 3H ₂ O	g mol ⁻¹	136
Coeficiente Estequiométrico CH ₃ COO ⁻	Mol	1
Coeficiente Estequiométrico O ₂	Mol	0,75
Massa de CH ₃ COO ⁻ oxidada	g	59
Massa de O ₂ Consumida	g	24
DQO que CH ₃ COO ⁻ representa	g	24
Concentração de DQO desejada	mg L ⁻¹	200
Concentração de DQO desejada (conversão)	g L ⁻¹	0,2
Massa de CH ₃ COO ⁻ necessária (Massa de CH ₃ COO ⁻ oxidada / Massa molecular CH ₃ COO ⁻)	g	0,492
Massa de CH ₃ COONa $\cdot$ 3H ₂ O em 1 L (Massa molecular CH ₃ COONa $\cdot$ 3H ₂ O x Concentração de DQO desejada / DQO que 1 mol de CH ₃ COO ⁻ representa)	g	1,133
Volume do reator	L	11
Massa de CH ₃ COONa $\cdot$ 3H ₂ O em 11 L	g	12,47

Dessa maneira, para obter a solução do pulso de acetato com a concentração de DQO desejada (200 mg L⁻¹ DQO), aplicam-se 12,47 g de acetato de sódio no reator com 11 L.

Da mesma forma, para o cálculo da massa de NH_4Cl a ser aplicado, utilizam-se as reações expressas nas equações 7.15 a 7.18 (Fatibelo-Filho *et al.*, 2006; von Sperling, 2002). A Tabela 7.4 apresenta um exemplo de cálculo para um pulso de cloreto de amônio.



Tabela 7.4. Exemplo de cálculo da massa de cloreto de amônio a ser aplicada em pulso de substrato.

Parâmetro do cálculo	Unidade	Valor
Massa molar N	g mol^{-1}	14
Massa Molar H	g mol^{-1}	1
Massa Molar Cl	g mol^{-1}	35,5
Massa Molar NH_4Cl	g mol^{-1}	53,5
Massa Molar de N em NH_4Cl	g mol^{-1}	14
Concentração de N-NH_4^+ desejada	mg L^{-1}	40
Concentração desejada N-NH_4^+ desejada	g L^{-1}	0,04
Massa de NH_4Cl aplicada em 1 L (massa molar NH_4Cl x Concentração de N-NH_4^+ desejada / massa molar de N em NH_4Cl)	g	0,153
Massa de NH_4Cl aplicada em 11 L (volume do reator)	g	1,68

As reações apresentadas acima também foram usadas para aferir se o consumo de oxigênio no respirômetro está dentro da capacidade de aeração do sistema. Pelos valores adotados, observa-se que a DQO correspondente ao pulso de acetato é da ordem de 200 mg L^{-1} , a DQO correspondente ao pulso de NH_4Cl é da ordem de 73 mg L^{-1} e a capacidade de aeração no sistema é de 210 mg h^{-1} de O_2 (ver item “7.4.2”), de modo que não se observa limitação do fornecimento de oxigênio para as reações no reator. Essa disponibilidade também pode ser observada pela concentração de oxigênio dissolvido na saída do reator, que em nenhum teste realizado alcançou valores nulos.

A concentração de alitiourea (ATU) para inibição da atividade nitrificante durante o pulso de acetato de sódio foi adotada conforme recomendações de Surmacz-Gorska *et al.* (1996),

sendo 30 mg L⁻¹. Entretanto, este pulso foi aplicado em apenas um dos testes realizados, pela razão de se ter cancelado os testes pra determinação da biomassa nitrificante e pelos riscos de acúmulo e inativação prolongada da biomassa a ser estuda em testes subsequentes.

O volume das soluções dos pulsos foram adotados com base em experimentos semelhantes realizados por Ortigara, *et al.* (2010) e ajustados de acordo com as condições operacionais da presente pesquisa.

Ao longo do procedimento dos testes, foram tomadas amostras do líquido em circulação para análise de DQO, COT, e NT. As amostras foram filtradas em campo e encaminhadas para os laboratórios de físico-química e análises instrumentais do DESA-UFMG, onde foram analisadas da mesma maneira que o apresentado no item “6.3.4.3”.

Uso das taxas de consumo de oxigênio para determinação da biomassa ativa

Uma vez determinadas as curvas de respiração endógena, heterotrófica e nitrificante, é possível calcular as massas de biomassa heterotrófica (BAH) e autotrófica (BAA) presentes na amostra. Para tanto, adotaram-se as equações 7.19 e 7.20:

$$X_H = \frac{1}{\mu_{Hmax}} \times \frac{Y_H}{1 - Y_H} \times (TCO_{Hmax}) \quad (7.19)$$

e,

$$X_A = \frac{1}{\mu_{Amax}} \times \frac{Y_A}{4,57 - Y_A} \times (TCO_{Amax}) \quad (7.20)$$

Onde, X_H é a concentração da biomassa heterotrófica (mg L⁻¹ DQO); X_A é a concentração de biomassa autotrófica (mg L⁻¹ DQO); μ_{Hmax} é a taxa de crescimento heterotrófico (d⁻¹) (valor usual 6 d⁻¹ / Henze *et al.*, 1987); μ_{Amax} é a velocidade de consumo de oxigênio da biomassa autotrófica (d⁻¹) (valor usual 0,75 d⁻¹ / Henze *et al.*, 1987); Y_H : taxa de conversão heterotrófica (gDQO/gDQO_{oxidado}) (valor usual 0,63 g DQO/g DQO_{oxidado} , Henze *et al.*, 1987); Y_A é a taxa de conversão autotrófica (g DQO/g N_{oxidado}) (valor usual 0,24 g DQO/g N_{oxidado} / Henze *et al.*, 1987); TCO_{Hmax} é a velocidade de consumo de oxigênio da biomassa heterotrófica (mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂); TCO_{Amax} é a velocidade de consumo de oxigênio da biomassa autotrófica (mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂).

É importante ressaltar os fatores de correção para temperaturas inferiores a 20° C, conforme equações 7.21 e 7.22:

$$\mu_H = 6 \times (1,103^{20^\circ\text{C} - T}) \text{ (d}^{-1}\text{)} \quad (7.21)$$

$$\mu_A = 0,75 \times (1,072^{20^\circ\text{C} - T}) \text{ (d}^{-1}\text{)} \quad (7.22)$$

Outra importante ressalva é que os atuais modelos matemáticos disponíveis para SAC (CWM1, CW2D, BIO_PORE) utilizam os coeficientes descritos pelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987), razão pela qual estão sendo adotados estes coeficientes na presente pesquisa.

É importante ressaltar que a presente pesquisa não avançou até o cálculo das biomassas distintas, conforme sugerido por este método, tendo em vista que os respirogramas não apresentaram o comportamento que permita a utilização de todas as equações. Os valores de TCO foram empregados para estimar apenas a biomassa heterotrófica, mas é necessário observar que esta é uma análise apenas exploratória.

7.4 Resultados e discussão

É importante ressaltar que os resultados, impressões e conclusões apresentados nesta tese refletem o caráter exploratório de uma metodologia desenvolvida pela compilação de conhecimentos, procedimentos e tecnologias colhidas ao longo do período deste programa de doutorado. A técnica de respirometria em sistemas alagados construídos ainda está em fase de desenvolvimento, sendo necessário o aperfeiçoamento e adequação de protocolos tradicionais, empregados para sistemas de lodos ativados e outras tecnologias de tratamento, à complexidade da zona reativa nos SAC.

Ainda são necessários ajustes e melhorias caso se conclua que a metodologia proposta de fato pode ser empregada como ferramenta de investigações em leitos de sistemas alagados construídos. Os resultados obtidos não são perfeitamente convergentes com a literatura especializada em respirometria, apesar de apontarem um caminho promissor.

Os resultados dos testes respirométricos foram organizados em 4 grupos, sendo apresentados em itens separados como descrito a seguir:

- ✓ 7.4.3.2 A) Amostras controles positivo e negativo
- ✓ 7.4.3.3 B) Amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado
- ✓ 7.4.3.4 C) Amostras indeformadas de SACV alimentados com esgotos e lodos de fossa séptica
- ✓ 7.4.4 Respirogramas semi contínuos – amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado SACV alimentado com esgotos

Os testes foram conduzidos empiricamente ao longo dos anos de 2015 e 2016, por este motivo as datas de realização não seguem ordem linear.

Observações para análise dos respirogramas

Ao analisar os respirogramas sugere-se a avaliação do comportamento da linha referente à “respiração corrigida para 20 °C”, plotada em coloração **lilás**. Os cálculos para obtenção destas curvas utilizaram as equações 7.10 e 7.11 descritas no item “7.3.4.2”.

Para reportar os valores de respiração endógena por volume e por área do reator, foram utilizadas as medianas dos valores de respiração corrigida para 20 °C ao longo de todo o respirograma. Para reportar os valores da taxa máxima de respiração, utilizou-se o valor máximo da respiração corrigida para 20 °C ao longo do respirograma. Estes valores estão apresentados nas tabelas “estatística descritiva do teste” e “condições operacionais e resultados do teste” para cada um dos testes realizados.

O objetivo dos respirogramas apresentados nos itens a seguir é mostrar uma visão ampla sobre os testes e procedimentos realizados, permitindo ao leitor a visualização das variáveis do ensaio e eventual proposta de melhorias. Os gráficos contemplam as principais variáveis medidas durante o ensaio (oxigênio dissolvido de entrada e saída, condutividade elétrica, temperatura e taxa de consumo de oxigênio). Outras representações dos respirogramas obtidos seriam possíveis para simplificar a visualização, com escalas ajustadas, exclusão de variáveis e representação por médias móveis. Entretanto, estes ajustes trariam prejuízo de informações aos respirogramas, como mostram a Figura 7.13 e Figura 7.14 a seguir.

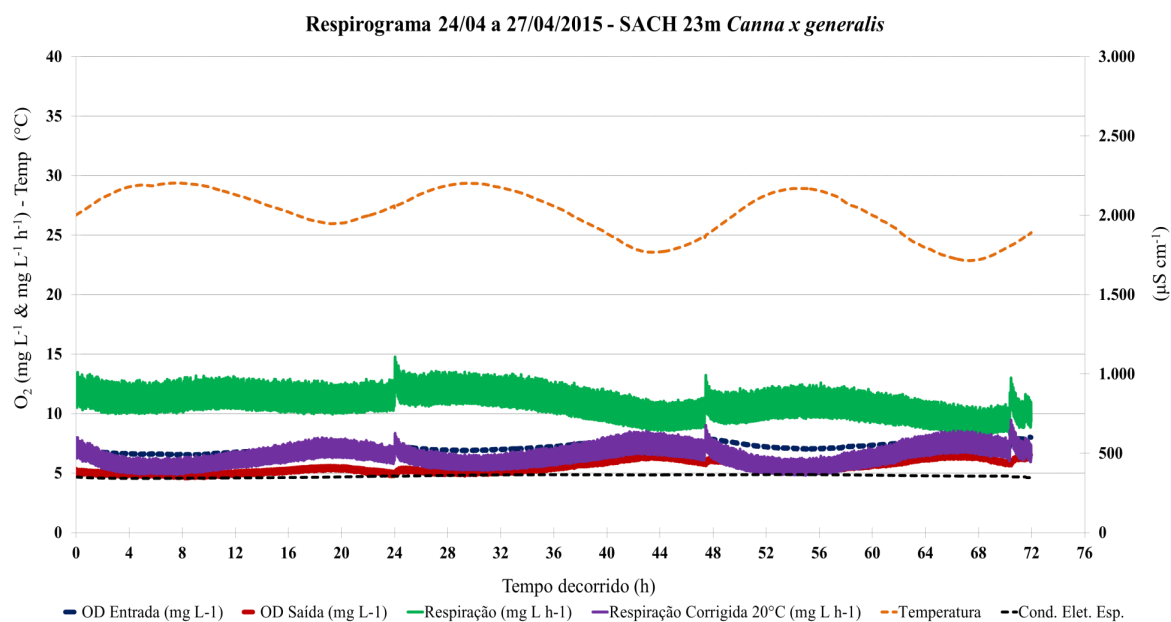


Figura 7.13 – Respirograma representando temperatura no eixo vertical principal. Representação adotada para todos os respirogramas.

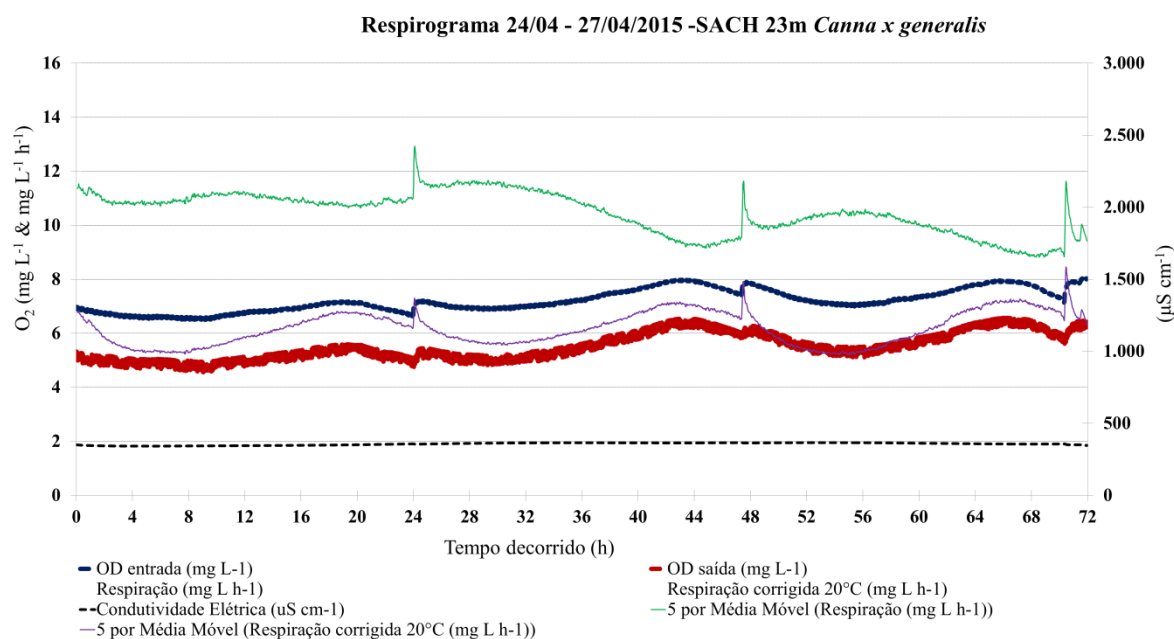


Figura 7.14 – Respirograma sem representação da temperatura no eixo vertical principal. Séries de respiração com médias móveis. Representação alternativa não adotada.

7.4.1 Impressões sobre a metodologia empregada

As primeiras impressões sobre o aparato experimental são positivas, apesar das dificuldades observadas e contornadas. O respirômetro possui operação estável e responde bem aos estímulos provocados no sistema.

Observou-se flutuação da temperatura do líquido no reator. Com o objetivo de reduzir esta oscilação foi instalado um termostato na câmara de aeração que mantém a temperatura mais estável. A flutuação da temperatura influencia muito na equação para o cálculo da respiração (equação 7.12). Como a equação considera a concentração de saturação, que é influenciada pela temperatura, esta oscilação é reportada pela equação, mesmo que não haja de fato uma flutuação real na respiração no leito. A equação também leva em conta a concentração de oxigênio dissolvido na entrada e saída do reator, o que também é influenciado pela temperatura. Esta variação térmica também pode influenciar a respiração real no leito, uma vez que o metabolismo microbiano é influenciado pela temperatura. Sendo assim, a instalação do termostato pretende reduzir a oscilação na temperatura, ou estabelecer um limite mínimo, abaixo do qual a temperatura não descera.

Para futuras adaptações na metodologia, recomenda-se isolamento nas paredes do reator, sistema para regulação da temperatura e/ou realizar o ensaio em sala climatizada com temperatura estável.

Uma outra dificuldade observada é quanto à variação do nível d'água dentro do reator devido à evaporação (amostra não plantada) e evapotranspiração (amostra plantada). Como o experimento é desenvolvido ao longo de vários dias, observa-se uma significativa perda de água no sistema, especialmente com a amostra plantada (da ordem de 1 L por dia). As implicações desta perda são prejudiciais ao teste, uma vez que as concentrações de substâncias no reator podem aumentar, pela perda de volume, interferindo nas leituras do sensor e no metabolismo microbiano. Outra implicação mais grave é caso o volume da câmara de aeração se esgote, o que corta a circulação do líquido no reator e faz com que as células de fluxo fiquem expostas ao ar, reportando valores dos parâmetros medidos irreais.

Para contornar este problema operacional, inicialmente, tentou-se aumentar o volume útil da câmara de aeração (de 1 para 5 L) para se ter uma maior autonomia operacional, mas esse aumento foi insuficiente. Então, criou-se um sistema de auto alimentação do líquido, através da instalação de uma boia de nível ligada direto na torneira de água limpa, que permite a entrada de água quando o nível da câmara de aeração se reduz (Figura 7.15). Após estas intervenções o sistema apresentou melhoria na estabilidade operacional e ganhou autonomia de vários dias de operação. Entretanto, a montagem proposta, elevou muito o volume do líquido sistema, o que trouxe resultados indesejados ao longo do desenvolvimento dos testes.

Quanto à capacidade de aeração, em alguns testes realizados, observou-se declínio nas curvas de oxigênio de entrada no reator, após a passagem pela câmara de aeração, quando da aplicação de pulsos mais carregados em substrato. Esta limitação pode ter interferido nos testes, uma vez que se mantidas as concentrações de entrada o mais próximas possível da saturação, a qualidade dos respirogramas obtidos pode aumentar.



Figura 7.15 – Câmara de aeração com termostato e boia de nível.

A aplicação de reagentes sintéticos (sais) para os pulsos de substratos trazem grande elevação nos valores de condutividade elétrica. Essa elevação implica em uma salinização progressiva do meio, especialmente se o ensaio prever aplicações sucessivas de reagentes. Foram observadas valores de condutividade elétrica da ordem de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, quando os valores de início do teste eram da ordem de $200 \mu\text{S cm}^{-1}$. O aumento da condutividade elétrica é proporcional à massa de substratos salinos aplicados.

7.4.2 Cálculo do coeficiente de reaeração e taxa de transferência de oxigênio - K_La e TTO

Os testes realizados para determinação do coeficiente de aeração e taxa de transferência de oxigênio, com e sem aeração, resultaram em valores bastante distintos, como esperado. Os dados para os dois testes estão apresentados na Tabela 7.5, Tabela 7.6, Figura 7.16, e Figura 7.17 e reportam os valores calculados com as concentrações medidas na entrada e na saída do reator.

Tabela 7.5. Resultados obtidos para K_La no teste COM aeração.

Parâmetros	Unidade	Curva de entrada	Curva de saída
Concentração inicial - C_o	mg L^{-1}	1,79	2,35
Concentração de saturação - C_{sat}	mg L^{-1}	7,20	7,21
Tempo - T	h	1,76	1,76
Concentração no tempo T - C_t	mg L^{-1}	6,16	6,16
Coeficiente de transferência de massa - K_LaO_2	h^{-1}	0,94	0,87
Taxa de transferência de oxigênio no reator - TTO	g h^{-1}	0,21	0,19

Tabela 7.6. Resultados obtidos para K_La no teste SEM aeração.

Parâmetros	Unidade	Curva de entrada	Curva de saída
Concentração inicial - C_o	mg L^{-1}	1,77	2,31
Concentração de saturação - C_{sat}	mg L^{-1}	7,81	7,81
Tempo - T	h	24,07	24,07
Concentração no tempo T - C_t	mg L^{-1}	6,70	6,55
Coeficiente de transferência de massa - K_LaO_2	h^{-1}	0,07	0,06
Taxa de transferência de oxigênio no reator - TTO	g h^{-1}	0,02	0,02

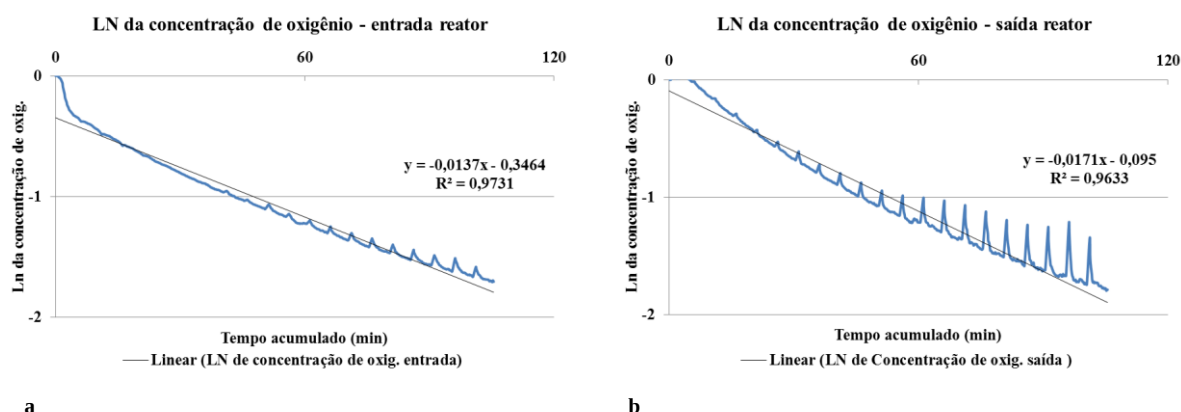


Figura 7.16. Curvas LN da concentração de oxigênio durante teste para determinação de K_La e TTO na entrada do reator (a) e saída do reator (b) Teste COM aeração.

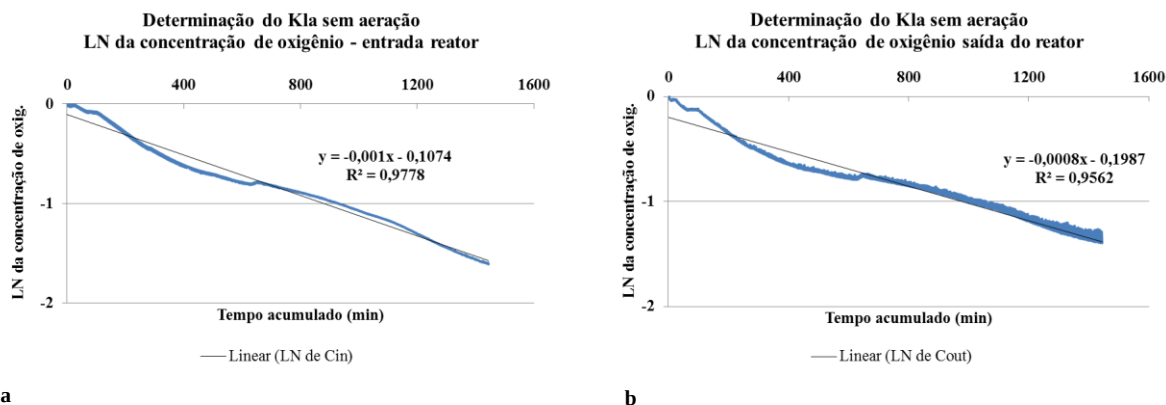


Figura 7.17. Curvas LN da concentração de oxigênio durante teste para determinação de K_{La} e TTO na entrada do reator (a) e saída do reator (b) Teste SEM aeração.

Os resultados mostram a influência da aeração no reator que resultou em valores de K_{La} e TTO dez vezes superiores no teste com aeração se comparado ao teste sem aeração. Este teste endossa o argumento de que o reator é estável e fiel às manipulações das condições operacionais. Os valores de K_{La} do teste com aeração são empregados na equação 5.4 para obtenção da respiração.

7.4.3 Respirogramas contínuos - condições observadas nas amostras investigadas

A Tabela 7.9 apresenta os principais testes realizados com os sete tipos de amostras indeformadas e seus resultados gerais. Os itens “7.4.3.2”, “7.4.3.3”, “7.4.3.4” e “7.4.4” apresentam mais detalhadamente os respirogramas e as condições operacionais de cada teste. De maneira geral, pode-se dizer que foi observada maior taxa de respiração aeróbia nas amostras plantadas com *Canna x generalis* do que em todas as demais amostras, despontando esta espécie como boa candidata a plantio em SAC horizontais.

Quando aplicados pulsos de substratos, os respirogramas obtidos não reportaram curvas típicas de aumento na taxa de consumo de oxigênio, como descrevem outras pesquisas (ORTIGARA *et al.*, 2010), de modo que foi necessário confiar as análises de dados à respiração endógena observada nas amostras.

Em caráter exploratório foram ainda realizados três respirometrias semi contínuas (interrupção instantânea da aeração) com amostras de *Typha latifolia*, *Canna x generalis* e leito de SACV alimentado com esgoto bruto. Os resultados destas explorações estão apresentados no item “7.4.4”. De maneira geral, observou-se maior taxa de respiração nos respirogramas das amostras plantadas com *T. latifolia* e *C. x generalis*, convergindo com os demais respirogramas obtidos.

Após a realização dos testes respirométricos, das amostras utilizadas foram tomadas frações para análise da concentração de sólidos. Para os objetivos desta pesquisa o parâmetro sólidos totais voláteis é de maior interesse, pois reporta a fração orgânica dos sólidos recolhidos, aquela que contém a biomassa microbiana. Os resultados (Tabela 7.7) revelam maior teor de STV na amostra inoculada com lodos ativados, como esperado. Como este leito foi inoculado com biomassa aeróbia, obviamente o teor de sólidos voláteis seria o mais alto. Em seguida, as maiores concentrações de STV foram obtidas para as amostras de SAC vertical alimentados com lodo de fossa séptica e esgoto bruto.

Tabela 7.7. Resultados das análises de sólidos totais realizadas com as amostras indeformadas após ensaio respirométrico.

Data coleta	Origem	ST		STF		STV	
		(mg L ⁻¹)	(g / 18 L)	(mg L ⁻¹)	(g / 18 L)	(mg L ⁻¹)	(g / 18 L)
03/11/2015	SACHNP 23 m	13.018	234,3	10.908	196,3	2.110	38,0
01/05/2015	SACHP <i>C x generalis</i>	44.728	805,1	30.462	548,3	14.266	256,8
10/02/2016	SACV Plantado <i>C. dactylon</i>	55.903	1.006,3	30.543	549,8	25.360	456,5
08/03/2016	SACV Lodos	90.543	1.629,8	62.015	1.116,3	28.528	513,5
24/04/2016	Lodos Ativados	94.470	1.700,5	46.200	831,6	48.270	868,9

*massa no reator: obtido pelo produto da concentração de sólidos na amostra e o volume de material suporte no reator.

Nas amostras de SAC horizontal, só foi possível analisar o teor de STV das amostras não plantada e plantada com *C. x generalis*. A amostra com *T. latifolia* não foi encaminhada para análise, pelo que se perdeu esta referência. Entretanto, é possível observar concentração de STV sete vezes superior na amostra plantada com *C. x generalis*, fato que é coerente com a situação real observada em campo e a elevada densidade de raízes. Este resultado comprova que a presença de zona radicular aumenta a retenção de sólidos pelo meio suporte e, se

observados os resultados respirométricos, aumenta também a atividade biológica no meio suporte. Estes resultados estão de acordo com a literatura especializada, conforme abordado nos itens “3.3”, “3.4” e “3.5”, e demonstram a importância da vegetação para os SAC.

7.4.3.1 Considerações sobre parâmetros de monitoramento, sólidos presentes no reator e taxas de respiração específicas da biomassa

Em função do caráter exploratório e do desenvolvimento progressivo do aparato experimental e procedimento do teste, restaram algumas lacunas em parâmetros de monitoramento, tais como os sólidos voláteis das amostras testadas. Dessa maneira, alguns testes não possuem reportados os valores de respiração específica por massa de sólidos totais voláteis e não possuem todos os parâmetros indicadores do procedimento, como DQO, COT, NT e NH_4^+ .

A relação entre a respiração endógena por volume de reator e a massa de sólidos voláteis contida no material de enchimento, permite avaliar a atividade da biomassa presente no reator. É importante ressaltar que as análises de sólidos totais voláteis (STV) são utilizadas como inferência sobre a massa de biomassa do reator. Este parâmetro não indica se a biomassa é predominantemente aeróbia (heterotrófica/nitrificante) e/ou ativa. A Tabela 7.8 resume os resultados obtidos para a respiração por massa de sólidos voláteis obtidas nos testes respirométricos.

Tabela 7.8. Resumo das taxas de respiração por massa de sólido total volátil (STV).

Ano	Início teste	Fim teste	Tipo de amostra	STV g m^{-3} STV	STV g STV^*	$R_{\text{end vol}}$ $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1} \text{O}_2$	$R_{\text{end SSV}}$ $\text{gO}_2 \text{gSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$
2015	24/04	27/04	<i>C. x generalis</i>	14.266	256,8	147,8	0,56
2015	29/04	01/05	<i>C. x generalis</i>	14.266	256,8	132,4	0,53
2015	01/11	03/11	Não plantado	2.110	38	12,8	0,30
2016	01/03	04/03	<i>C. dactylon</i>	25.360	456,5	23,2	0,05
2016	08/03	14/03	SACV Lodos	28.528	513,5	42,8	0,02
2016	07/04	10/04	Lodo Ativado	48.270	868,9	65,3	0,08

*Massa de STV presente nos 18 L de meio suporte do reator.

Os resultados obtidos revelam maior atividade biológica nas amostras plantadas com *C. x generalis*, com valores da ordem de $0,5 \text{ gO}_2 \text{ gSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Observa-se que as amostras de *C. x generalis* não apresentaram as maiores massas de biomassa volátil, se comparadas às amostras

de SACV alimentado com esgoto, SACV alimentado com lodos de fossa séptica e amostra inerte colonizada com lodo ativado.

A expectativa de se obter maior consumo de oxigênio em uma amostra sabidamente ativa e aeróbia (amostra colonizada com lodo ativado) não se confirmou. A respiração específica por massa de STV neste caso foi abaixo do esperado, mesmo sendo observadas maiores massas de biomassa.

Quanto às amostras de SACV, pode-se assumir duas conclusões: ou o método utilizando meio saturado não é adequado para medição da atividade respiratória em leitos de escoamento vertical não saturados; ou, de fato, as atividades biológicas nos leitos verticais foi menor do que em *C. x generalis*. Esta última afirmação não é coerente com as expectativas para sistemas verticais, visto que são sistemas notadamente mais aeróbios e ativos que os leitos de escoamento horizontal.

Se comparados os resultados obtidos com *C. x generalis* e *T. latifolia*, é possível observar efeito específico da espécie vegetal. Estes resultados são coerentes com observações de campo que revelaram maior massa radicular na primeira espécie. Essa observação e resultado corroboram as hipóteses desta tese, sugerindo que uma maior massa de raízes, liberando oxigênio e criando micronichos aeróbios, pode permitir o crescimento de maior concentração de organismos aeróbios.

Por outro lado, a não confirmação do maior consumo de oxigênio pela biomassa de lodo ativado dificulta a padronização do parâmetro “taxa de respiração por massa de biomassa” ($\text{gO}_2 \text{ gSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$) como referência para a interpretação dos testes realizados com o aparato experimental desenvolvido. É incoerente o fato da amostra não plantada ter apresentado maior taxa de respiração por massa de STV ($0,3 \text{ gO}_2 \text{ gSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$) do que a biomassa de lodos ativados ($0,08 \text{ gO}_2 \text{ gSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$), visto que é um meio sabidamente anaeróbio e com menor massa de biomassa. Por esta razão, acreditasse que o parâmetro “taxa de respiração por volume de reator” ou “taxa de respiração por área superficial” sejam mais adequados às presentes análises. Mesmo assim, as taxas de respiração por massa de STV serão reportadas tendo em vista sua importância para efeitos de comparação com a literatura especializada nesta área.

Tabela 7.9. Condições operacionais e resultados dos principais testes conduzidos.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor								
		Ano	2016	2016	2015	2015	2015	2015	2016	2016	2016
Data do teste	-	Data início	11/01	07/04	08/04	24/04	29/04	01/11	21/01	01/03	08/03
		Data fim	18/01	10/04	10/04	27/04	01/05	03/11	25/01	04/03	14/03
Tipo de amostra	-	-	Inerte	Lodo Ativado	T. <i>latifolia</i>	C. x <i>generalis</i>	C. x <i>generalis</i>	Não plantado	C. x <i>generalis</i>	C. <i>dactylon</i>	SACV Lodos
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1	0,3	1	1	1	1	1	0,3	0,3
Volume líquido no respirômetro	VL	L	21	11	25	11	11	11	21	11	11
Número de dados	N		3.356	1.218	2.148	4.319	3.140	1.158	1.988	1.148	3.000
Respiração corrigida 20°C mediana	Resp. Corr. 20 °C	mg L ⁻¹ h ⁻¹	0,05	2,72	0,84	6,1	5,7	0,48	0,97	0,97	1,78
Temperatura mediana	Temp.	°C	29,5	32,2	21,7	27,2	24,7	32,7	30,0	31,8	31,8
Potencial redox mínimo	E _H		316	-240	-	440	429	494	314	339	333
Potencial redox máximo	E _H	mV	480	182	-	554	563	510	458	489	450
pH mediano	pH	-	8,0	7,9	-	6,4	7,0	5,8	6,3	8,1	8,17
CDEL mínima	CDEL sp	uS cm ⁻¹	157,4	563,1	215,5	342,1	254,4	1.869,1	139,0	235,3	210,6
CDEL máxima	CDEL sp	uS cm ⁻¹	1.341,7	1.048,3	310,2	366,2	313,8	1.957,0	815,3	868,4	2.451,5
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-	48.270	?	14.266	14.266	2.110	?	25.360	28.528
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator (18 L)	STV	g STV	-	868,9	?	256,8	256,8	38,0	?	456,5	513,5
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	1,2	65,3	20,1	147,8	132,4	12,8	23,4	23,2	42,8
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	4,1	217,7	67,1	492,8	441,2	42,8	77,9	77,4	142,6
Respiração endógena por massa de STV	R _{end STV}	gO ₂ gSTV ⁻¹ d ⁻¹	-	0,08	?	0,56	0,53	0,30	?	0,05	0,02
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	10,1	83,5	77,9	226,9	158,4	25,9	30,6	39,9	54,5
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	144,8	1.198,5	1.119,6	3.259,2	2.273,9	372,3	438,9	574,0	781,8
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,14	1,2	1,12	2,9	2,3	0,37	0,44	0,57	0,78

Notas: K_{La}: 0,94 h⁻¹; Área superficial do respirômetro: 0,07 m²; *u_{max} considerado: 16 d⁻¹; Y_H considerado: 0,63 g DQO g⁻¹ DQO oxidado (Henze, 1987). **Faixa de respiração endógena observada por Ortigara *et al.* (2010): por volume 45,6 a 48,0 g m⁻³ d⁻¹ de O₂; por área 26,9 a 29,4 g m⁻² d⁻¹ de O₂.

7.4.3.2 A) Amostras controles positivo e negativo

Em outubro de 2015 e janeiro e abril de 2016 foram realizados testes controle com o objetivo de verificar o comportamento do respirômetro e validar as leituras realizadas com as amostras indeformadas dos SAC horizontais. Foram utilizadas amostras inertes com e sem a inoculação de biomassa notadamente aeróbia.

A Figura 7.19 apresenta teste conduzido em outubro de 2015 com a intenção de avaliar a instalação de termostato para reduzir as oscilações na temperatura da água. O teste foi conduzido com brita nº 2 limpa, pelo que pôde ser aproveitado como um “controle negativo” de respiração. A Tabela 7.10 e Tabela 7.11 apresentam as condições desse teste.

Tabela 7.10. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.19.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.171	1.171	1.171	1.171	1.171	1.171	1.171	1.171	1.171
Média	7,23	7,11	0,11	32,02	6,55	0,04	341	7,54	124
Mediana	7,24	7,11	0,08	31,96	6,56	0,03	338	7,56	124
Desv. Pad.	0,27	0,28	0,30	1,59	0,20	0,12	16,43	0,05	2,48
Mínimo	6,55	6,48	-0,56	29,35	6,17	-0,27	312	7,43	120
Máximo	7,72	7,62	1,06	35,05	6,89	0,37	378	7,62	128

Tabela 7.11. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.19.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	0,76
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	2,52
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	8,91
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	127,91
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,13
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

A Figura 7.20 apresenta o teste conduzido em janeiro de 2016 utilizando amostra inerte. O objetivo do teste foi observar o comportamento do respirômetro desenvolvido em função dos pulsos realizados. O parâmetro indicativo foi a condutividade elétrica e amostras coletadas após os pulsos realizados. Como se observa na respectiva figura, foram realizados dois pulsos, sendo o primeiro com 4,0 g de NH_4Cl e o segundo com 13,3 g de acetato de sódio. Ambos os pulsos elevaram os valores dos parâmetros que os representam, sendo possível observar nitidamente a série temporal da condutividade elétrica alcançando dois platôs. Observa-se ainda a rápida mistura dos sais aplicados ao reator evidenciando um comportamento hidrodinâmico de mistura completa.

Como esperado, ambos os ensaios empregando a amostra inerte não apresentam consumo de oxigênio ou respiração. Os resultados obtidos para respiração e parâmetros relacionados à biomassa heterotrófica não são nulos, pois sofrem interferência das concentrações de fundo de oxigênio dissolvido, podendo ser considerados como um “ruído” do teste.

Tabela 7.12. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.20.

Parâmetro	C_{in} mg L^{-1}	C_{out} mg L^{-1}	Resp. $\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$	Temp. $^{\circ}\text{C}$	C_{sat} mg L^{-1}	Resp. Corr. 20 $^{\circ}\text{C}$ $\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$	E_H mV	pH	CDEL sp uS cm^{-1}
N	3.356	3.356	3.356	3.356	3.356	3.356	3.356	3.356	3.356
Média	6,79	6,83	-0,14	29,88	6,83	-0,09	405	8,20	587
Mediana	6,83	6,89	0,12	29,49	6,87	0,05	420	8,02	626
Desv. Pad.	0,22	0,30	0,57	1,78	0,23	0,28	29,37	0,39	292,83
Mínimo	6,09	5,89	-1,15	27,33	6,16	-0,64	316	7,14	157
Máximo	7,18	7,31	1,19	35,18	7,16	0,42	480	9,04	1.342

Tabela 7.13. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.20.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hydr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	21
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	1,20
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	4,01
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	10,09
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	144,84
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,14
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

A Figura 7.21 e a Figura 7.22 apresentam os testes realizados em abril de 2016 utilizando lodo ativado. O objetivo destes testes foi observar o comportamento do reator quando inoculado com biomassa sabidamente aeróbia, pelo que foram considerados “controles positivos” de respiração. Era esperado encontrar curvas de consumo de oxigênio, tal como as observadas por Ortigara *et al.* (2010) e outros testes respirométricos clássicos, quando ocorresse a aplicação dos pulsos de substrato. O substrato empregado para os pulsos nestes testes foi apenas o acetato de sódio. Uma vez que não se notou atividade nitrificante em outros testes, optou-se por simplificar os pulsos de substratos e buscar as curvas teóricas de depleção de oxigênio para a biomassa heterotrófica apenas.

No primeiro teste (Figura 7.21), foi aplicado um pulso de 12,4 g trazendo uma concentração de COT para o reator de 22,1 mg L⁻¹. Não se observou aumento na atividade biológica no reator quanto ao consumo de oxigênio após a aplicação do pulso. Neste teste observaram-se condições redutoras no reator (redox mínimo -239 mV), o que pode justificar a baixa atividade biológica observada, apesar das concentrações de oxigênio dissolvido estarem numa faixa suficiente à biomassa, com concentrações mediana e mínima de oxigênio dissolvido de 4,09 e 2,67 mg L⁻¹ O₂). A Tabela 7.14 e a Tabela 7.15 apresentam os resultados do primeiro teste com lodos ativados.

Tabela 7.14. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.21.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.218	1.218	1.218	1.218	1.218	1.218	1.218	1.218	1.218
Média	4,09	2,27	6,97	32,23	6,53	2,74	-28	7,74	820
Mediana	3,61	2,01	6,96	32,24	6,52	2,72	-38	7,94	898
Desv. Pad.	1,07	0,89	0,64	1,66	0,21	0,40	103,76	0,38	174,93
Mínimo	2,67	1,16	4,34	29,25	6,18	1,85	-240	6,89	563
Máximo	5,74	4,06	8,06	34,95	6,91	3,48	182	8,36	1.048

Tabela 7.15. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.21.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	0,3
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	18
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	1
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	48.270
Massa de Sólidos Voláteis no Reator	STV	g	868,86
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	65,31
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	217,71
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	83,46
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	1.198,45
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	1,20
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

O teste apresentado na Figura 7.22 é o segundo realizado com lodo ativado inoculado no reator. Neste teste, os problemas operacionais na linha de aeração foram solucionados e o reator foi capaz de manter condições oxidantes ao longo de todo o teste. Com o objetivo de verificar se as massas de substrato aplicados estavam insuficientes para expressar uma curva de consumo de oxigênio nítida e próxima à da literatura, a massa aplicada neste teste foi de 31,1 g de acetato de sódio, teoricamente trazendo uma concentração de DQO no reator de 500 mg L⁻¹. Este pulso trouxe valores de condutividade elétrica muito elevados (da ordem de 2.500 uS cm⁻¹) e concentrações de COT da ordem de 72,6 mg L⁻¹. Entretanto, não se observou alteração no consumo de oxigênio pela biomassa, tendo sido observada respiração mediana de 1,79 mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂. A Tabela 7.16 e a Tabela 7.17 resumem os resultados deste teste.

Tabela 7.16. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.22.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	3,362	3,362	3,362	3,362	3,362	3,362	3,362	3,362	3,362
Média	6,89	5,61	3,46	28,08	7,06	1,85	317	9,60	2,124
Mediana	6,87	5,57	3,44	28,13	7,05	1,79	346	9,59	2,137
Desv. Pad.	0,31	0,48	0,65	1,81	0,24	0,30	65,14	0,20	114,42
Mínimo	6,31	4,61	2,15	24,04	6,63	1,27	123	9,05	1,785
Máximo	7,63	6,71	4,96	31,42	7,62	2,91	392	10,12	2,542

Tabela 7.17. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.22.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	0,3
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	18
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	1
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	48,270
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	868,86
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	43,03
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	143,42
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	69,75
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	1.001,56
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	1,00
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Os resultados dos testes “controle negativo” mostraram que o reator respondeu fielmente aos estímulos realizados e mostrou o comportamento do respirômetro quando não há consumo de oxigênio pelo meio suporte instalado.

Os resultados dos testes “controle positivo” mostraram que uma biomassa notadamente aeróbia altera as condições do reator, expressando respiração endógena da ordem de 2,0 mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂ ou 65 e 43 g m⁻³ d⁻¹ O₂ (Tabela 7.15 e Tabela 7.17 respectivamente). Estes valores estão nas mesmas faixas observadas por Ortigara *et al.* (2010) nas colunas de SAC aclimatadas em laboratório. Entretanto, estes valores não são tão elevados quanto se esperava para este tipo de biomassa. Haandel e Catunda (2013, p.79) citam valores de respiração variando de 7,5 a 172,8 mg L⁻¹ h⁻¹ em função da massa de SST no reator. Maiores massas de SST levam a maiores

taxas de consumo de oxigênio, se atendidos os requisitos de aeração pelo sistema. Fatos que podem justificar estes baixos valores são: 1) possível excesso de lodo aplicado ao reator. Segundo Haandel e Catunda (2013, p. 77) elevadas concentrações de lodo no reator alteram a capacidade de aeração e a concentração de saturação de oxigênio; 2) não adaptação da biomassa suspensa às condições hidrodinâmicas/mecânicas do reator; 3) líquido do reator desbalanceado em nutrientes. De qualquer maneira, apesar das semelhanças e diferenças entre a literatura citada e os resultados obtidos, pode-se concluir que o respirômetro desenvolvido reporta o consumo de oxigênio por biomassa aeróbia, comprovando-se um método válido.

Apesar das massas de substrato aplicadas (correspondente a 200 mg L^{-1} e 500 mg L^{-1} de DQO no reator) não foi possível observar picos de consumo de oxigênio como reportado em Ortigara *et al.* (2011). A Figura 7.18 mostra a cesta contendo o meio suporte inoculado com lodo ativado após o 2º teste realizado.



Figura 7.18. Cesta contendo brita Nº 2 limpa e lodo ativado inoculado.

Nota: Observar coloração escura no fundo da cesta, evidência de condição redutora (26/04/2016).

Esta imagem obtida ao final do teste mostra uma faixa negra ao redor do fundo da cesta que contém o meio suporte inoculado com biomassa de lodo ativado. Esta coloração é indicativa de condição redutora no reator, observação que corrobora os argumentos apresentados para a baixa taxa de consumo de oxigênio observada. Neste teste, condições redutoras podem ter inibido a atividade da biomassa aeróbia, pelo que se recomenda para próximas investigações a inoculação de um volume menor de lodo no reator.

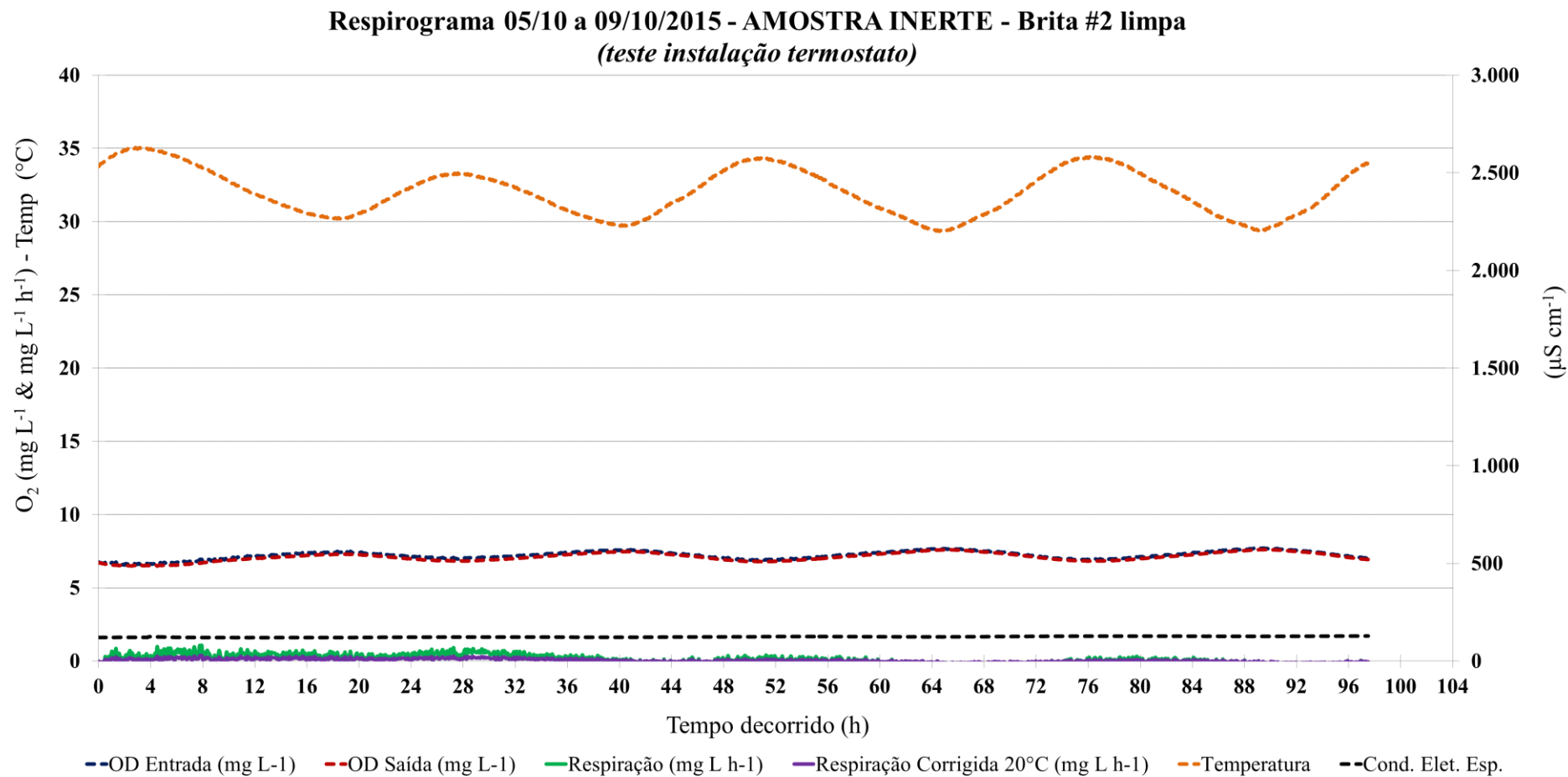


Figura 7.19. Respirograma 05/10 a 09/10/2015 - AMOSTRA INERTE - Brita #2 limpa (teste instalação termostato).

Respirograma 11/01 a 18/01/2016 - AMOSTRA INERTE - Brita #2 limpa
(avaliação do procedimento para ensaio)

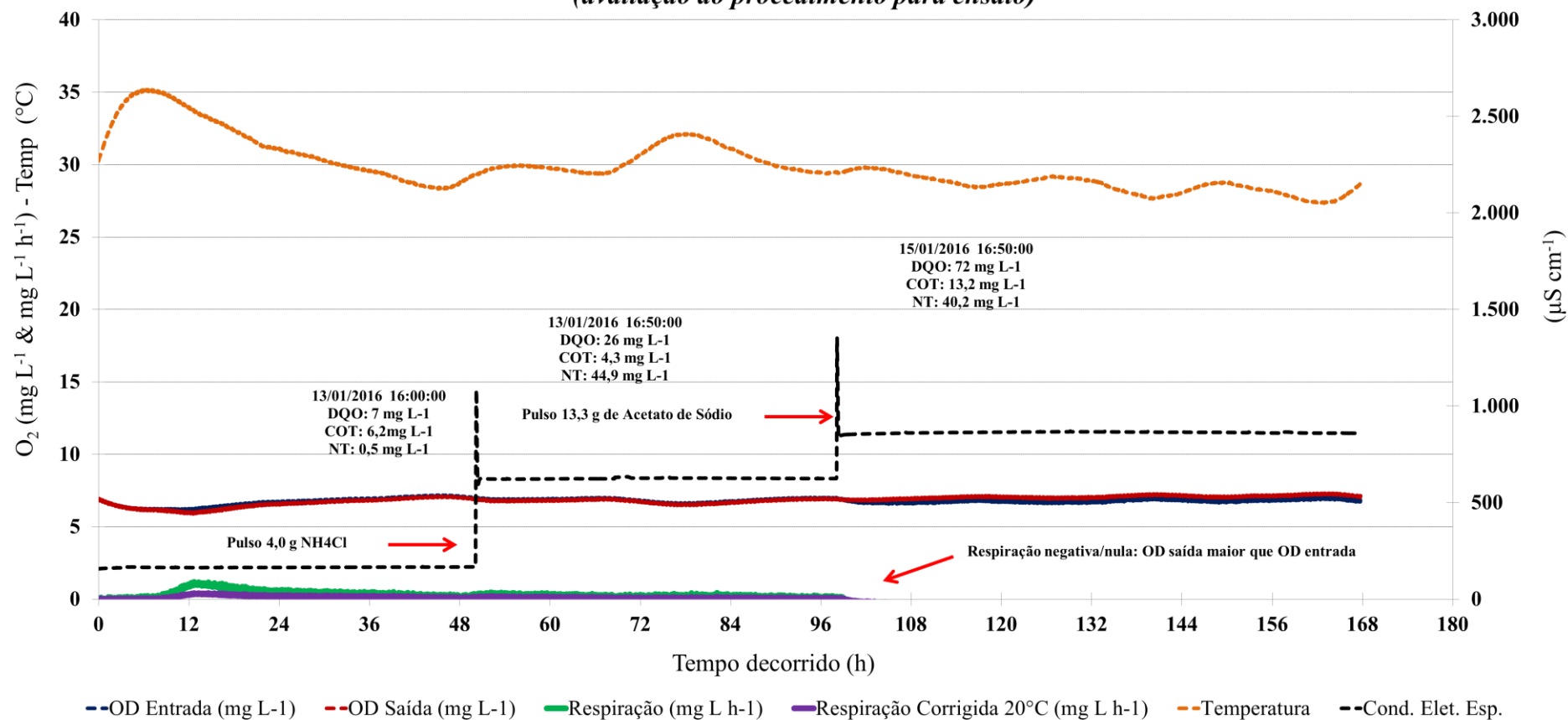


Figura 7.20. Respirograma 11/01 a 18/01/2016 - AMOSTRA INERTE - Brita #2 limpa (avaliação do procedimento para ensaio).

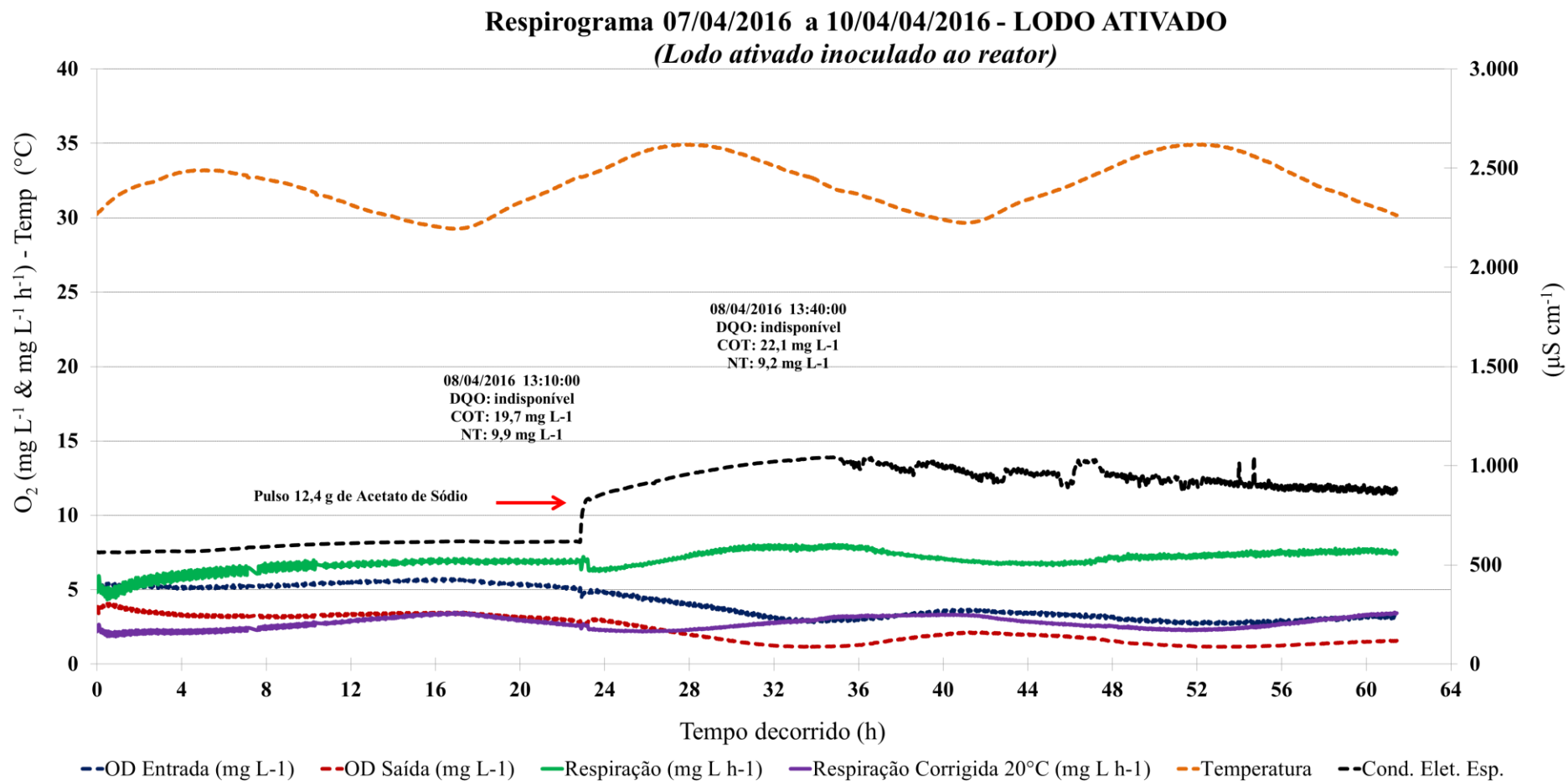


Figura 7.21. Respirograma 07/04/2016 a 10/04/2016 - LODO ATIVADO (Lodo ativado inoculado ao reator).

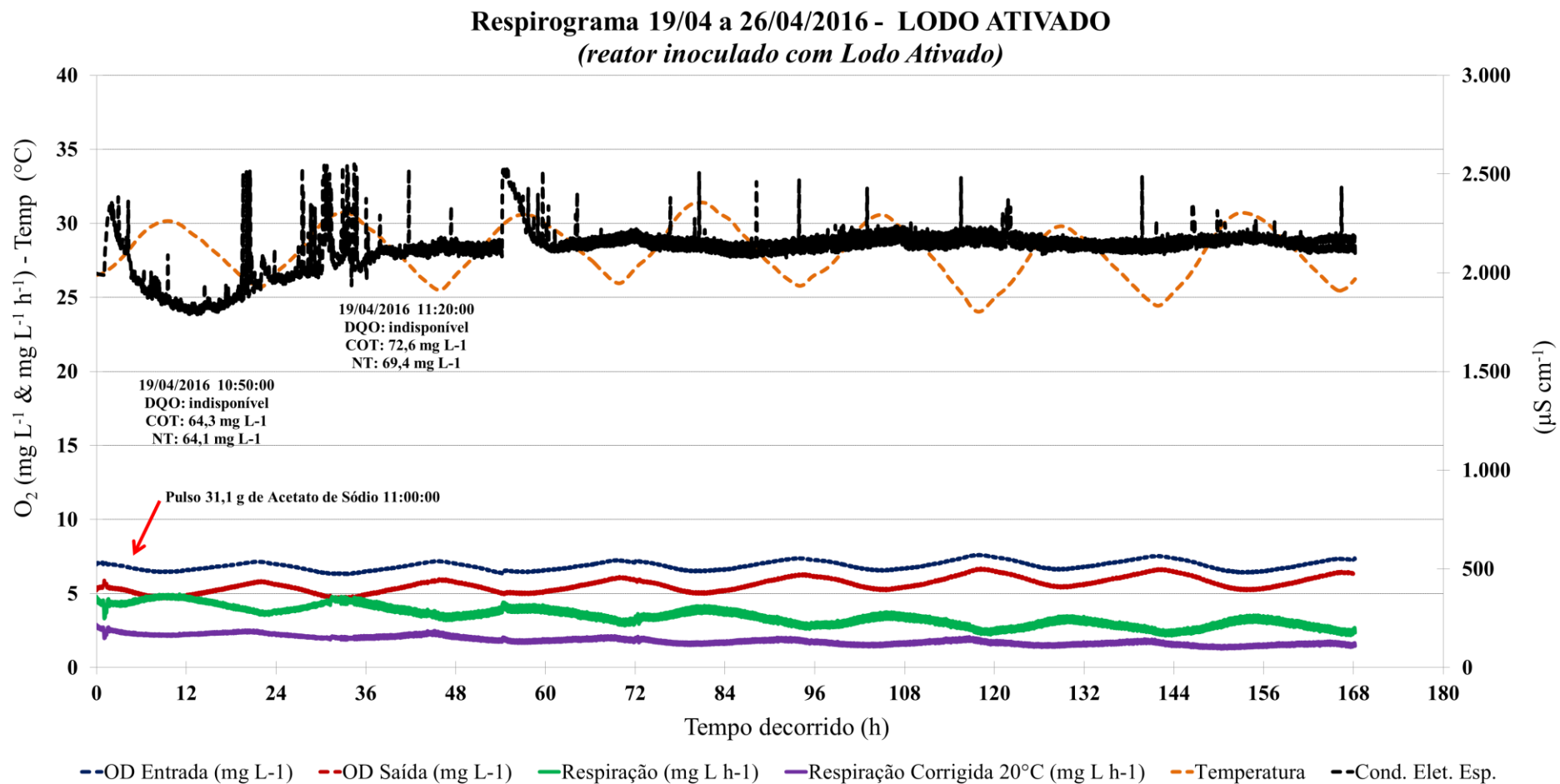


Figura 7.22. Respirograma 19/04 a 26/04/2016 - LODO ATIVADO (reator inoculado com Lodo Ativado).

7.4.3.3 B) Amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado

Os testes realizados com amostras indeformadas de SAC horizontal plantado e não plantado foram realizados ao longo do ano de 2015 e no primeiro trimestre de 2016. Foram realizados testes com duas espécies de plantas (*Typha latifolia* e *Canna x generalis*) e em meio suporte sem a presença de vegetação. É importante ressaltar que as amostras empregadas faziam parte de SAC sob avançado processo de colmatção e estavam aclimatadas por longos períodos ao meio original. Estes resultados foram comparados a outros testes realizados com meio suporte inerte, inoculado com biomassa de lodos ativados e meios suporte de SAC verticais alimentados com lodo de fossa séptica e esgoto bruto, no sentido de validar os resultados de respiração observados.

A Figura 7.25 apresenta o primeiro teste respirométrico realizado, em abril de 2015, por esta pesquisa. O ensaio empregou amostra indeformada removida do SACHP contendo *Typha latifolia* como vegetação. O teste não utilizou termostato sendo observadas temperaturas mais baixas no líquido, da ordem de 21°C (Tabela 7.18 e Tabela 7.19). Este teste também não aplicou pulsos de substrato ao reator, pois a esta altura o procedimento de realização do teste ainda estava em validação. Entretanto, é possível extrair valores de taxa de respiração endógena dessa amostra, revelando baixa atividade, 0,84 mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂ ou 20,12 g m⁻³ d⁻¹ O₂.



Figura 7.23. Foto do teste realizado em abril de 2015 com *T. latifolia*

Tabela 7.18. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.25.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	2.148	2.148	2.148	2.148	2.148	2.148	Sensor não instalado		2.148
Média	7,59	7,34	1,11	22,31	7,89	0,94			264,23
Mediana	7,63	7,35	0,99	21,76	7,97	0,84			263,39
Desv. Pad.	0,20	0,24	0,52	1,31	0,20	0,47			28,20
Mínimo	7,22	6,51	0,12	20,67	7,56	0,11			215,48
Máximo	7,95	7,76	3,69	24,50	8,15	3,25			310,17

Tabela 7.19. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.25.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	25
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	20,12
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	67,06
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	77,97
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	1.119,63
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	1,12
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

A Figura 7.26 apresenta o teste realizado em maio de 2015 empregando a mesma amostra plantada com *T. latifolia*. Neste segundo teste, observa-se maior atividade respiratória endógena na amostra, tendo sido alcançados valores da ordem de 2,17 mg L⁻¹ h⁻¹ de O₂ ou 49,4 g m⁻³ d⁻¹ O₂. A Tabela 7.20 e Tabela 7.21 apresentam os resultados do teste.

Tabela 7.20. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.26.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.751	1.751	1.751	1.751	1.751	1.751	1.751	1.751	1.751
Média	5,57	5,29	2,89	24,02	7,64	2,17	367	6,37	531
Mediana	5,56	5,23	2,88	23,49	7,70	2,06	369	6,46	511
Desv. Pad.	0,48	0,50	0,54	2,25	0,33	0,61	19,90	0,18	85,91
Mínimo	4,64	4,20	1,99	20,88	7,01	1,26	324	6,02	403
Máximo	6,39	6,21	4,45	28,43	8,11	3,74	411	6,61	716

Tabela 7.21. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.26.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hydr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	25
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	49,40
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	164,68
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	89,88
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	1.290,59
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	1,29
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

A amostra indeformada plantada com *T. latifolia* mostrou alta sensibilidade à manipulação, tendo sido observada por diversas vezes a morte das plantas após corte da parte aérea, sendo necessário seu replantio. Contrariamente à *T. latifolia*, a amostra plantada com *C. x generalis* apresentou maior robustez quanto à manipulação e corte da parte aérea. Observou-se, nessa última amostra, crescimento mais vigoroso e mais volumoso tanto de parte aérea quanto de raízes. Essa característica trouxe maiores densidades de plantas à amostra, o que certamente interferiu nos testes realizados aumentando as taxas de respiração na amostra com *C. x generalis*. Observou-se também maior capacidade de empolamento do meio suporte. Estes resultados sugerem esta espécie como boa opção para emprego em SAC horizontais.



Figura 7.24. Comparação visual entre amostra indeformada plantada com *C. x generalis* (a) e *T. latifolia* (b).

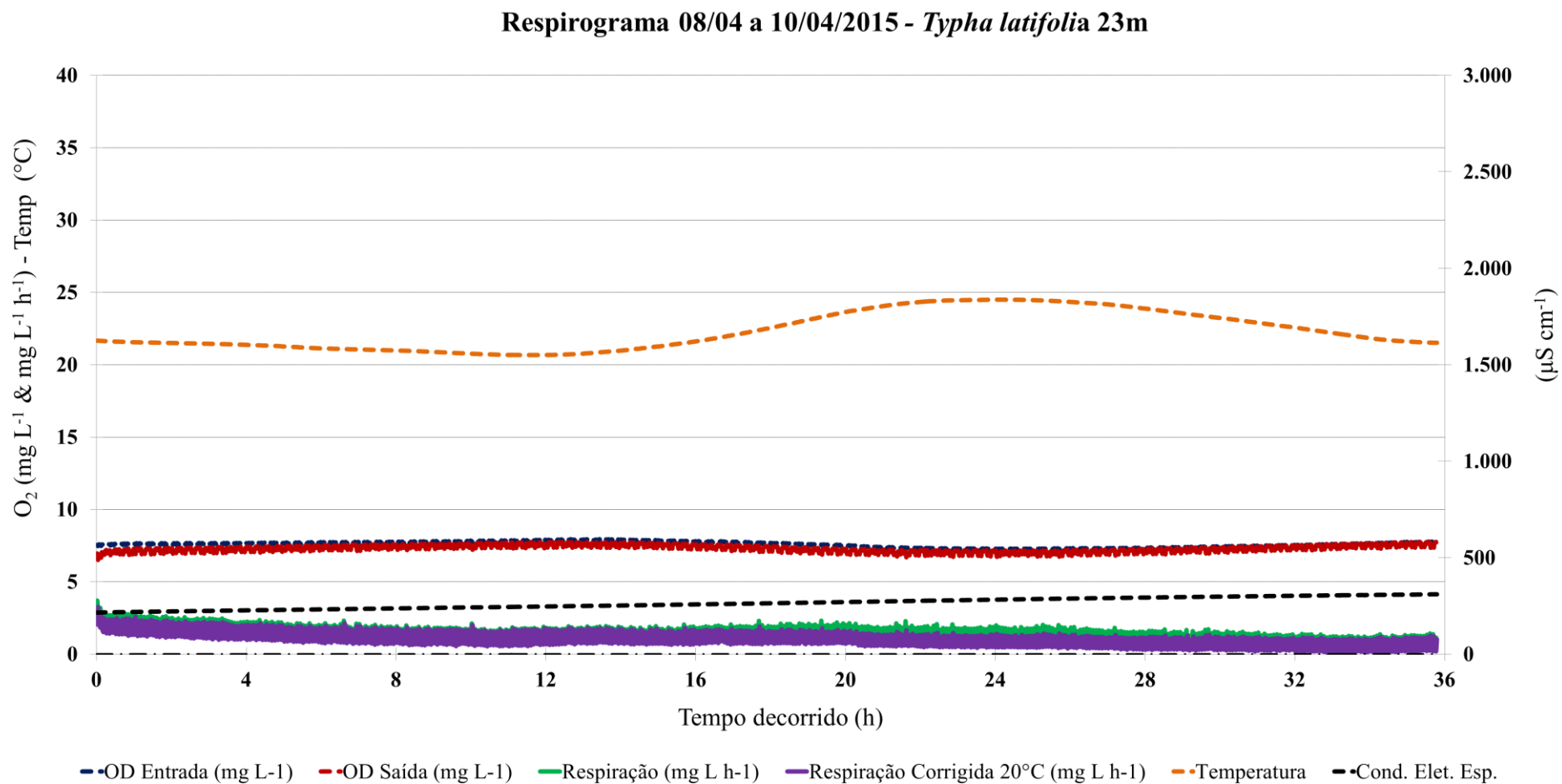


Figura 7.25. Respirograma 08/04 a 10/04/2015 - SACH 23 m *Typha latifolia*.

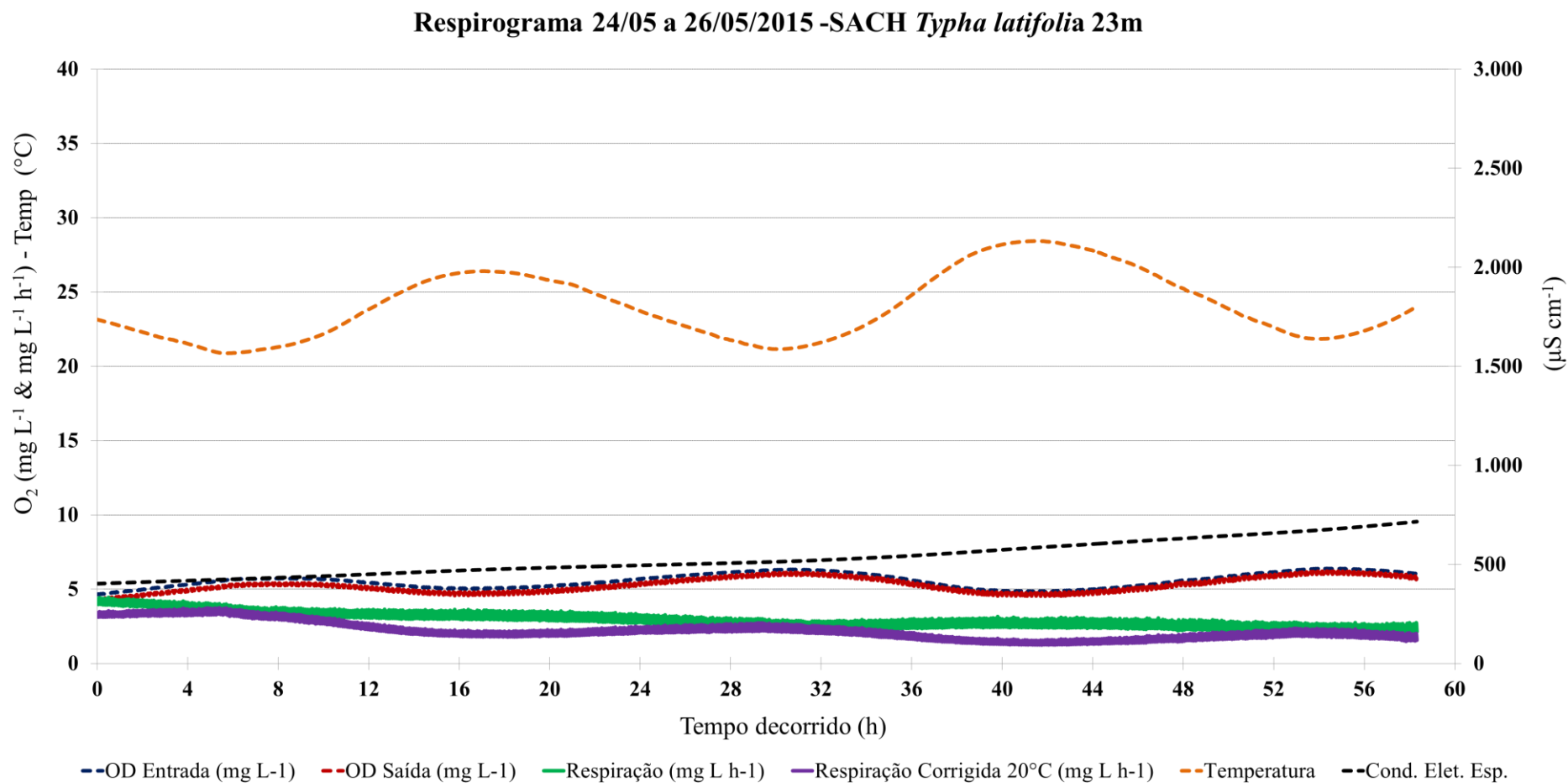


Figura 7.26. Respirograma 24/05 a 26/05/2015 -SACH *Typha latifolia* 23 m.

Da Figura 7.30 à Figura 7.34 estão apresentados os testes realizados em abril de 2015, utilizando amostra indeformada de SAC horizontal plantada com *C. x generalis* como espécie. Os cinco respirogramas gerados compõem uma série de testes com esta amostra intercalados por períodos de ajustes operacionais. Observam-se valores mais elevados de respiração endógena para esta espécie se comparada à *T. latifolia*, fato que sugere relação com os maiores volumes radiculares e maior massa de sólidos totais presos às raízes.



Figura 7.27. Foto do teste realizado em abril de 2015 com *C. x generalis*.

Da Tabela 7.22 à Tabela 7.31 estão resumidas as condições operacionais e os parâmetros indicadores de respiração para cada um dos cinco testes. Observam-se nestas tabelas valores para respiração endógena sempre superiores aos observados por Ortigara *et al.* (2010) e nas amostras plantadas com *T. latifolia*. Os valores de respiração endógena nas amostras de *C. x generalis* foram da ordem de $130 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$, enquanto que Ortigara *et al.* (2010) observaram valores da ordem de $46 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$.

Sobre as taxas de respiração inferiores observadas por aqueles autores, e pelos resultados da presente pesquisa, é possível concluir que a presença de vegetação possui um efeito importante no aumento das taxas de respiração endógena no meio suporte de SAC. Ortigara *et al.* (2010) utilizaram colunas não plantadas e aclimatadas em laboratório. Pode-se inferir ainda que em SAC com maior densidade de plantio as taxas de respiração aeróbia no leito tenderão a ser maiores do que SAC não plantados, ou do que em SAC plantados com espécies que não produzem grandes volumes de biomassa radicular.

Tabela 7.22. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.30.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	961	961	961	961	961	961	961	961	961
Média	6,02	4,73	9,38	26,77	7,24	5,58	387	7,29	223
Mediana	5,99	4,70	9,13	26,86	7,22	5,53	395	7,29	225
Desv. Pad.	0,22	0,24	0,71	0,65	0,09	0,51	14,45	0,17	36,57
Mínimo	5,49	4,13	8,27	25,36	7,12	4,83	354	7,01	154
Máximo	6,43	5,17	11,32	27,62	7,43	7,05	401	7,60	279

Tabela 7.23. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.30.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	14.266
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	256,78
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	132,71
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	442,38
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	169,25
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.430,36
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,43
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Tabela 7.24. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.31.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.145	1.145	1.145	1.145	1.145	1.145	1.145	1.145	1.145
Média	6,80	5,18	10,76	26,49	7,28	6,54	323	6,81	318
Mediana	6,77	5,17	10,48	26,66	7,25	6,41	319	6,79	320
Desv. Pad.	0,20	0,25	0,77	0,99	0,14	0,63	23,51	0,10	9,64
Mínimo	6,46	4,61	9,90	24,89	7,10	5,74	202	6,61	299
Máximo	7,35	5,78	13,05	27,78	7,50	8,94	374	7,25	332

Tabela 7.25. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.31.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	11
Constante de transferência de massa	K _L a	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	14.266
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	256,78
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	153,81
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	512,68
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	214,62
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	3.081,82
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	3,08
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _L a * (C _{sat} - C _{out})			

Tabela 7.26. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.32.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	4.319	4.319	4.319	4.319	4.319	4.319	4.319	4.319	4.319
Média	7,22	5,58	10,47	26,87	7,23	6,19	526	6,52	357
Mediana	7,14	5,49	10,40	27,26	7,17	6,16	528	6,46	360
Desv. Pad.	0,41	0,51	1,16	1,99	0,28	0,81	14,81	0,18	8,22
Mínimo	6,50	4,56	8,22	22,86	6,89	4,82	440	6,28	342
Máximo	8,05	6,57	14,77	29,38	7,80	9,46	554	7,03	366

Tabela 7.27. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.32.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	11
Constante de transferência de massa	K _L a	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	14.266
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	256,78
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	147,83
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	492,76
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	226,97
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	3.259,15
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,93
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _L a * (C _{sat} - C _{out})			

A Figura 7.33 apresenta um trecho extraído da Figura 7.34. Estes resultados foram separados para aproveitar o trecho antes e durante a interrupção na linha de aeração no reator, sendo possível extrair do teste dois respirogramas, um contínuo, discutido no presente item, e um semi contínuo, discutido no item “7.4.4” (Figura 7.47). O trecho anterior à interrupção da aeração neste teste, enfatizado pela Figura 7.33, reporta valores de respiração endógena da ordem de $136 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$, bastante superior às demais amostras de SACH não plantado e SAC vertical.

Na Figura 7.34 observa-se que mesmo após a interrupção da aeração o reator manteve-se sob condições oxidantes (+500 mV), possivelmente devido à presença da zona de raízes no reator. Este comportamento é diferente do observado no leito original que apresenta condições sempre redutoras.

Esta divergência pode ser justificada por vários fatores: 1) após realizar a remoção da amostra do leito original, precedeu-se o enxágue da cesta removendo o excesso de compostos orgânicos ou oxidáveis do meio suporte; 2) o respirômetro foi preenchido com água limpa e mantido em circulação por vários dias, o que possivelmente levou ao consumo do material orgânico presente no meio suporte; 3) em estado endógeno, e sob condições de menor demanda de oxigênio, pode-se observar o declínio das concentrações de oxigênio, e manutenção de uma condição aeróbia no leito; 4) sob condições menos carregadas a influência da vegetação sob as condições redox pode ser mais nítida, com a manutenção de condição aeróbia mesmo sem a injeção de ar no sistema.

Outra observação relevante é que mesmo sob ausência de aeração no reator, o sistema apresentou elevadas taxas de respiração endógena, sendo mantidas as mesmas faixas do período sob aeração. Da Tabela 7.28 à Tabela 7.31 estão resumidos os valores para estes testes.

Tabela 7.28. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.33.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	3,140	3,140	3,140	3,140	3,140	3,140	3,140	3,140	3,140
Média	8,46	7,03	8,27	24,73	7,53	5,74	550	7,02	279
Mediana	8,47	7,04	8,24	24,71	7,52	5,70	551	7,03	278
Desv. Pad.	0,40	0,49	0,93	1,76	0,26	0,59	8,43	0,10	17,66
Mínimo	7,77	5,99	6,67	21,74	7,15	4,64	429	6,83	254
Máximo	9,17	7,93	11,06	27,43	7,97	7,50	564	7,19	314

Tabela 7.29. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.33.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _L a	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	14,266
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	256,78
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	136,81
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	456,02
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	179,93
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.583,72
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,58
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _L a * (C _{sat} - C _{out})			

Tabela 7.30. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.34.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	5.929	5.929	5.929	5.929	5.929	5.929	5.929	5.929	5.929
Média	4,23	3,62	7,04	24,45	7,57	5,04	561	6,85	267
Mediana	2,63	2,31	6,83	24,33	7,58	5,09	560	6,77	268
Desv. Pad.	3,02	2,52	0,80	1,61	0,23	0,81	10,97	0,16	5,91
Mínimo	1,35	1,20	2,42	21,74	7,08	1,63	509	6,68	251
Máximo	9,17	7,93	10,15	27,90	7,97	7,50	589	7,19	281

Tabela 7.31. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.34.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hydr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	14.266
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	256,78
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	122,04
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	406,81
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	179,93
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.583,72
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,58
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Da Figura 7.34 (respirograma semi contínuo) é possível extrair um gráfico de depleção da concentração de oxigênio dissolvido para a espécie *Canna x generalis* (Figura 7.47), que será discutido no item “7.4.4”, juntamente com mais dois gráficos referentes às amostras com *T. latifolia* e SACV alimentado com esgoto bruto.

A Figura 7.35 apresenta um teste realizado em setembro de 2015 com amostra de *C. x generalis*. Este respirograma apresenta um menor número de dados (menor duração) pois ocorreram problemas operacionais no reator que impediram o aproveitamento do teste por completo. Contudo, foi possível aproveitar o período em que o teste apresentou estabilidade para gerar o respirograma. Neste teste as taxas de respiração endógena por volume de reator foram da ordem de 97 g m⁻³ d⁻¹ O₂, que, apesar de mais baixas (Tabela 7.32 e Tabela 7.33) que as apresentadas nos testes anteriores com a mesma espécie de planta, ainda estão superiores às observadas por Ortigara *et al.* (2010) e outros testes apresentados nessa pesquisa. A Figura 7.28 apresenta imagens do teste conduzido.

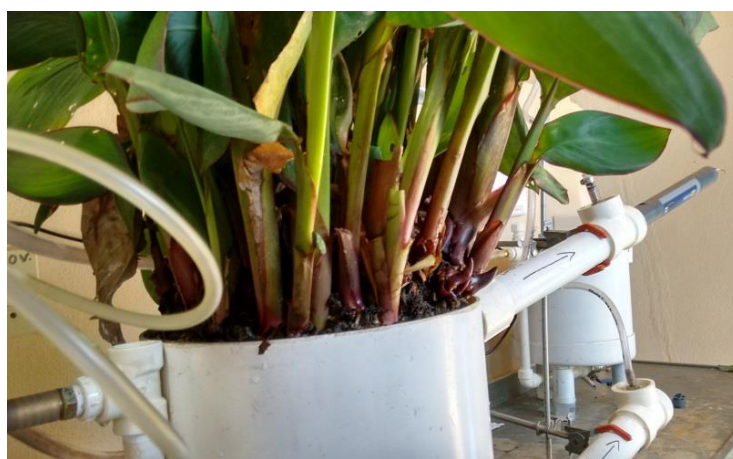


Figura 7.28. Imagens do respirômetro com *Canna x generalis* (31/08/2015).

Tabela 7.32. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.35.

Parâmetro	C_{in} $mg\ L^{-1}$	C_{out} $mg\ L^{-1}$	Resp. $mg\ L^{-1}\ h^{-1}$	Temp. $^{\circ}C$	C_{sat} $mg\ L^{-1}$	Resp. Corr. 20 $^{\circ}C$ $mg\ L^{-1}\ h^{-1}$	E_H mV	pH	CDEL sp $uS\ cm^{-1}$
N	209	209	209	209	209	209	209	209	209
Média	4,95	3,57	8,31	29,03	6,93	4,15	509	6,76	421
Mediana	4,91	3,54	8,32	29,32	6,90	4,07	510	6,75	422
Desv. Pad.	0,15	0,15	0,15	0,72	0,10	0,24	10,23	0,02	4,75
Mínimo	4,72	3,39	7,83	27,34	6,84	3,83	488	6,73	400
Máximo	5,30	3,90	8,57	29,78	7,16	4,71	529	6,83	424

Tabela 7.33. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.35.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	$L\ min^{-1}$	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	$L\ h^{-1}$	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	16
Constante de transferência de massa	$K_L a$	h^{-1}	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m^2	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	$g\ m^{-3}\ STV$	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	$R_{end\ vol}$	$g\ m^{-3}\ d^{-1}\ O_2$	97,61
**Respiração endógena por área	$R_{end\ area}$	$g\ d^{-1}\ m^{-2}\ O_2$	325,38
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO_{max}	$g\ m^{-3}\ d^{-1}\ O_2$	113,00
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u_{max}	d^{-1}	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y_H	$g\ DQO\ g^{-1}\ DQO\ oxidado$	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X_H	$g\ m^{-3}\ DQO$	1.622,66
* $X_H = (1 / u_{max}) * (Y_H / (1 - Y_H)) * TCO_{max}$	X_H	$g\ L^{-1}\ DQO$	1,62
** $R = (Q * (C_{in} - C_{out}) / VL) + K_L a * (C_{sat} - C_{out})$			

A Figura 7.36 apresenta o respirograma obtido utilizando amostra de *C. x generalis* em janeiro de 2016. Este teste apresentou taxas de respiração bastante inferiores aos demais testes realizados utilizando a mesma espécie, tendo sido observados valores de $23 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$, também abaixo do observado por Ortigara *et al.* (2010). Pela Figura 7.29 é possível observar visualmente que a densidade de plantas neste teste foi menor do que os demais testes com esta espécie, o que possivelmente influenciou os resultados para menores taxas de respiração.

Neste teste foi aplicado um pulso de 4,0 g de NH_4Cl com o intuito de observar as taxas de respiração de uma eventual biomassa autotrófica nitrificante. O pulso aplicado, teoricamente, trouxe concentração de N-NH_4^+ ao reator da ordem de 50 mg L^{-1} , mas este valor não pôde ser aferido em laboratório por problemas operacionais. De todo modo, não se observou alteração no comportamento do respirograma após o pulso.



Figura 7.29. Foto do teste realizado em janeiro de 2016 utilizando a espécie *Canna x generalis* (22/01/2016).

Tabela 7.34. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.36.

Parâmetro	C_{in} mg L^{-1}	C_{out} mg L^{-1}	Resp. $\text{mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	Temp. $^{\circ}\text{C}$	C_{sat} mg L^{-1}	Resp. Corr. 20°C $\text{mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	E_H mV	pH	CDEL sp uS cm^{-1}
N	1,988	1,988	1,988	1,988	1,988	1,988	1,988	1,988	1,988
Média	5,71	5,44	2,07	30,11	6,79	0,95	414	6,33	422
Mediana	5,67	5,43	2,05	30,00	6,81	0,97	415	6,35	543
Desv. Pad.	0,32	0,33	0,35	1,38	0,18	0,14	8,15	0,43	198,28
Mínimo	5,15	4,69	1,33	27,62	6,38	0,67	314	5,65	139
Máximo	6,35	6,16	3,11	33,38	7,12	1,27	458	6,99	815

Tabela 7.35. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.36.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hydr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	Vmat	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	21
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	23,36
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	77,85
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	30,57
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	438,92
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,44
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Os resultados obtidos com as amostras indeformadas plantadas permitem concluir que a espécie *Typha latifolia* apresentou taxa de respiração endógena similar à amostra não plantada. Este resultado é coerente com a morfologia das raízes desta espécie vegetal, que não apresenta grandes volumes de massa radicular.

Os resultados obtidos com as amostras plantadas sugerem um efeito espécie específico da vegetação, tendo sido observadas taxas de respiração endógena maiores em *Canna x generalis* do que em *Typha latifolia*. Estes valores são condizentes com as morfologias dos vegetais, sendo que a espécie *Canna x generalis* apresenta maior taxa de crescimento, maior volume de massa vegetal e maior volume radicular que *Typha latifolia*.

Estes resultados são coerentes com a teoria que sugere que uma maior massa de tecido vegetal radicular pode abrigar uma maior massa de biomassa microbiana aeróbia na zona de raiz.

A amostra cultivada com a espécie *Canna x generalis* apresentou maior taxa de respiração endógena que todas as demais amostras, mostrando que esta espécie possui grande potencial para aplicação em SAC.

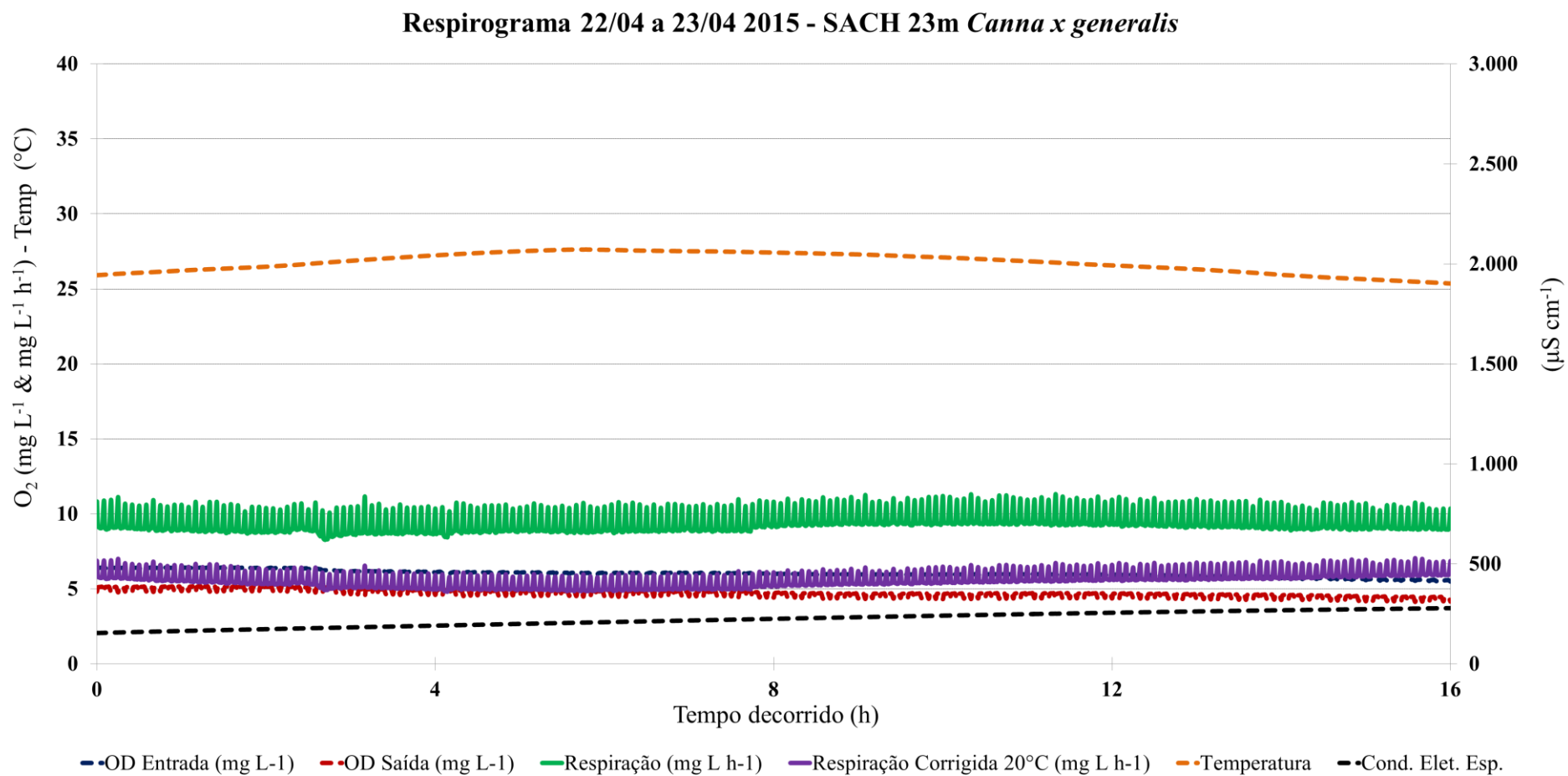


Figura 7.30. Respirograma 22/04 a 23/04/2015 - SACH 23 m *Canna x generalis*.

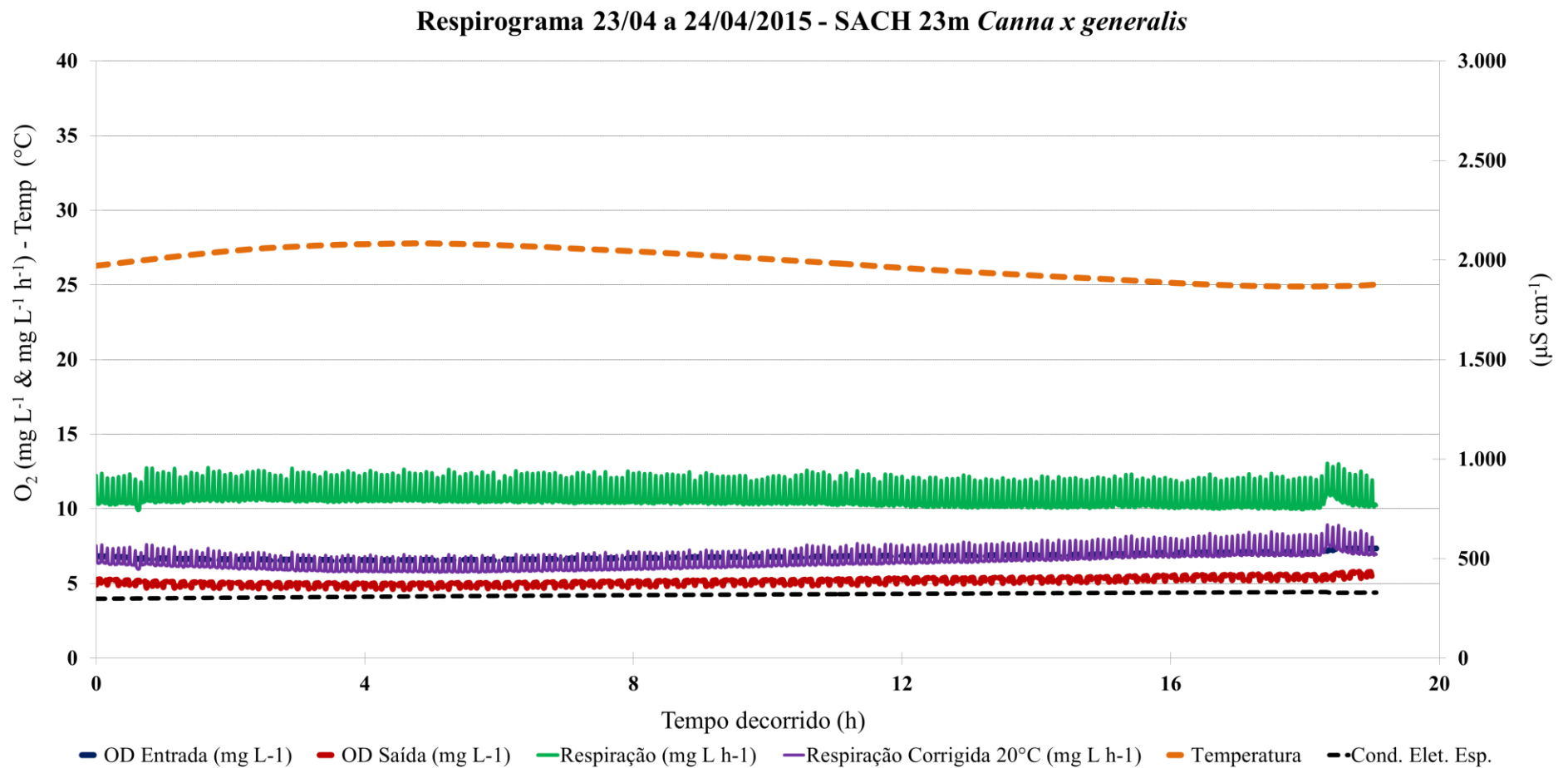


Figura 7.31. Respirograma 23/04 a 24/04/2015 - SACH 23 m *Canna x generalis*.

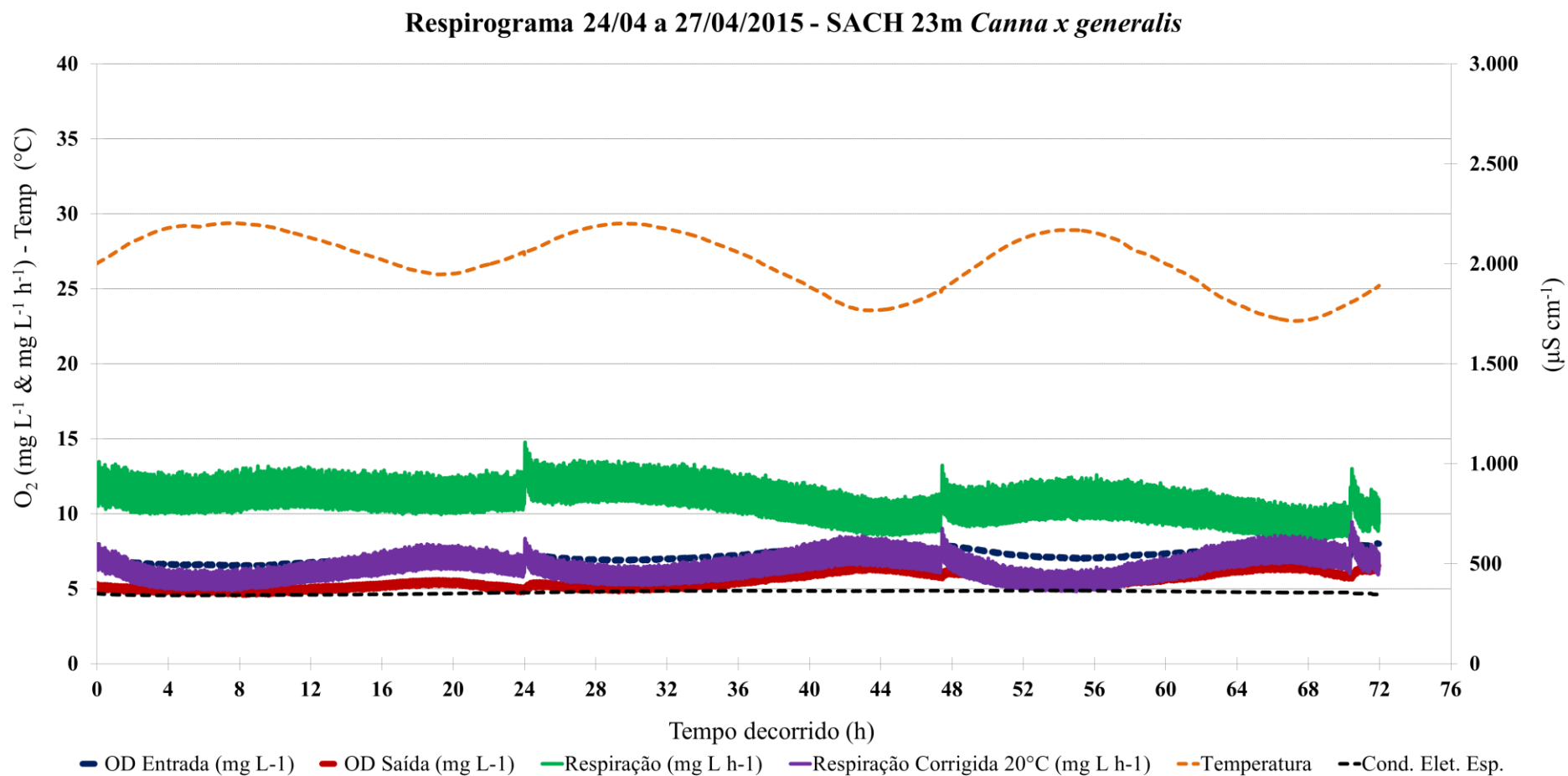


Figura 7.32. Respirograma 24/04 a 27/04/2015 - SACH 23 m *Canna x generalis*.

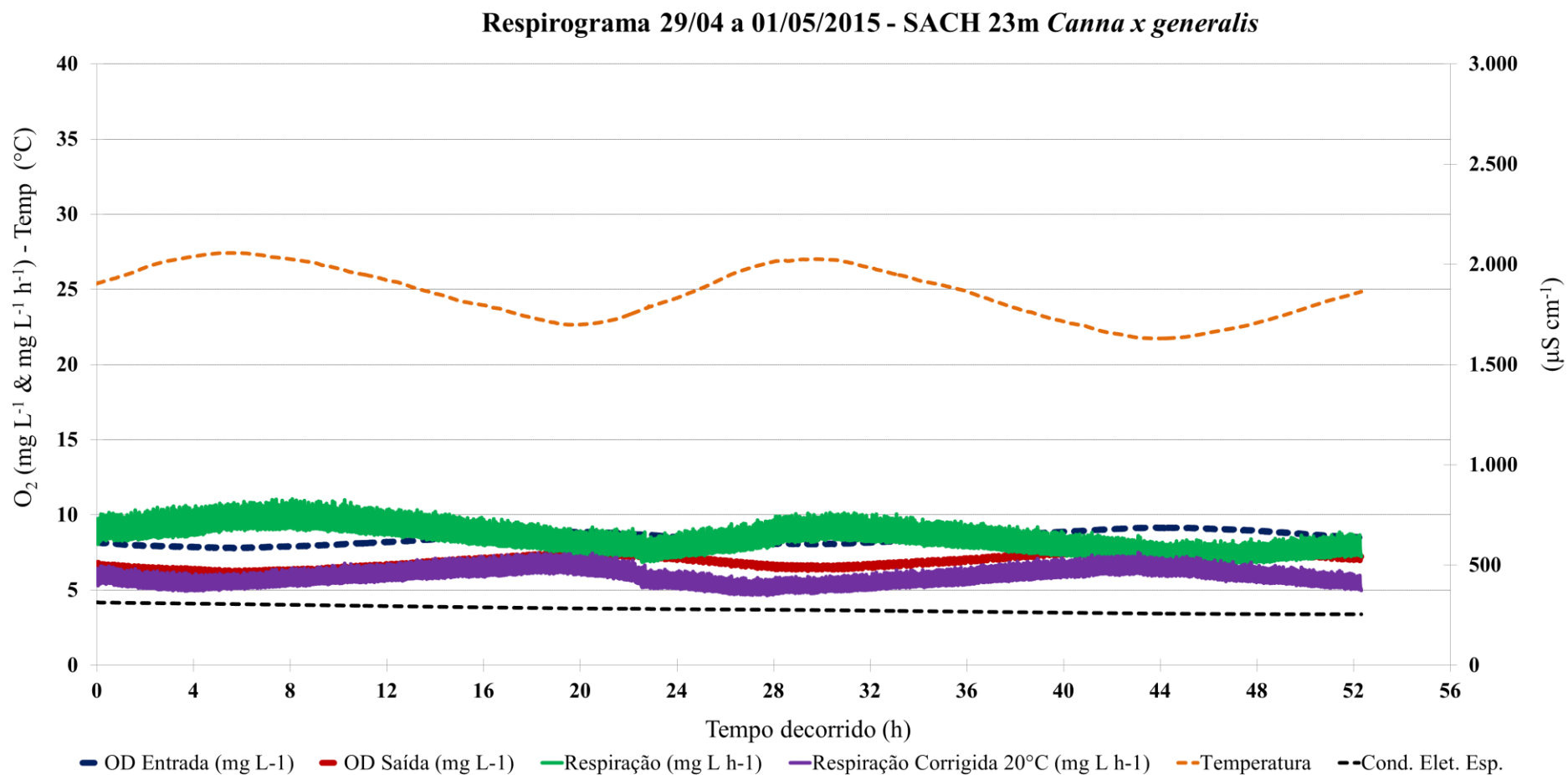


Figura 7.33. Respirograma 29/04 a 01/05/2015 - SACH 23 m *Canna x generalis*.

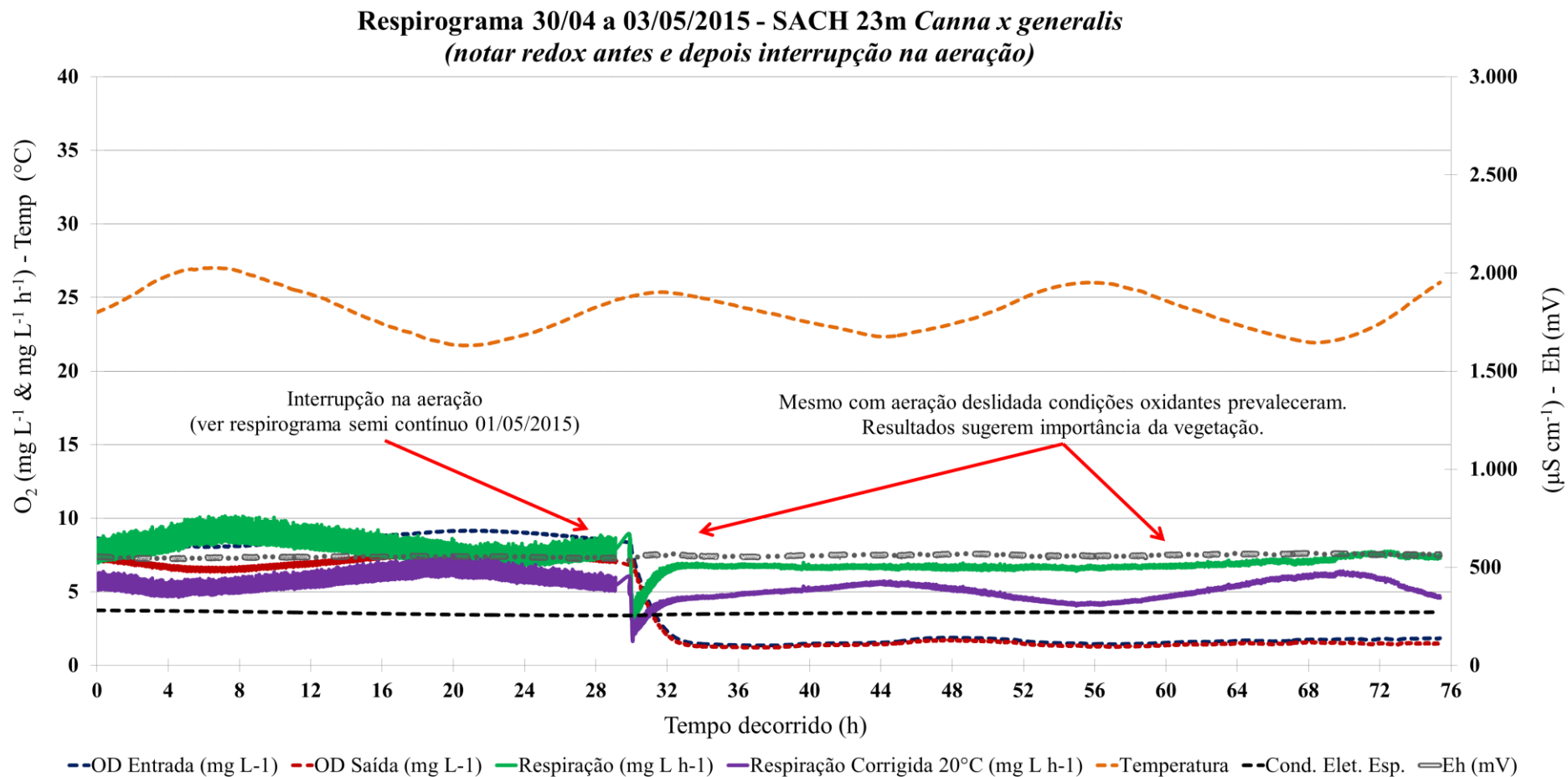


Figura 7.34. Respirograma 30/04 a 03/05/2015 - SACH 23 m *Canna x generalis* (notar redox antes e depois interrupção na aeração)

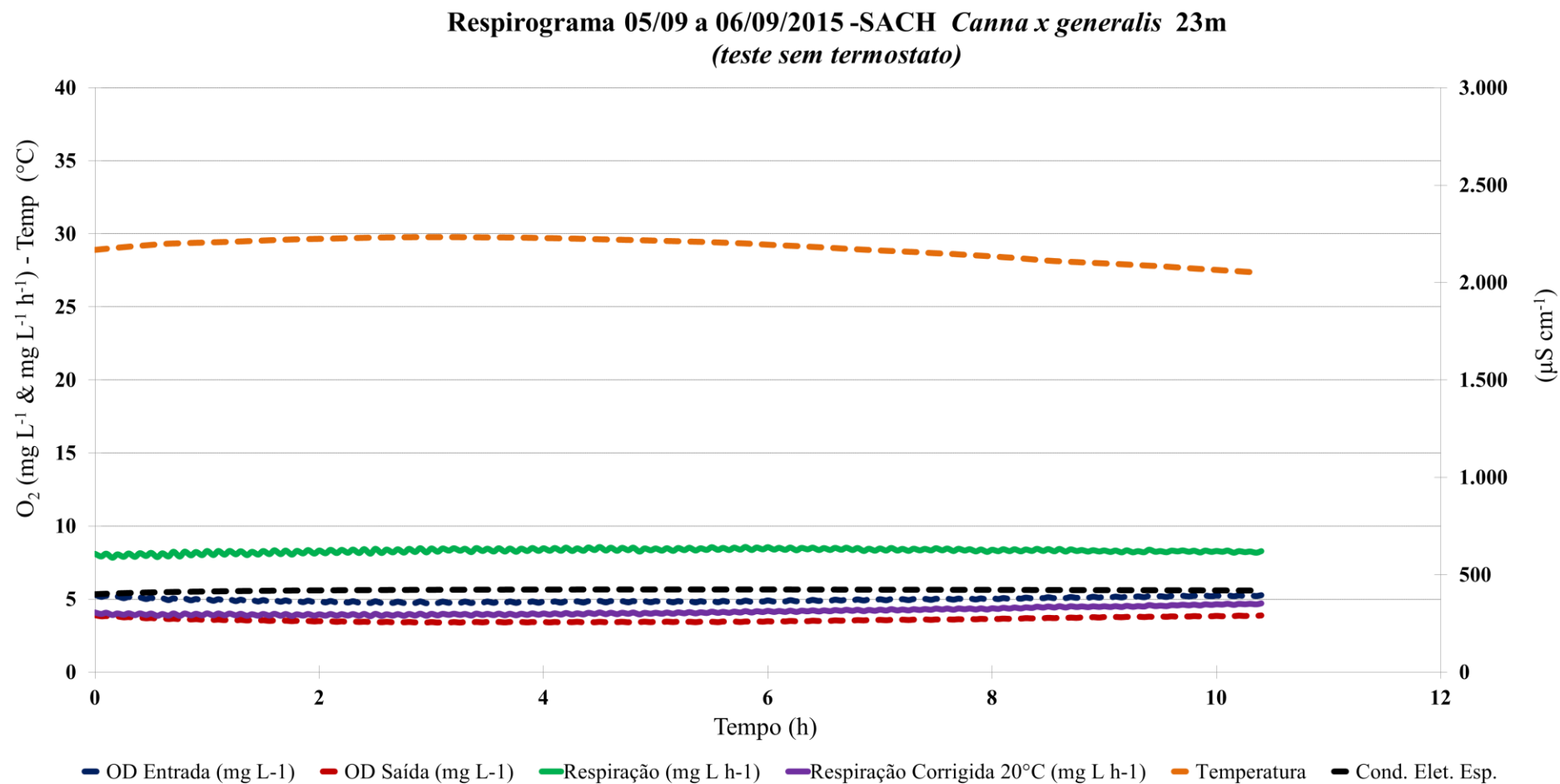


Figura 7.35. Respirograma 05/09 a 06/09/2015 -SACH *Canna x generalis* 23m (teste sem termostato).

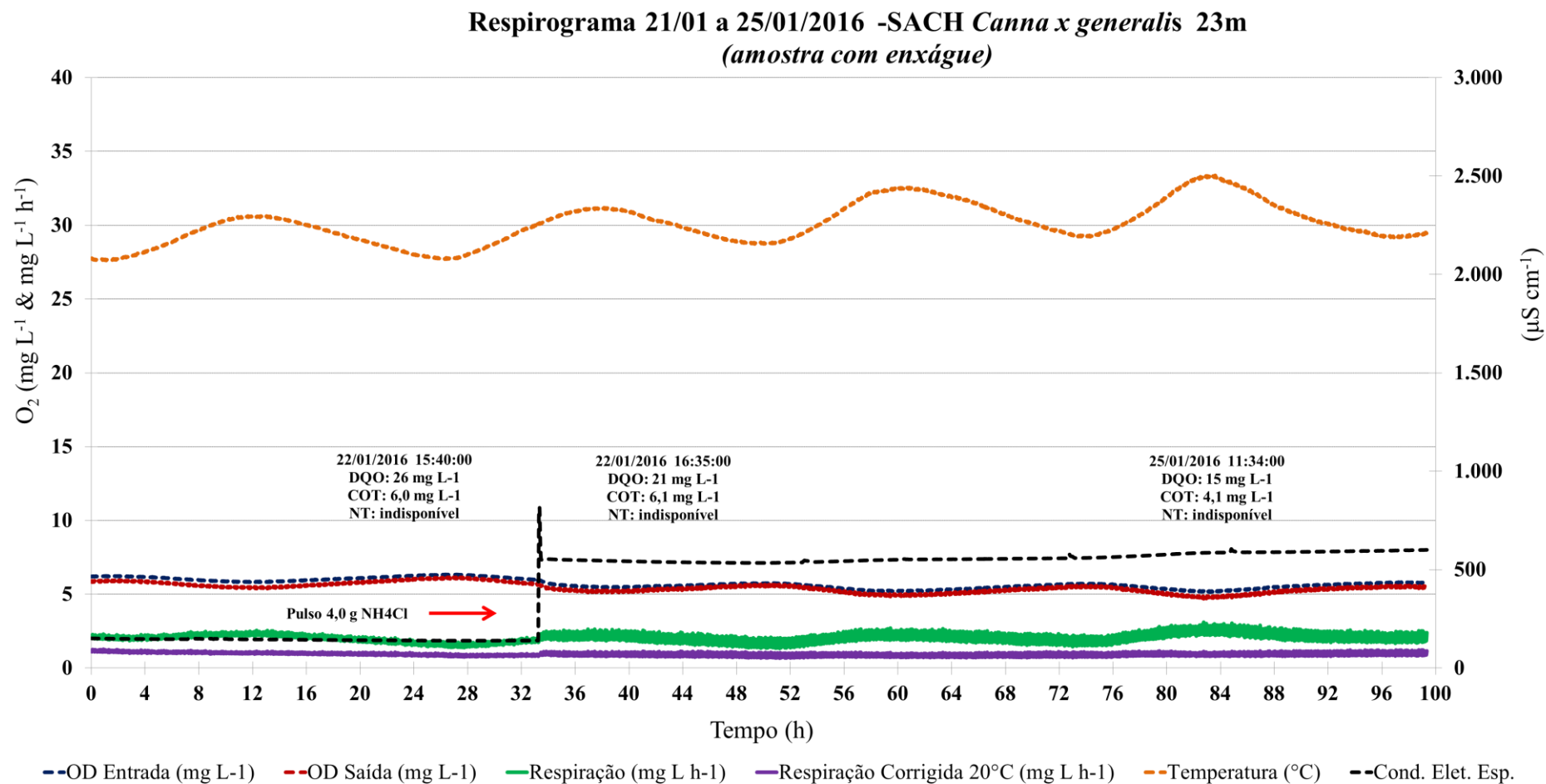


Figura 7.36. Respirograma 21/01 a 25/01/2016 -SACH – *Canna x generalis* 23m (amostra com enxágue).

Da Figura 7.37 à Figura 7.40 estão apresentados os testes respirométricos realizados no ano de 2015 com amostras indeformadas de SACH não plantado. A Figura 7.37 e Figura 7.38 apresentam os respirogramas de testes realizados em maio e agosto de 2015. Notam-se nestes dois respirogramas valores de respiração endógena inesperados para este tipo de amostra e divergentes dos valores observados na Figura 7.40. Os valores de respiração foram tão elevados quanto $130 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$, sugerindo taxas de respiração semelhantes às de das amostras plantadas com *Canna x generalis*. Da Tabela 7.36 à Tabela 7.39 estão apresentados os resultados para ambos os testes.

Tabela 7.36. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.37.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH -	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	4.994	4.994	4.994	4.994	4.994	4.994	4.994	4.994	4.994
Média	6,76	5,43	5,46	22,70	7,83	4,42	420	5,30	994
Mediana	6,84	5,60	5,26	22,81	7,81	4,36	474	5,13	1.001
Desv. Pad.	0,45	0,67	1,11	1,31	0,20	0,82	74,31	0,32	132,61
Mínimo	5,69	3,74	3,91	20,21	7,41	3,10	278	4,90	678
Máximo	7,51	6,48	8,17	25,51	8,22	6,01	485	6,04	1.198

Tabela 7.37. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.37.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	25
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	104,73
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	349,09
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	144,19
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.070,43
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,07
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Tabela 7.38. Estatística descritiva do teste apresentado na **Figura 7.38.**

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	2.383	2.383	2.383	2.383	2.383	2.383	2.383	2.383	2.383
Média	8,45	7,04	8,10	24,80	7,52	5,63	426	5,70	1.017
Mediana	8,43	7,03	8,05	24,81	7,51	5,61	429	5,71	1.015
Desv. Pad.	0,43	0,50	1,14	2,01	0,29	0,93	12,86	0,05	68,07
Mínimo	7,64	5,96	5,68	21,21	6,95	3,56	328	5,53	873
Máximo	9,30	8,00	11,16	28,91	8,06	7,70	448	5,84	1130

Tabela 7.39. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na **Figura 7.38.**

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	134,69
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	448,97
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	184,71
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.652,29
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,65
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

A Figura 7.39 e a Figura 7.40 apresentam os respirogramas obtidos para um mesmo teste dividido em duas análises. Na Figura 7.39 observa-se o início do teste tendo sido aplicado um pulso de 4,0 g de NH₄Cl antes do sistema ter alcançado estado endógeno. Observa-se neste trecho inicial que o pulso não provocou alterações nas taxas de respiração. Após aproximadamente 48 horas deste primeiro pulso, após o sistema entrar em estado endógeno estável, outro pulso de NH₄Cl foi aplicado, desta vez com 7,2 g. Esperava-se que com massa mais elevada de substrato, o sistema reagisse ao estímulo, o que não foi observado.

Observa-se após o segundo pulso que as taxas de respiração decrescem até chegarem muito próximo a zero. Este trecho do respirograma (cauda da Figura 7.39) está plotado separadamente na Figura 7.40 para que se observe com mais clareza o comportamento da

amostra. Estes resultados são incoerentes com os observados nos testes de maio e agosto (Figura 7.37 e Figura 7.38), pois reportam taxas de respiração muito inferiores.

Observando-se a tendência da Figura 7.37, pode-se assumir que as taxas de respiração endógena teriam alcançado valores tão baixos quanto os da Figura 7.40, caso a amostra tivesse sido mantida em circulação por mais tempo. Assume-se, portanto, que as taxas de respiração na amostra não plantada possivelmente são inferiores às demais amostras de SACH plantado, como se poderia supor pelos resultados e conclusões dos testes com as amostras de *T. latifolia* e *C. x generalis*. Da Tabela 7.40 à Tabela 7.43 estão apresentados os resultados dos testes citados anteriormente.

Tabela 7.40. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.39.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	3,178	3,178	3,178	3,178	3,178	3,178	3,178	3,178	3,178
Média	5,68	5,11	4,56	31,50	6,62	2,03	446	5,97	1.439
Mediana	5,62	5,24	2,96	31,52	6,61	1,29	491	5,82	1.813
Desv. Pad.	0,35	0,55	4,21	1,75	0,22	2,01	81,65	0,48	571,74
Mínimo	5,06	3,30	-0,32	28,42	6,18	-0,13	158	5,70	236
Máximo	6,42	5,87	16,41	34,98	7,01	7,80	510	8,10	3.488

Tabela 7.41. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.39.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	2.110
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	37,98
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	31,08
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	103,59
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	187,31
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	2.689,72
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	2,69
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

Tabela 7.42. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.40.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158
Média	5,42	5,36	1,33	32,82	6,45	0,50	503	5,81	1914
Mediana	5,43	5,36	1,33	32,69	6,47	0,48	504	5,81	1912
Desv. Pad.	0,16	0,20	0,52	1,15	0,14	0,20	3,69	0,03	27,11
Mínimo	5,06	4,94	-0,32	30,97	6,18	-0,13	494	5,74	1.869
Máximo	5,72	5,77	2,81	34,98	6,68	1,08	510	5,89	1.957

Tabela 7.43. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.40.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	As	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	2.110
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	37,98
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	12,84
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	42,80
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	25,92
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	372,26
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,37
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			

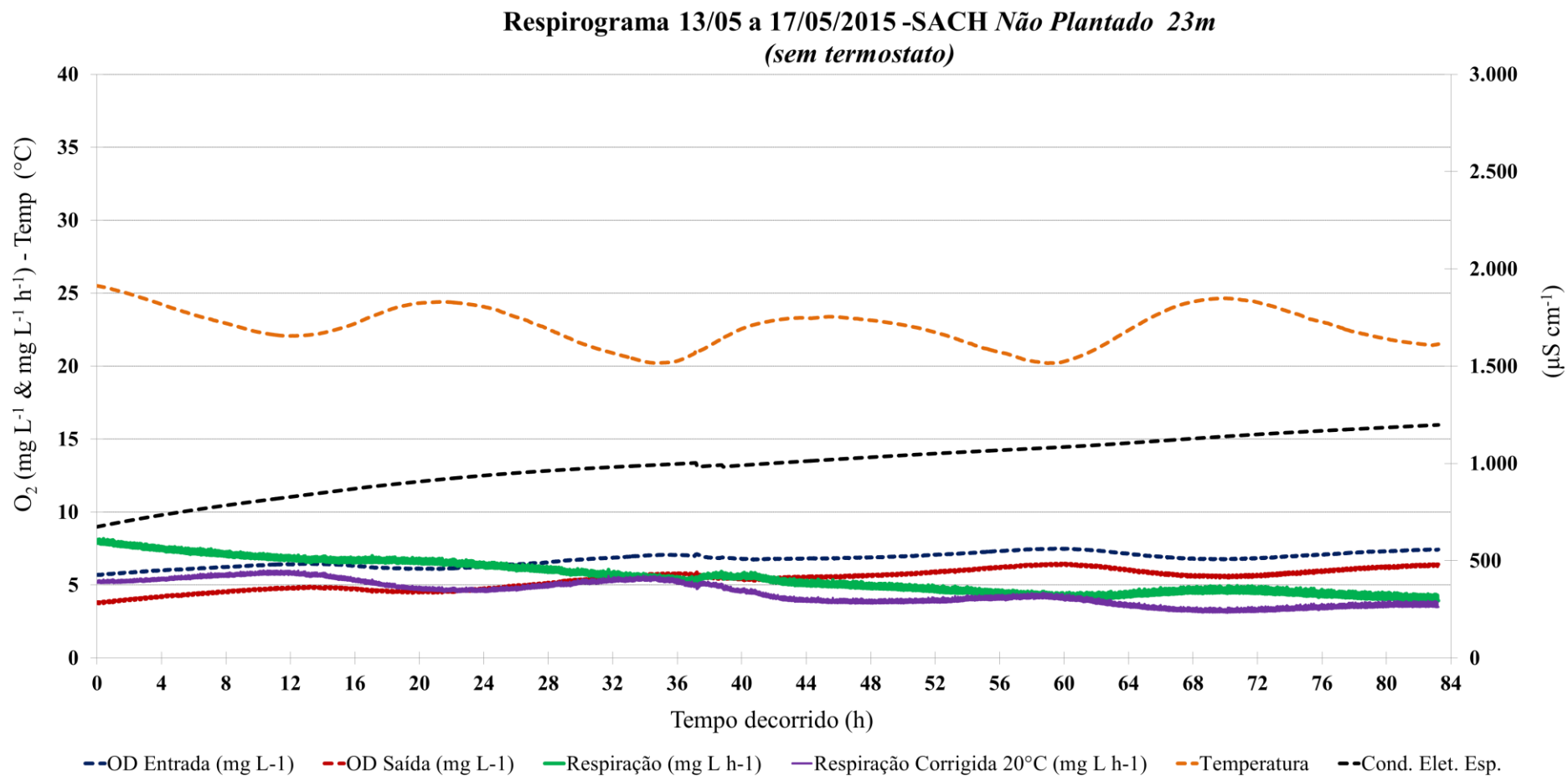


Figura 7.37. Respirograma 13/05 a 17/05/2015 -SACH Não Plantado 23 m.

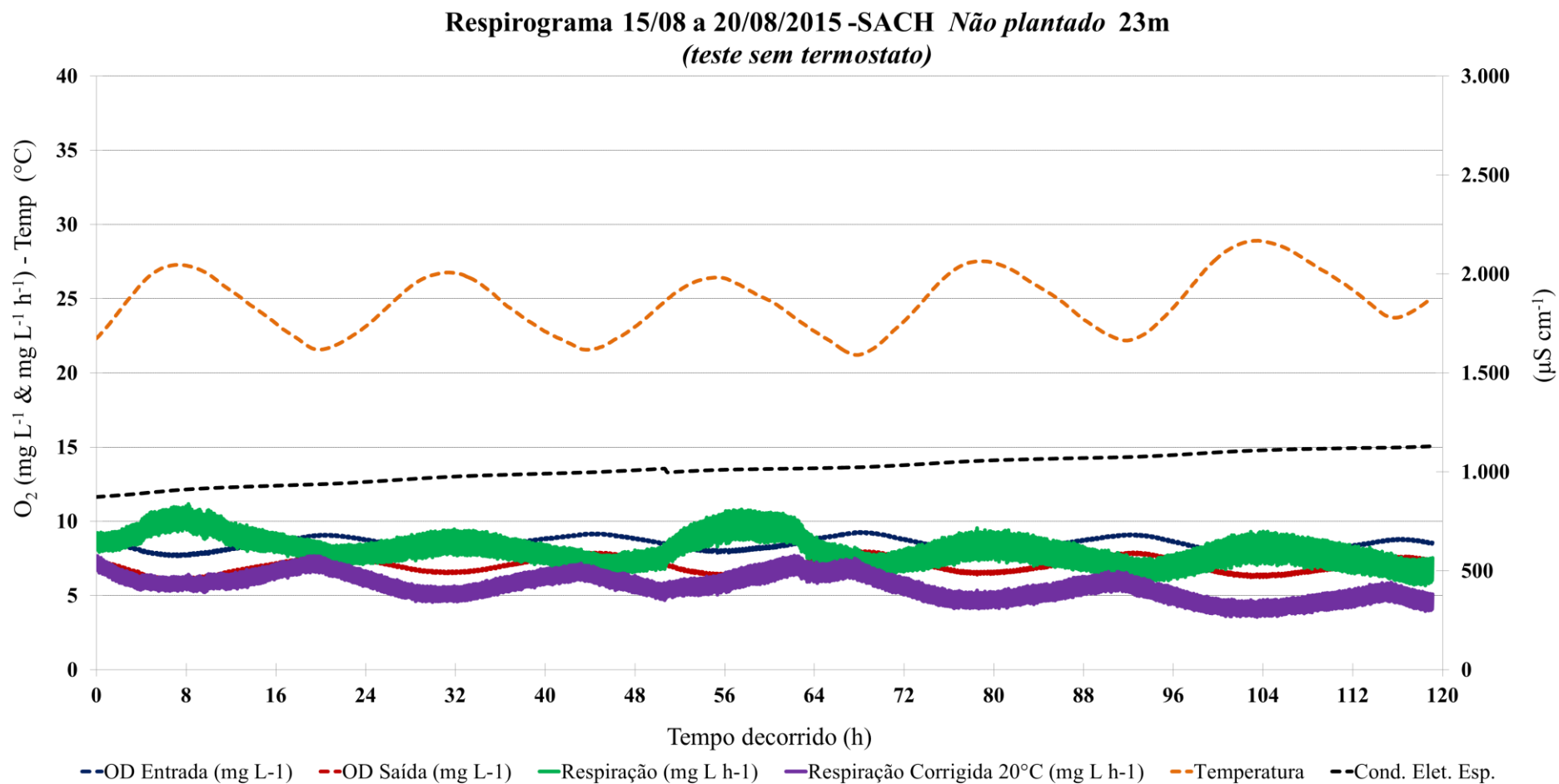


Figura 7.38. Respirograma 15/08 a 20/08/2015 -SACH Não plantado 23m (teste sem termostato).

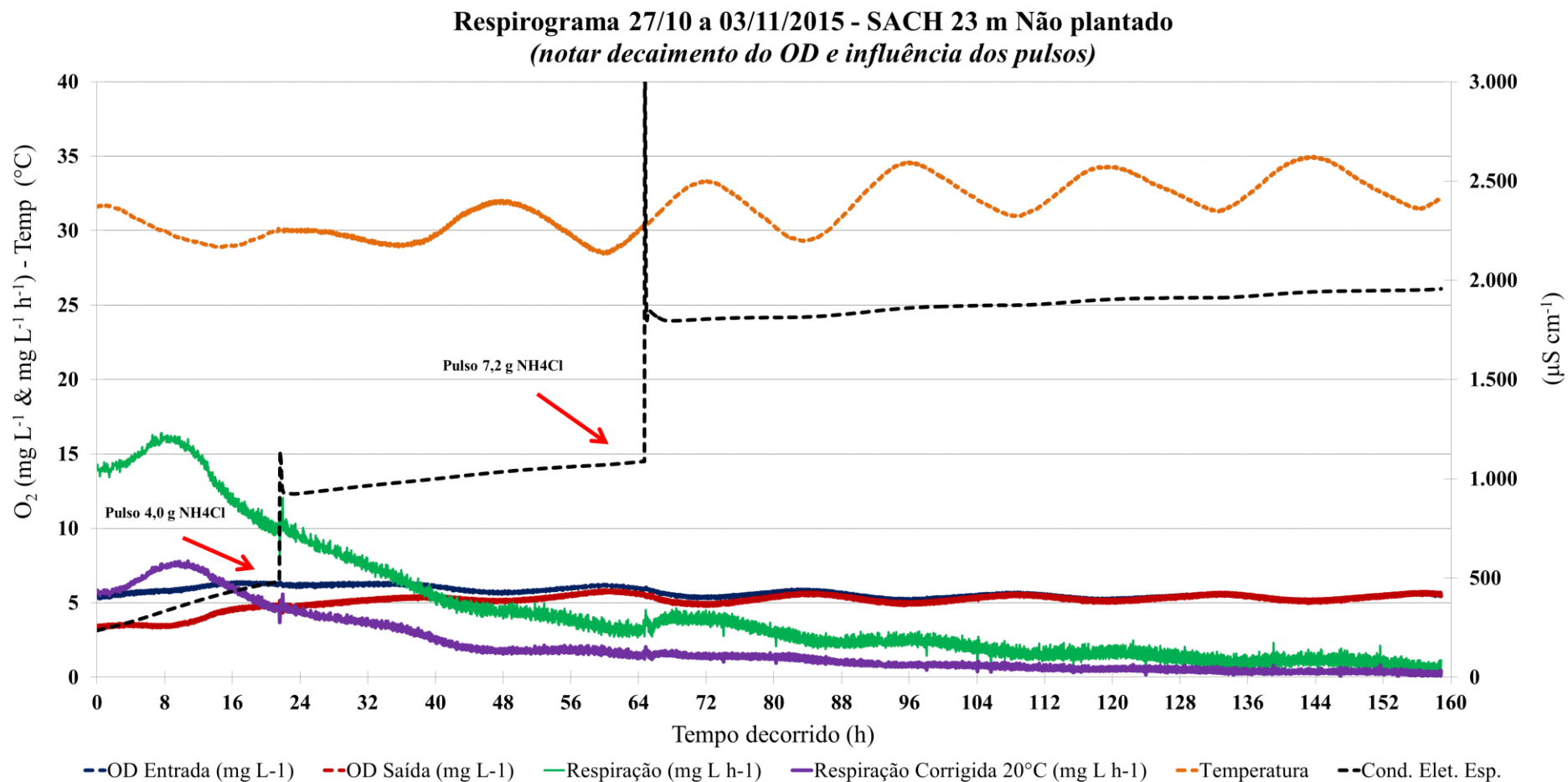


Figura 7.39. Respirograma 27/10 a 03/11/2015 - SACH 23 m Não plantado (notar decaimento do OD e influência dos pulsos).

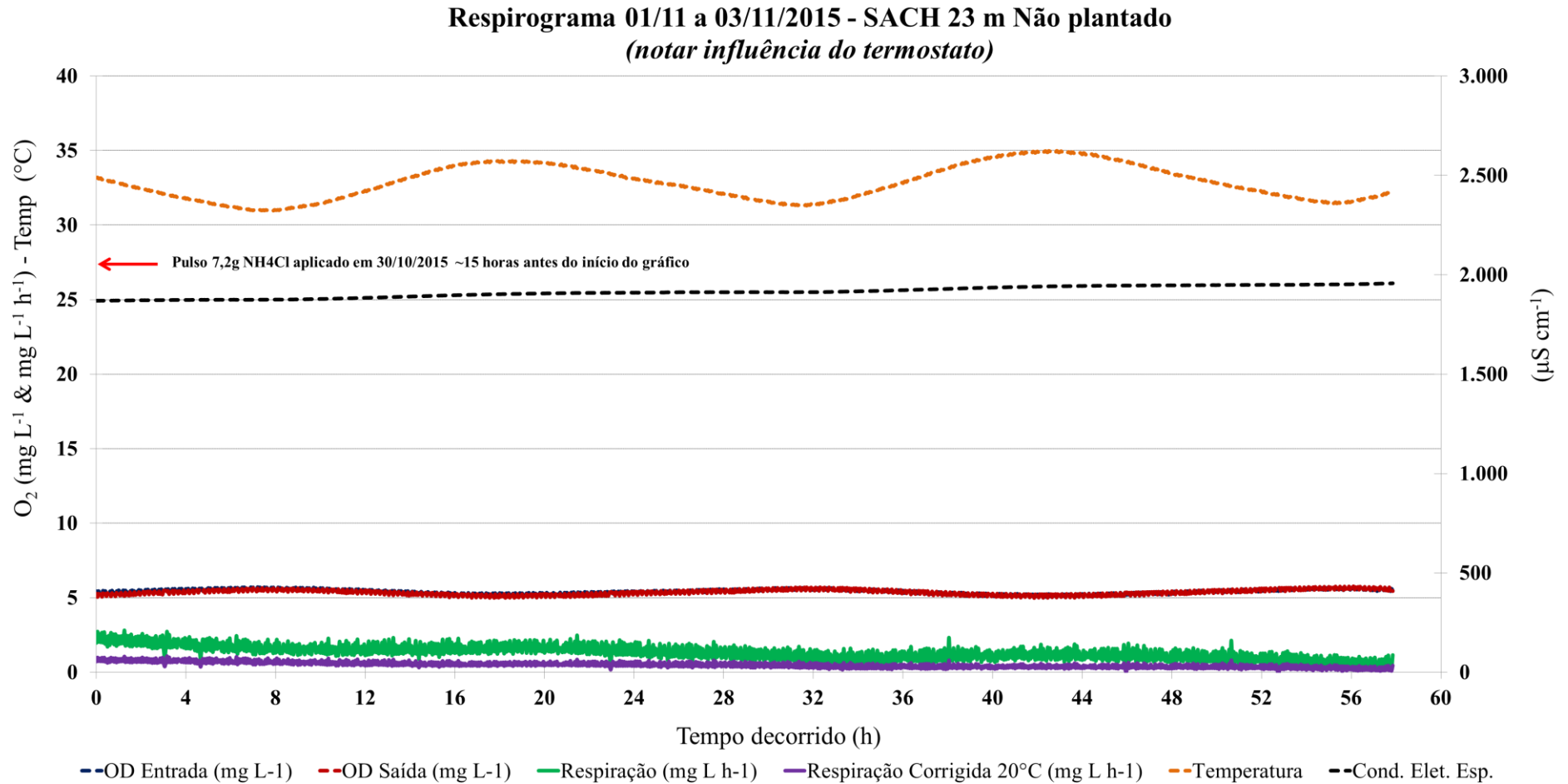


Figura 7.40. Respirograma 01/11 a 03/11/2015 - SACH 23 m Não plantado (notar influência do termostato).

7.4.3.4 C) Amostras indeformadas de SACV alimentados com esgotos e lodos de fossa séptica

A Figura 7.44 e a Figura 7.45 apresentam os testes realizados em fevereiro e março de 2016 com amostras indeformadas de SAC vertical alimentados com esgoto bruto. É importante destacar que as condições de alimentação e carregamento nestes leitos estavam abaixo das faixas de projeto, fato que pode ter influenciado os resultados.

A Figura 7.44 mostra o respirograma do teste com aplicação de 12,4 g de acetato de sódio, que teria trazido, teoricamente, concentrações de 200 mg L⁻¹ de DQO para o reator. Na prática, observou-se concentração de COT de 30,6 após o pulso de acetato de sódio, o que é equivalente à 91 mg L⁻¹ de DQO. Mais adiante na série temporal foi possível observar que as concentrações de COT subiram para 44,8 mg L⁻¹, mostrando possivelmente um efeito hidrodinâmico no reator que não permitiu a mistura ou dissolução completa do sal aplicado. Este fato sugere não ter havido consumo de matéria orgânica no reator de maneira expressiva, o que é condizente com as faixas de respiração observadas.

A Figura 7.45 apresenta taxas de respiração endógenas ainda menores para a mesma amostra de SACV. Foram realizados novamente, dois pulsos de substrato, um com 4,0 g de acetato e um com 13,3 g. Um comportamento inesperado foi observado após o segundo pulso de substrato. As curvas de oxigênio dissolvido de entrada e saída sugerem ter ocorrido consumo de oxigênio na câmara de aeração. Este fato não pode ter sido provocado por algum efeito hidrodinâmico no reator ou por ter ocorrido o desenvolvimento de biomassa dentro da câmara de aeração, que neste teste apresentava 11 L. Devido a estas observações inconclusivas, o volume da câmara de aeração foi reduzido para repetição do teste em março de 2016.

Da Tabela 7.44 à Tabela 7.47 estão apresentados os resultados dos testes com amostra de SACV alimentado com esgoto bruto.

Tabela 7.44. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.44.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	1.148	1.148	1.148	1.148	1.148	1.148	1.148	1.148	1.148
Média	5,90	5,22	2,41	31,68	6,59	0,98	407	8,07	381
Mediana	5,91	5,22	2,41	31,85	6,57	0,97	401	8,17	410
Desv. Pad.	0,18	0,18	0,17	1,18	0,15	0,11	26,85	0,36	79,00
Mínimo	5,51	4,82	1,84	27,86	6,31	0,74	339	7,40	235
Máximo	6,56	6,00	3,23	33,97	7,09	1,67	488	9,27	868

Tabela 7.45. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.44.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	0,3
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	18
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	1
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	-
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	-
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	23,23
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	77,42
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	39,97
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	574,00
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,57
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			



Figura 7.41. Foto do teste realizado em março de 2016 com SACV alimentado com esgoto bruto 01/03/2016

Tabela 7.46. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.45.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	3.320	3.320	3.320	3.320	3.320	3.320	3.320	3.320	3.320
Média	5,06	5,17	0,83	33,37	6,38	0,30	434	6,35	484
Mediana	5,01	5,13	0,63	33,43	6,37	0,24	439	6,38	584
Desv. Pad.	0,59	0,28	1,23	1,47	0,18	0,43	32,09	0,65	192,72
Mínimo	3,16	4,57	-4,84	30,25	6,07	-1,81	288	5,23	159
Máximo	6,26	5,87	3,35	35,83	6,78	1,16	483	8,74	1.235

Tabela 7.47. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.45.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	1
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	60
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	0,3
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	VL	L	21
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	AS	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	25.360
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	456,48
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	5,76
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	19,19
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	27,78
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	U _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	398,85
*X _H = (1 / U _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,40
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / VL) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			



Figura 7.42. Foto do teste realizado em fevereiro de 2016 utilizando amostra do SACV alimentado com esgoto bruto (03/02/2016).

A Figura 7.46 apresenta os resultados do teste realizado com amostra de SACV alimentado com lodo de fossa séptica. Este teste foi conduzido com o objetivo de se avaliar a possibilidade da baixa concentração de biomassa microbiana e as baixas taxas de

carregamento observadas no SACV alimentado com esgoto bruto teriam influenciado negativamente os respirogramas.

Neste teste foram aplicados dois pulsos de substrato, um com 12,4 g de acetato e um segundo com 49,8 g de acetato, teoricamente trazendo uma concentração de 800 mg L⁻¹ de DQO. Apesar das grandes massas de substrato aplicadas, não se observou o comportamento tradicional de respirogramas em que a taxa de respiração aumenta rapidamente após a aplicação de um pulso de substrato. A Tabela 7.48 e Tabela 7.49 mostram os resultados do teste com amostra de SACV alimentado com lodo de fossa séptica.

Tabela 7.48. Estatística descritiva do teste apresentado na Figura 7.46.

Parâmetro	C _{in} mg L ⁻¹	C _{out} mg L ⁻¹	Resp. mg L ⁻¹ h ⁻¹	Temp. °C	C _{sat} mg L ⁻¹	Resp. Corr. 20 °C mg L ⁻¹ h ⁻¹	E _H mV	pH	CDEL sp uS cm ⁻¹
N	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
Média	6,73	4,94	4,44	31,97	6,56	1,77	399	7,88	603
Mediana	6,75	5,01	4,38	31,87	6,57	1,78	392	8,17	741
Desv. Pad.	0,41	0,40	0,43	1,42	0,18	0,19	20,45	0,61	249,44
Mínimo	5,77	3,84	2,40	28,93	6,16	0,95	333	6,51	211
Máximo	7,58	5,68	5,67	35,11	6,95	2,27	450	9,16	2.452

Tabela 7.49. Condições operacionais e resultados do teste apresentado na Figura 7.46.

Parâmetro	Legenda	Unidade	Valor
Vazão de circulação	Q	L min ⁻¹	0,3
Vazão de circulação (conversão)	Q	L h ⁻¹	18
Tempo det. hidr. teórico no respirômetro	TDH	h	1
Volume material no respirômetro	V _{mat}	L	18
Volume líquido do respirômetro	V _L	L	11
Constante de transferência de massa	K _{La}	h ⁻¹	0,94
Área superficial do respirômetro	A _s	m ²	0,07
Concentração de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g m ⁻³ STV	28.528
Massa de Sólidos Totais Voláteis no reator	STV	g	513,50
**Respiração endógena por volume	R _{end vol}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	42,77
**Respiração endógena por área	R _{end area}	g d ⁻¹ m ⁻² O ₂	142,56
Taxa de consumo de oxigênio máxima	TCO _{max}	g m ⁻³ d ⁻¹ O ₂	54,45
Taxa de crescimento heterotrófico máxima	u _{max}	d ⁻¹	16
Taxa de conversão heterotrófica (Henze, 1987)	Y _H	g DQO g ⁻¹ DQO oxidado	0,63
*Massa de biomassa heterotrófica	X _H	g m ⁻³ DQO	781,82
*X _H = (1 / u _{max}) * (Y _H / (1-Y _H)) * TCO _{max}	X _H	g L ⁻¹ DQO	0,78
**R = (Q * (C _{in} - C _{out}) / V _L) + K _{La} * (C _{sat} - C _{out})			



Figura 7.43. Foto do teste realizado em março de 2016 com SACV alimentado com lodo de fossa séptica 11/03/2016.

A Figura 7.43 mostra um comportamento inesperado e inconclusivo sobre o teste com a amostra de SACV alimentado com lodos. Neste teste a coloração do líquido no sistema transformou-se de tom claro para tom fortemente avermelhado após o pulso de acetato de sódio. Esta transformação sugere alguma reação entre o substrato e o material presente no meio suporte da amostra, que não foi investigada.

Por estes testes é possível concluir que a amostra indeformada do SACV não apresentou taxas de respiração tal como esperado. Os baixos valores observados podem ser justificados pelo período de baixa taxa de carregamento no leito de onde se obteve a amostra. Outra possível explicação é o tipo de meio em que foi realizado o teste. SAC de escoamento vertical não são leitos alagados, e a condição do respirômetro desenvolvido nesta pesquisa prevê a instalação da amostra do meio suporte em meio saturado. Possivelmente, esta metodologia de ensaio respirométrico não seja a mais adequada para leitos não saturados, sendo sugerida técnica que meça as concentrações de oxigênio na fase gasosa, tal como sugerido por Morvannou *et al.* (2010).

Na amostra obtida do leito de SAC vertical que operava recebendo lodos de fossa séptica as taxas de respiração foram mais elevadas do que no SACV alimentado com esgoto bruto, o que é condizente com as taxas de carregamento aplicadas naquele leito.

O ensaio realizado com a amostra proveniente do SAC vertical Lodos apresentou elevação na taxa de respiração quando da aplicação das dois pulsos de substrato na curva de respiração sem a correção para 20°C. Entretanto, esta alteração não foi observada na curva com a respiração corrigida para 20°C o que sugere efeito da temperatura na primeira curva.

Respirograma 01/03 a 04/03/2016 - SACV *Cynodon dactylon*

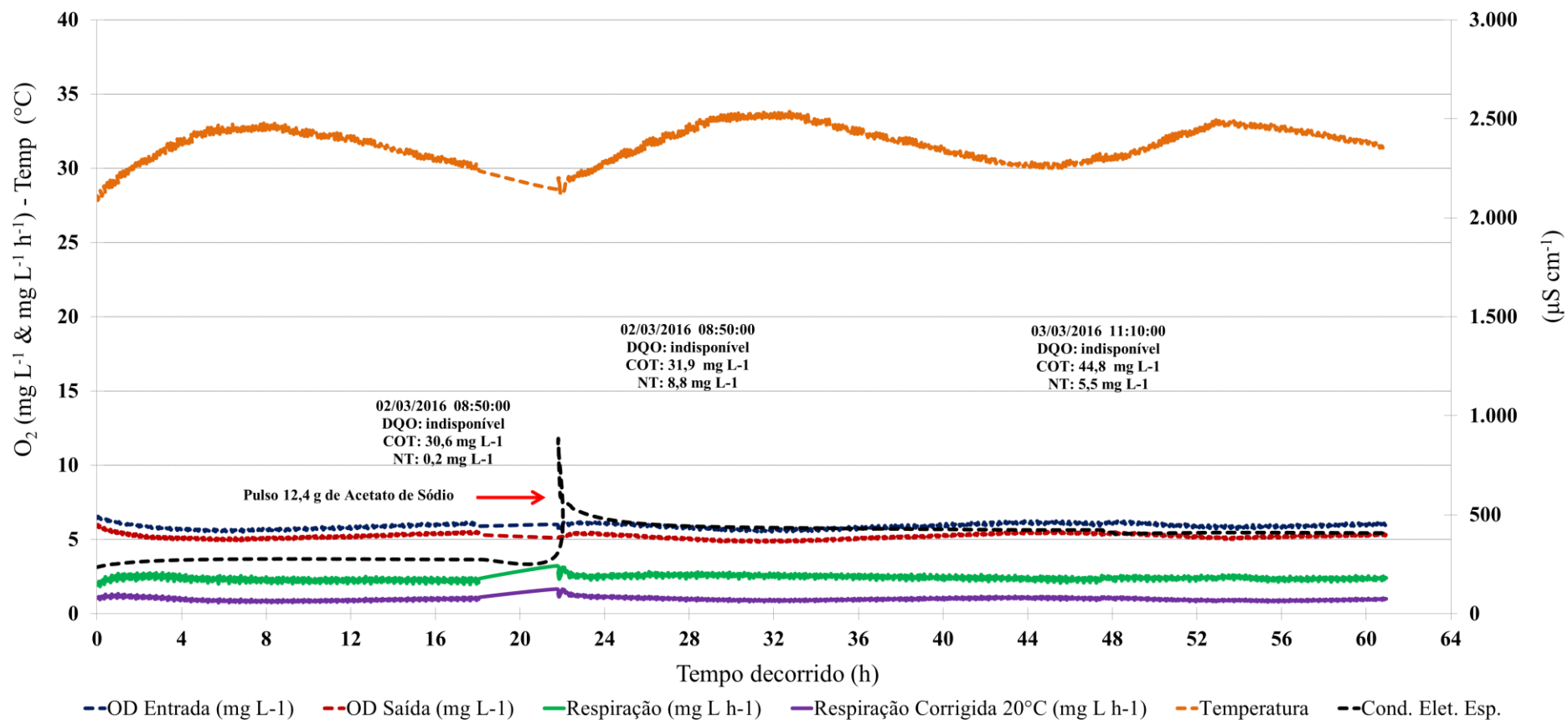


Figura 7.44. Respirograma 01/03 a 04/03/2016 - SACV *Cynodon dactylon*.

**Respirograma 03/02 a 10/02/2016 - SACV *Cynodon dactylon*
(amostra sem enxágue - câmara aeração 11L)**

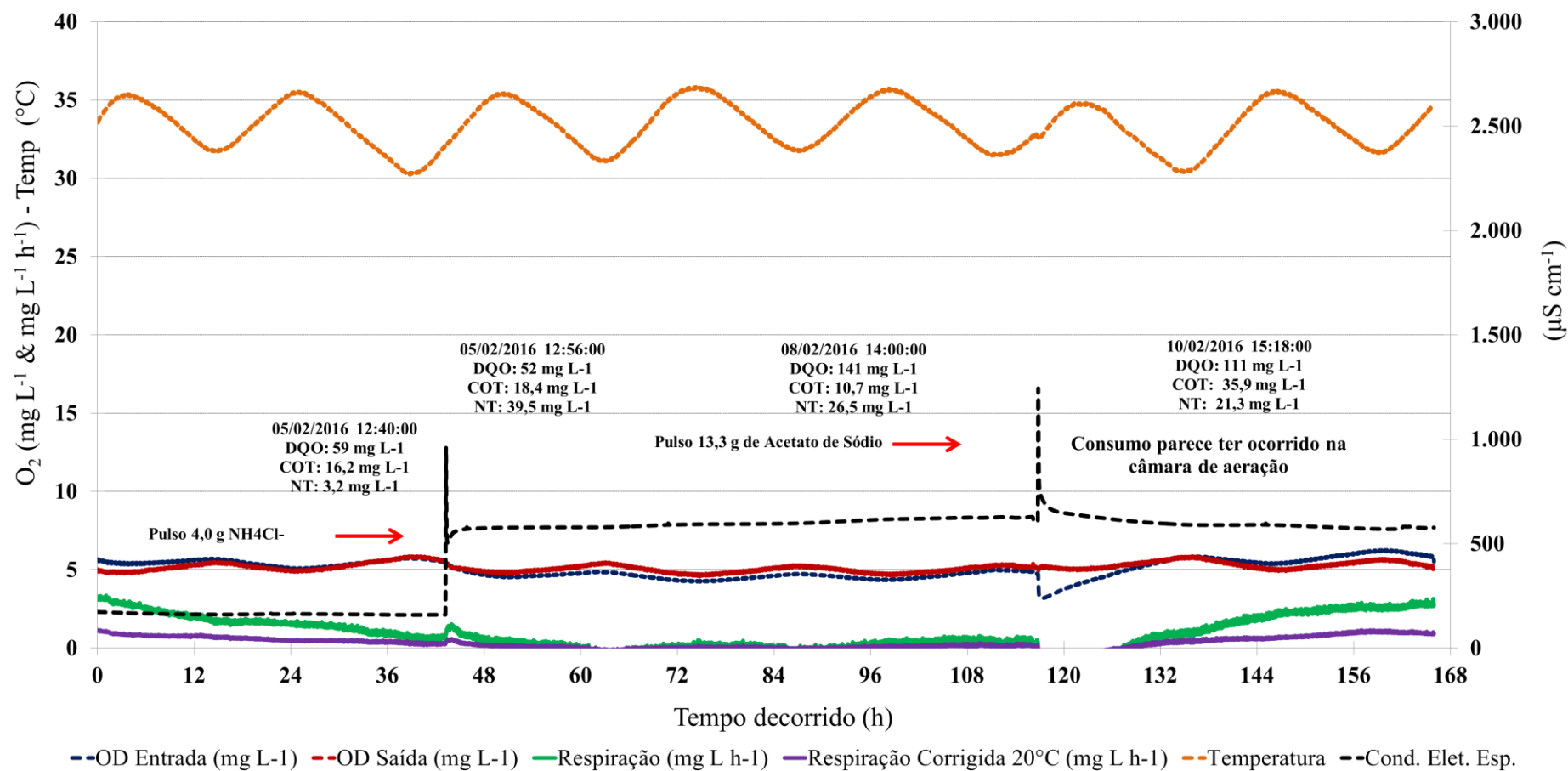


Figura 7.45. Respirograma 03/02 a 10/02/2016 - SACV *Cynodon dactylon* (amostra sem enxágue - câmara aeração 11 L).

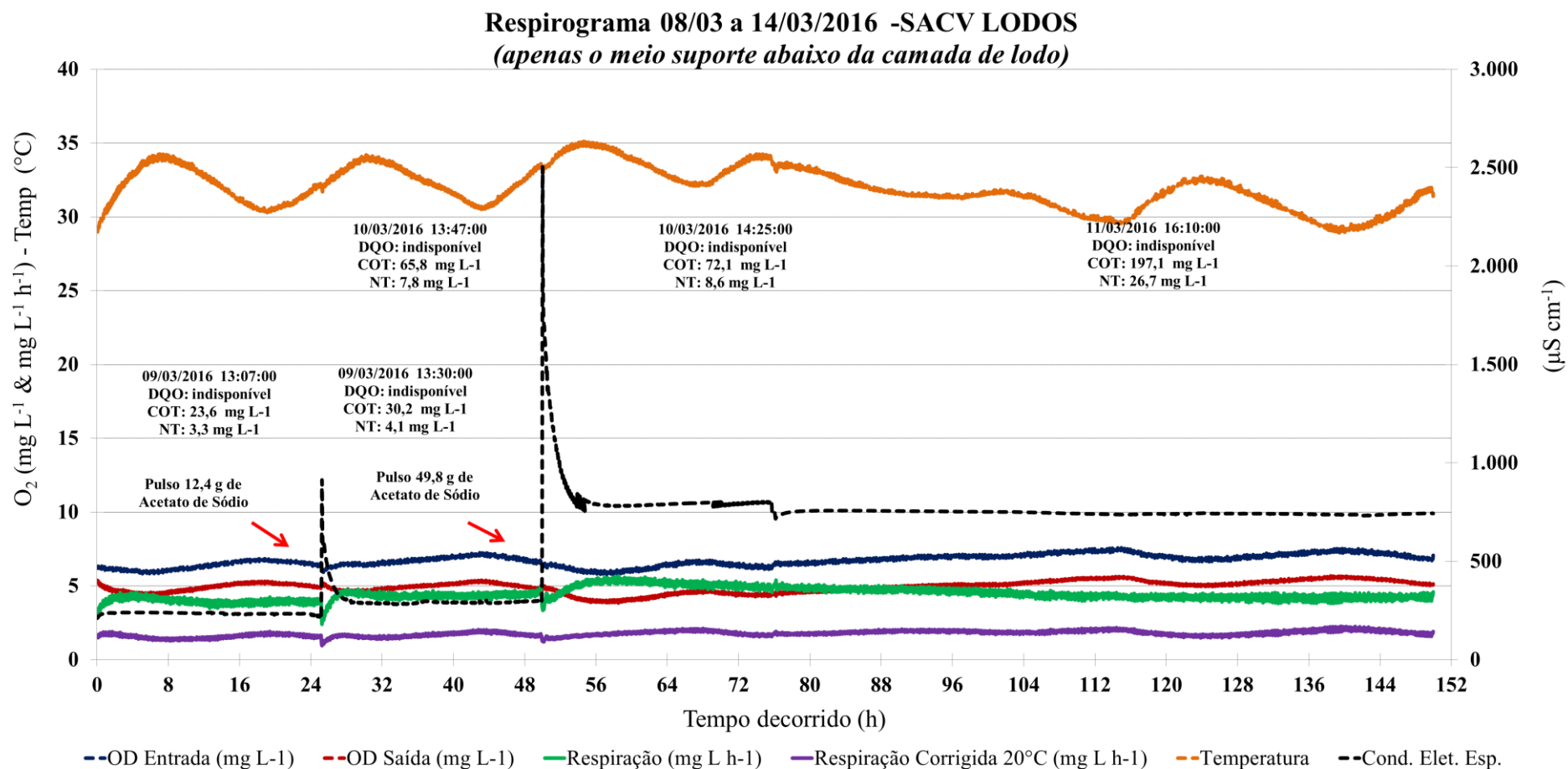


Figura 7.46. Respirograma 08/03 a 14/03/2016 -SACV LODOS (apenas o meio suporte abaixo da camada de lodo).

7.4.4 Respirogramas semi contínuos – amostras indeformadas de SACH plantado e não plantado SACV alimentado com esgotos

Com a finalidade de explorar o comportamento das amostras de SACH plantado com *T latifolia*, *Canna x generalis* e SACV alimentado com esgoto bruto, foram realizadas etapas de interrupção na aeração do reator. Este procedimento resulta em gráficos de respirogramas semi contínuos que podem ter suas taxas de respiração calculadas pela equação 7.23:

$$r_o = i \times \frac{V_l}{V_{mat}} + K_{La} \times (C_{sat} - C_{out}) \quad (7.23)$$

Onde: r_o é a taxa de consumo de oxigênio ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2), i é a inclinação da equação de ajuste linear da curva de depleção de oxigênio ($\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$ de O_2), V_L é o volume do líquido no respirômetro (L), V_{mat} é o volume de material no respirômetro (L) C_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), K_{La} é o coeficiente global de transferência de oxigênio (h^{-1}).

A Figura 7.47, Figura 7.48, e Figura 7.49 apresentam os respirogramas semi contínuos para as três amostras investigadas. Observa-se que nas amostras plantadas com *T latifolia* e *C. x generalis* a depleção de oxigênio no leito ocorreu em poucas horas após a interrupção no fornecimento de ar no sistema. Já para a amostra de SACV alimentado com esgoto bruto, o intervalo de depleção foi superior a 24 horas, mostrando menor atividade biológica nesta amostra, se comparada às anteriores. A Tabela 7.50 apresenta os resultados dos cálculos das respirações para estes testes.

Tabela 7.50. Resultados dos respirogramas semi contínuos realizados com amostras de SACH plantado e SACV alimentado com esgoto bruto.

Parâmetro Amostra	Inclinação $\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1} \text{O}_2$	k_{La} dia^{-1}	V_{mat} L	V_L L	C_{sat} mg L^{-1}	C_{out} mg L^{-1}	r_o $\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1} \text{O}_2$
<i>Canna x generalis</i>	-62,101	1,68	18	11	7,44	2	47,1
<i>Typha latifolia</i>	-77,089	1,68	18	11	7,72	1,2	58,1
SAC V	-2,798	1,68	18	11	7,26	1,2	11,9

As maiores taxas de respiração obtidas para a amostra com *T. latifolia* podem estar relacionadas com as concentrações iniciais do teste serem mais elevadas do que no respirograma de *C. x generalis*.

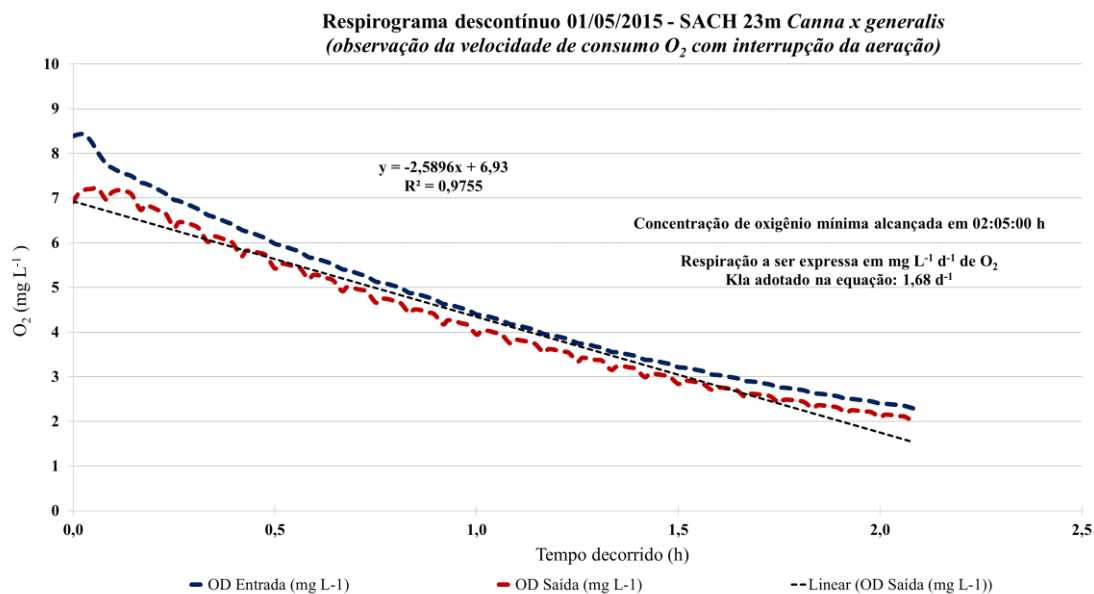


Figura 7.47. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.34.

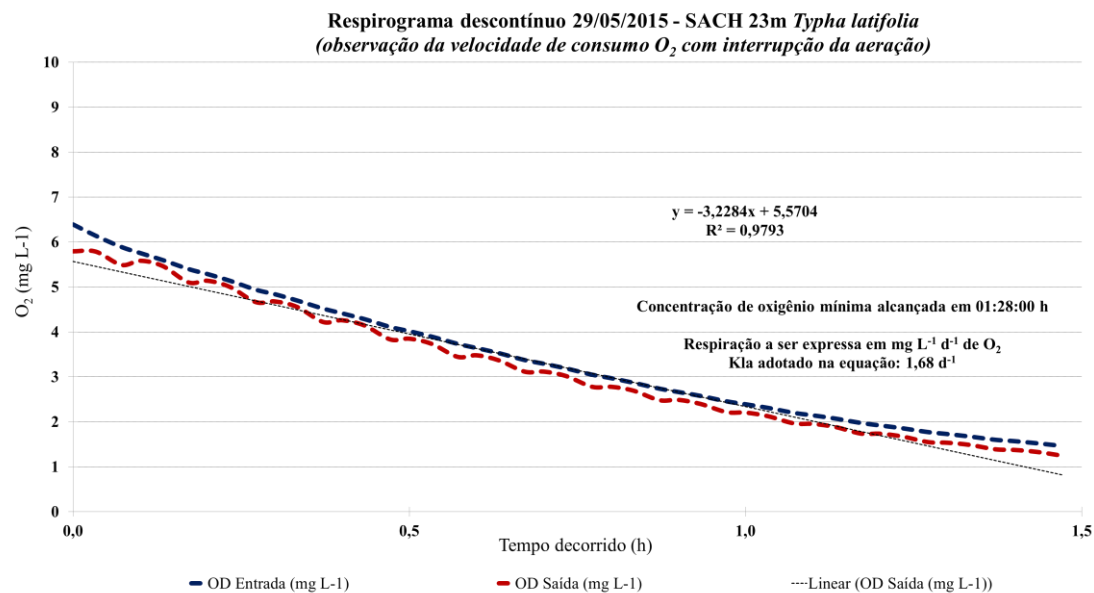


Figura 7.48. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.26.

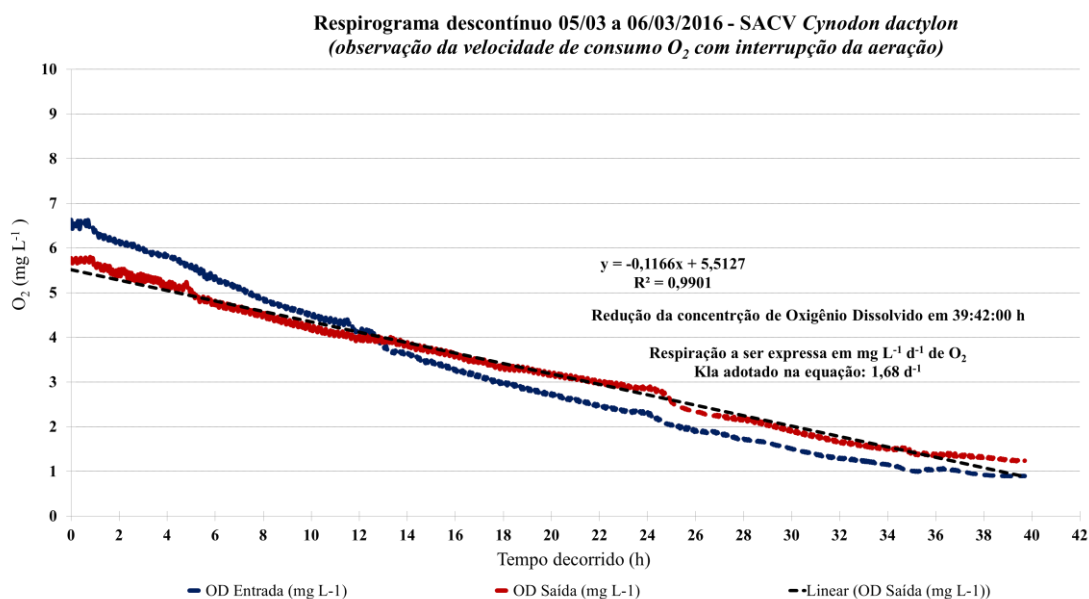


Figura 7.49. Respirograma semi contínuo mostrando a velocidade de consumo de oxigênio após interrupção da aeração referente ao teste da Figura 7.44.

Apesar dos resultados obtidos, ressalta-se o caráter exploratório destes testes, sendo recomendado mais repetições e uma padronização para realização do teste respirométrico semi contínuo.

7.5 Conclusões

O aparato experimental é adequado aos ensaios respirométricos e responde aos estímulos realizados, apesar de ter apresentado limitações operacionais quanto à estabilidade da temperatura, controle/reposição da perda de água por evaporação/evapotranspiração, capacidade de aeração pelo sistema empregado.

Quanto à capacidade de aeração, observa-se declínio nas curvas de oxigênio de entrada no reator, após a passagem pela câmara de aeração, quando da aplicação de pulsos mais carregados em substrato. Esta limitação pode ter interferido nos testes, uma vez que, se mantidas as concentrações de entrada o mais próximas possível da saturação, a qualidade dos respirogramas obtidos pode aumentar.

Quanto ao controle da temperatura, observou-se oscilação deste parâmetro ao longo do dia, acompanhando oscilações de calor entre dia e noite. Recomenda-se isolamento nas paredes do reator, sistema para regulação da temperatura e/ou realizar o ensaio em sala climatizada com

temperatura estável. Um reator com parede dupla em que há água em recirculação a 20°C em contato permanente com a parede interna pode ser uma boa opção.

Observou-se grande influência da perda de água nas condições operacionais do sistema. Pela configuração adotada, a redução do nível d'água na câmara de aeração pode levar à sua secagem completa em até 2 dias, ocasionando a captura de ar pela mangueira de alimentação do reator. Uma vez isso ocorrido, o sistema deixa de funcionar, pois não haverá alimentação do reator e não haverá líquido escoando pela célula de fluxo. Além disso, a redução do nível d'água na câmara de aeração diminui a capacidade de aeração no sistema, pois reduz-se o volume disponível para diluição do líquido que retorna à câmara e também para a difusão de ar pelo aerador. A perda de água também aumenta as concentrações de substâncias no sistema.

A aplicação de reagentes sintéticos (sais) para os pulsos de substratos trazem grande elevação nos valores de condutividade elétrica. Essa elevação implica em uma salinização progressiva do meio, especialmente se o ensaio prever aplicações sucessivas de reagentes. Foram observados valores de condutividade elétrica da ordem de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, quando os valores de início do teste eram da ordem de $200 \mu\text{S cm}^{-1}$. As tentativas de renovação do líquido do reator, em intervalos de manutenção entre os pulsos, para reduzir a salinidade do sistema não foram bem sucedidas, uma vez que provocaram distúrbios na estabilidade do reator durante um teste, sendo necessário longo período de estabilização após a renovação.

Apesar das várias massas de substrato aplicadas (correspondentes a 200, 500 e 800 mg L^{-1} de DQO no reator) não foi possível observar picos de consumo de oxigênio como reportado em Ortigara *et al.* (2011). Entretanto, as taxas de respiração endógena são similares ou superiores às observadas por Ortigara *et al.* (2011) ($48 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{ O}_2$).

Os testes realizados com as amostras controle (positivo e negativo) mostraram que o aparato experimental reporta a atividade da biomassa presente no meio suporte

Os respirogramas obtidos pela amostra colonizada com biomassa aeróbia de sistema de lodo ativado podem ter sido influenciados pelas condições de oxirredução no reator, mesmo que garantidas as faixas adequadas de oxigenação ($1,5 - 2 \text{ mg L}^{-1}$ de O_2). As condições mais

redutoras podem ter sido criadas pela deposição de lodo no fundo do reator possivelmente criando zonas “mortas” ou de condição redutora. Esta condição parece ter inibido a atividade da biomassa aeróbia.

Os resultados obtidos com as amostras plantadas sugerem efeito específico da vegetação, tendo sido observadas taxas de respiração endógena maiores em *Canna x generalis* do que em *Typha latifolia*. Estes valores são condizentes com as morfologias dos vegetais, sendo que a espécie *Canna x generalis* apresentou maior taxa de crescimento, maior volume de massa vegetal e maior volume radicular que *Typha latifolia*. Estes resultados são coerentes com a teoria que sugere que maior massa de tecido vegetal radicular pode abrigar maior massa de biomassa microbiana aeróbia na zona de raiz.

O ensaio realizado com a amostra indeformada do SAC vertical não apresentou taxas de respiração tal como esperado, uma vez que estes sistemas são reconhecidos por sua capacidade de elevada degradação aeróbia da matéria orgânica e nitrificação. Na amostra obtida do leito de SAC vertical que operava recebendo lodos de fossa séptica, as taxas de respiração foram mais elevadas, o que é condizente com as taxas de carregamento aplicadas naquele leito. Entretanto, os baixos valores observados sugerem que o tipo de respirômetro necessário para amostras de leitos não saturados pode ser diferente do desenvolvido pela presente pesquisa, uma vez que este prevê a realização do teste em meio saturado.

O líquido presente no sistema no ensaio com a amostra proveniente do SAC vertical para Lodos de fossa séptica apresentou coloração fortemente avermelhada, sugerindo alguma reação química entre o reagente aplicado e o material da amostra. Não foi possível investigar a razão para tal coloração.

8 CONCLUSÕES FINAIS

Os resultados e conclusões obtidas por ambas as etapas da pesquisa atendem aos objetivos específicos propostos e corroboram suas hipóteses. Os dois métodos desenvolvidos, cestas para amostras indeformadas e adaptação do PFR para operação em campo e ensaios respirométricos, foram validados como ferramentas potenciais para estudos sobre a zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal.

A primeira etapa da pesquisa revelou que os PFR operados em campo podem representar fielmente as condições do meio suporte e permitir o cultivo de amostras indeformadas do meio suporte fora do leito. As simplificações realizadas na concepção original de Kappelmeyer *et. al* (2002) foram decisivas para a instalação dos equipamentos em campo e podem permitir a expansão do uso da ferramenta por pesquisadores da área.

A utilização dos PFR adaptados para realização de ensaios respirométricos revelou-se bastante prática, útil e representativa das condições de campo, apesar dos aperfeiçoamentos ainda necessários. Os ensaios respirométricos realizados sugerem que leitos plantados por diferentes espécies vegetais podem apresentar taxas de respiração diferentes em função da morfologia e fisiologia da espécie em questão. Esta afirmação corrobora a literatura especializada nestes sistemas, vencendo mais um obstáculo para esta linha de pesquisa, que é a de se estudar amostras indeformadas de SAC e empregar método respirométrico para levantamento de parâmetros cinéticos.

O método desenvolvido abre caminho para novas linhas de pesquisa e investigações avançadas sobre o meio suporte, como a comparação de condições operacionais reais com cenários obtidos por modelagem matemática. Dessa maneira, o conhecimento produzido contribui para o entendimento do complexo compartimento reativo desta tecnologia de tratamento de águas residuárias.

RECOMENDAÇÕES

Algumas recomendações, listadas a seguir, podem ser ressaltadas a partir das experiências adquiridas com o desenvolvimento desta pesquisa.

- ✓ Quando operados em condição de campo, garantir que os PFR tenham linha de bombeamento tanto para alimentação quanto para drenagem do reator, evitando problemas hidráulicos devido à perda de carga no sistema;
- ✓ Ajustar a metodologia desenvolvida para ensaios respirométricos eliminando suas limitações quanto à perda de água no reator por evaporação/evapotranspiração e estabilidade de temperatura;
- ✓ Avaliar mais detalhadamente se o volume da amostra (18 L) está adequado ao procedimento dos ensaios respirométricos, prevendo também ajustes nas dimensões da ferramenta para obtenção de amostras indeformadas;
- ✓ Checar o balanço nutricional no líquido do respirômetro, garantindo as condições adequadas para a atividade biológica no reator e padronizar as soluções dos pulsos;
- ✓ Além de empregar sais de acetato e amônio para realização dos ensaios, utilizar efluentes reais, garantindo maior equilíbrio químico no líquido do sistema;
- ✓ Quando se aplicar pulsos de efluentes reais, garantir que o líquido está em concentração de saturação quanto ao oxigênio dissolvido, evitando falsos resultados nos gráficos;
- ✓ Realizar ensaios respirométricos avaliando a toxicidade de compostos quando aplicados no sistema;
- ✓ Acompanhar evolução da degradação de dos substratos aplicado (DQO, COT, NH_4^+);
- ✓ Realizar ensaios com amostras indeformadas de meios suportes sob diferentes condições operacionais buscando correlacionar atividade biológica com regimes de operação e estágio de colmatação;
- ✓ Investigar outras espécies vegetais em busca daquelas que maximizem a atividade biológica na zona de raízes;
- ✓ Aprofundar os estudos com o reator desenvolvido buscando aperfeiçoar e padronizar o procedimento do teste respirométrico e obter parâmetros cinéticos das amostras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 15847:2010. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento — Métodos de purga*. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E.; FOLADORI, P.; DALLAGO, L. PETERLINI, R. CADONNA, M. Método respirométrico para o monitoramento de processos biológicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 10, n. 1, p. 14–23, 2005.

ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E.; FOLADORI, P.; PETERLINI, R.; ZIGLIO, G. Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. *Water Science & Technology*. v. 56, n. 3, p. 255–261, 2007.

BARRETO, A.B.; VASCONCELLOS, R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J.L. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.72, n.4, p.553-650, 2015.

BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. Incorporation of oxygen contribution by plant roots into classical dissolved oxygen deficit model for a subsurface flow treatment wetland. *Water Science and Technology*. v. 59, n. 6, p. 1179-1184, 2009.

BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. pH, redox and oxygen microprofiles in rhizosphere of Bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*. v. 88, p. 60-70, 2004a;

BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. Quantification of oxygen release by Bulrush (*Scirpus validus*) roots in a constructed treatment wetland. *Biotechnology and Bioengineering*. v. 89, p. 308-318, 2004b.

BILOWIEC, A. ; DAVIES, L. ; ALBUQUERQUE, A. ;RANDERSON, P. F. ; Nitrogen removal from landfill leachate in constructed wetlands with reed and willow : redox potential in the root zone. *Journal of Environmental Management*. v. 97, p.22-27, 2012.

BRACHO, N.; BRISSAUD, F.; VASEL, J. L. Hydrodynamic of ponds Part II : Practice. In: Palestra do 8º IWA conference on WSP. Belo Horizonte: 26 a 30 de abril de 2009.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, p. 11-17, 1997.

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. New York: John Wiley & Sons, 1999. 270 p.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte. 246p. 1997.

COLLINS, B.; McARTHUR, J. V.; SHARITZ, R. R. Plant effects on microbial assemblages and remediation of acidic coal pile runoff in mesocosm treatment wetlands. *Ecological Engineering*. v. 23, p. 107 - 115, 2004.

COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

COSTA, J. F. *et al.* Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. *Water Science & Technology*, v. 68, n. 7, p. 1495–1502, 2013.

CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, 2005. 576 p.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Comparison between simple performance models applied to planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

DE PAOLI, A.C. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.159p. 2010.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de mestrado do Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

DUŠEK, J.; PICEK, T.; ČÍŽKOVÁ, H. Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*. v. 34, p. 223–232, 2008.

ESTEVEZ, F. de A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FATIBELO-FILHO, O.; WOLF, L. D.; ASSUMPÇÃO, M. H. M. T.; LEITE, O. Experimento simples e rápido ilustrando a hidrólise de sais. *Química nova na escola*, n. 24, p. 30-34, 2006.

FAULWETTER, J. L. ; BURR, B. D.; PARKER, A. E.; STEIN, O. T.; CAMPER, A. K. Influence of season and plant species on the abundance and diversity of sulfate reducing bacteria and ammonia oxidizing bacteria in constructed wetland microcosms. *Microbial Ecology*. 2012.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*. v. 35, p. 987-1004, 2009.

FERREIRA, E. D.; SOARES, S. R. A; BERNARDES, R. S. Uso da respirometria para caracterização de esgotos domésticos: Aplicação, limite e apresentação de método simplificado. 28º Congresso Interamericano Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 2002.

FRASER, L.; CARTY, S. M.; STEER, D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology*. v. 94, p. 185 - 192, 2004.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science and Technology*. v. 56, n. 3, p. 249-254, 2007.

GARCÍA, J. ; ROUSSEAU, D. P. L. ; MORATÓ, J. ; LESAGE, E. ; MATAMOROS, V. ; BAYONA, J. M. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands : a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. v. 40, p. 561-661, 2010.

GARCÍA, J.; OJEDA, E.; SALES, E.; CHICO, F.; PÍRIZ, T.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R. Spatial variations of temperature, redox potential and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*. v. 21, p. 129-142, 2003.

GUJER W., HENZE M., TAKAHASHI M., VAN LOOSDRECHT M.C.M. Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 1, p. 183–193, 1999.

HEADLEY, T. R.; HERITY, E.; DAVISON, L. Treatment at different depths and vertical mixing within a 1-m deep horizontal subsurface-flow wetland. *Ecological Engineering*. v. 25, p. 567-582, 2005.

HAANDEL, A., V.; CATUNDA, S., Y., C. Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações. Campina Grande, 2003, 139p.

HENZE, M.; GRADY, C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. V. R; MATSUO, T. Activated Sludge model N° 1. London, UK. 1987.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn, DE. 2011.

KADLEC, H. R.; WALLACE, S. Treatment wetlands. Second Edition, Boca Raton, CRC Press, 2009, 1016 p.

KAPPELMEYER, U.; WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. Operation of a universal test unit for planted soil filters – Planted Fixed Bed Reactor. *Engineering and Life Sciences*. v. 2, p. 311-315, 2002.

KAYSER, K.; KNUST, S.; FEHR, G.; VOERMANEK, H. Controlling a combined lagoon/reed bed system using the oxidation-reduction potential (ORP). *Water Science and Technology*, v.48, N. 5, p.167-174, 2003.

KUMAR, J. L. G.; ZHAO, Y. Q. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management*. v. 92, p. 400-406, 2011.

LAI, W. L. ; ZHANG, Y. ; CHEN, Z. H. Radial oxygen loss, photosynthesis and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering*. v. 39, p. 24-30, 2012.

LANGERGRABER G.; ŠIMŮNEK J. Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone Journal*, v. 4, p. 924–938, 2005.

LANGERGRABER, G. DIEDERIK, P. L. R.; GARCÍA, J.; MENA, J. CWM1: a general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 59 (9), p. 1687-1697, 2009.

LANGERGRABER, G. Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a review. *Vadose Zone Journal*, v. 7, n. 2, p. 830-842, 2008.

LANGERGRABER, G. Numerical modeling: A tool for better constructed wetland design? INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS wetland module. *Vadose Zone Journal*. V.11, n. 2, 2012.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das Reações Químicas*. 3ª ed. São Paulo. Edgard Blucher Ltda., 2000, 584 p.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, v.30, p.518-526, 2010.

MATOS, M. P. *Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas*. Tese de Doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 301p, 2015.

METCALF & EDDY, TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* (4th ed.). McGraw-Hill, Boston, 2003, 1815 p.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MOURVANNOU, A.; CHOUBERT, J-M; FORQUET, N.; PHILIPPE, N.; CLOOSTER, M. VAN.; MOLLE, P. Solid respirometry to characterize the biodegradation kinetics in Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW): a better insight for modelling. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

MÜNCH, Ch.; KUSCHK, P.; RÖSKE, I. Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? *Water Science and Technology*. v. 51, n. 9, p. 185 - 192, 2005.

MÜNCH, Ch.; NEU, T.; KUSCHK, P.; RÖSKE, I. The root surface as the definitive detail for microbial transformation processes in a constructed wetlands – a biofilm characteristic. *Water Science and Technology*. v. 56, n. 3, p. 271-276, 2007.

NASCIMENTO, T. E. P. F. *Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema*. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.133p. 2014.

NIKOLAUSZ, M.; KAPPELMEYER, U.; SZÉKELY, A.; RUSZNYÁK, A.; MÁRIALIGETI, K.; KÄSTNER, M.; Diurnal redox fluctuation and microbial activity in the rhizosphere of wetland plants. *European Journal of Soil Biology*. v. 44 (3), p. 324–333, 2008.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIX, H.; AFFERDEN, M. van; MULLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecological Engineering*, v. 61, B, p. 527-543, 2013.

NIVALA, J.; KNOWLES, P.; DOTRO, G.; GARCÍA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research*, v.46, p.1625-1640, 2012b.

NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*. V.61, p. 544-554, 2012.

OJEDA, E.; CALDENTEY, J.; SAALTINK, M. W.; GARCÍA, J. Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecological Engineering*, v. 34, p. 67-75, 2008.

ORTIGARA, A.; FALADORI, P.; ANDREOTTOLA, G. Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

OTTOVÁ, V.; BALCAROVÁ, J.; VYMAZAL, J. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.35, N. 5, p.117-123, 1997.

PICARD, C. R.; FRASER, L. H.; STEER, D. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, v.96, p.1039-1047, 2005.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas alagados construídos cultivados com Lírio Amarelo. *Eng. Agrícola Jaboticabal*, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013.

ROŠ, M. Respirometry of activated sludge. Technomic Publishing, Pennsylvania, 1993, 151p.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*. v. 38, p. 1484-1493, 2004.

- RUIZ-RUEDA, O. ; HALLIN, S. ; BAÑERAS, L. Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland. *Microbial Ecology*. v. 67, p. 308-319, 2009.
- SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*. V. 112, p. 429-448, 2012.
- SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modeling results. *Science of the Total Environment*. v. 461-462, p. 430-440, 2013b.
- SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. v. 54, 116-127, 2013a
- SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. The cartridge theory: A description of the functioning of horizontal subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment, based on modeling results. *Science of the Total Environment*. v. 473-474, p. 651-658, 2014.
- SORRELL, B. K. Effect of external oxygen demand on radial oxygen loss by *Juncus* roots in titanium citrate solutions. *Plant, Cell and Environment*. v. 22, p. 1587-1593, 1999.
- STOTTMEISTER, U; WIESSNER, A; KUSCHK, P; KAPPELMEYER, U; KASTNER, M; BEDERSKI, O; MULLER, R. A; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-117, 2003.
- SURMACZ-GORSKA, J.; KRIST, G.; DEMUYNCK, C.; VANROLLEGHEM, P.; VERSTRAETE, W. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements. *Water Research*, v. 30, n 5, p. 1228-1236, 1996.
- TANNER, C. C. Plants as ecosystems engineers in a subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*. v. 44, n. 11-12, p. 9-17, 2001.
- TYROLLER, L.; ROUSSEAU, D. P. L.; SANTA, S.; GARCÍA, J. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 44, n. 14, p. 4217-4225, 2010.

USEPA Constructed *Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010, Washington, DC, 2000.

VASCONCELLOS, G.R. *Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 112p., 2015.

VON SPERLING, M. Lodos ativados. Belo Horizonte: UFMG/DESA. In: _____. (Coord.) *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v. 4, 2002. 428 p.

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: UFMG/DESA. In: _____. (Coord.) *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v. 2, 1996. 211 p.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 57, p. 205-209, 2013.

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

WALLACE, S. Application of constructed wetlands for industrial wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

WALLACE, S. Verdant and versatile: the adaptable nature of reed bed treatment. *Water* 21, London, p. 42-44, ago. 2011.

WEBER, K. The role and characterization of microbial communities in wetlands for water pollution control. In: Proceedings of the 5th International Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control. 13-17 October, Nantes, France, 2013.

WEERAKOON, G. M. P. R.; JINADASA, K. B. S. N.; HERATH, G. B. B.; MOWJOOD, M. I. M.; VAN BRUGGEN, J. J. A. Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in

tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. v. 61, p. 154-160, 2013.

WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; KUSCH, P.; KASTNER, M.; Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*. v. 39, p. 248-256, 2005.

WIESSNER, A.; KUSCH, P.; KASTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizospheres with varying redox conditions in laboratory-scale hydroponic systems. *International Journal of Phytoremediation*. v. 4, p. 1-15, 2002b.

WIESSNER, A.; KUSCH, P.; STOTTMEISTER, U. Oxygen release by roots of *Thypha latifolia* and *Juncus effusus* in laboratory hydroponic systems. *Acta Biotechnologica*. v. 22, p. 209-216, 2002a.

WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; SCHULTZE-NOBRE, L.; KUSCH, P. Response of ammonium removal to growth and transpiration of *Juncus effusus* during the treatment of artificial sewage in laboratory-scale wetlands *Water Research*. V.47 (13), p. 4265–4273, 2013.

WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; KUSCH, P.; KASTNER, M.. Sulphate reduction and the removal of carbon and ammonia in a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*. v. 39 (19), p. 4643–4650, 2005b.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish J. of Environ. Stud*. v.19, n.3, p.643-650, 2010.

WU, S.; KUSCH, P.; WIESSNER, A.; MÜLLER, J.; SAAD, R. A. B.; DONG, R. Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*. v. 52, p. 278-289, 2013b.

WU, S.; WIESSNER, A.; BRAECKEVELT, M.; KAPPELMEYER, U.; DONG, R.; MÜLLER, J. A.; KUSCH, P. Influence of nitrate load on sulfur transformations in the rhizosphere of *Juncus effusus* in laboratory-scale constructed wetlands treating artificial domestic wastewater. *Environmental Engineering Management Journal*. v. 12 (3), p. 565–573, 2013.