



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**  
**“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”**  
Campus de São José do Rio Preto

Ariane Chiareli dos Santos

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIO**  
**EM REATORES ANAERÓBIOS ALTERNATIVOS**

São José do Rio Preto  
2015

Ariane Chiareli dos Santos

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIO  
EM REATORES ANAERÓBIOS ALTERNATIVOS**

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia e Ciência de Alimentos, junto ao Programa de Pós Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Área de concentração – Ciência e Tecnologia de Alimentos, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientador: Prof. Dr. Vanildo Luiz Del Bianchi  
Co-Orientadora: Prof<sup>a</sup>.Dr<sup>a</sup>. Maria Madalena Alves  
Co-Orientadora: Prof<sup>a</sup>.Dr<sup>a</sup>.Giovana Tommaso

São José do Rio Preto  
2015

Santos, Ariane Chiareli dos.

Tratamento de águas residuárias de laticínio em reatores anaeróbios alternativos / Ariane Chiareli dos Santos. -- São José do Rio Preto, 2015  
125 f. : il., tabs.

Orientador: Vanildo Luiz Del Bianchi

Coorientador: Maria Madalena Alves

Coorientador: Giovana Tommaso

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Tecnologia de alimentos. 2. Laticínios. 3. Águas residuais - Purificação - Tratamento anaeróbico. 4. Fertirrigação. 5. Biodegradação. I. Bianchi, Vanildo Luiz Del. II. Alves, Maria Madalena. III. Tommaso, Giovana. IV. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. V. Título.

CDU – 628.31:637.1

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE  
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Ariane Chiareli dos Santos

**Tratamento de águas residuárias de laticínios em reatores  
anaeróbios alternativos**

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia e Ciência de Alimentos, junto ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Alimentos, Área de concentração – Ciência e Tecnologia de Alimentos, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

**Comissão Examinadora**

Prof.Dr. Vanildo Luiz Del Bianchi  
UNESP – São José do Rio Preto  
Orientador.

Prof<sup>ª</sup>.Dr<sup>ª</sup>. Ana Júlia Viana Cavaleiro  
UMINHO – Braga – Portugal

Dr<sup>ª</sup>. Gisele Ferreira Bueno  
UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.Dr. Crispin Humberto Garcia Cruz  
UNESP – São José do Rio Preto

Dr<sup>ª</sup>. Crislene Barbosa de Almeida  
UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto, 27 de novembro de 2015.

*“Posso ter defeitos, viver ansioso e ficar irritado algumas vezes,  
mas não esqueço de que minha vida  
é a maior empresa do mundo...  
E que posso evitar que ela vá à falência.  
Ser feliz é reconhecer que vale a pena viver  
apesar de todos os desafios, incompreensões e períodos de crise.  
Ser feliz é deixar de ser vítima dos problemas e  
se tornar um autor da própria história...  
É atravessar desertos fora de si, mas ser capaz de encontrar  
um oásis no recôndito da sua alma...  
É agradecer a Deus a cada manhã pelo milagre da vida.  
Ser feliz é não ter medo dos próprios sentimentos.  
É saber falar de si mesmo.  
É ter coragem para ouvir um 'não!!!  
É ter segurança para receber uma crítica,  
mesmo que injusta...  
Pedras no caminho?*

*Guardo todas, um dia vou construir um castelo”*

*(Fernando Pessoa)*

*“Ainda que eu tenha tamanha fé, a ponto de transportar montes, se não  
tiver persistência, nada serei.”*

*Carta de São Paulo aos Coríntios*

## **Dedicatória**

Aos meus pais:

Maria Aparecida Chiareli dos Santos e José Arimatéia dos Santos, pelo profundo amor, apoio em momentos de dificuldade, por sempre poder contar com vocês, e pela dedicação incansável de suas vidas para minha formação pessoal e profissional. Agradeço à vocês por ser hoje uma pessoa realizada! Vocês são o meu exemplo, e o meu maior tesouro!

Amo muito vocês!

Dedico

Aos meus avós, Agenor, Zuleika e Dorvina, que tive o privilégio de conhecer e aprender muitas coisas, as quais me ajudaram a ser a pessoa que sou hoje! E ao meu avô Sebastião, que sempre está pertinho do meu coração me protegendo lá do céu.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por sempre ser tão generoso comigo!

Ao meu Orientador Prof. Dr. Vanildo Luiz Del Bianchi, por estes anos de convivência, pelos valiosos ensinamentos que proporcionaram meu crescimento profissional e pessoal. Pelos conselhos, pela paciência, tempo e amizade dedicados a mim durante esse período. Agradeço a oportunidade de poder concluir este projeto com a qualidade de suas orientações. Obrigada por me ajudar a realizar um sonho!

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Maria Madalena Alves por permitir realizar uma parte do trabalho nos laboratórios do grupo BRIDGE na Universidade do Minho. Por toda sua ajuda, por seu interesse pela Ciência e por sua especial amizade, sem as quais não seria possível concluir esta Tese de Doutorado. Obrigada por me receber tão bem!

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup> Giovana Tommaso, pelos conselhos, pelos ensinamentos e pela amizade!

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup> Ana Júlia, que durante a minha estadia em Portugal sempre me ajudou muito em todos os sentidos, te considero uma grande amiga! Obrigada!

Ao Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto e aos professores do curso de Pós-graduação, pelo aperfeiçoamento profissional.

À Universidade do Minho – Braga – Portugal.

À CAPES por me conceder a bolsa PDSE para doutorado no exterior.

Aos Professores Ana Júlia, Gisele Bueno, Crispin Humberto e Crislene Almeida que compuseram a banca examinadora, pela disponibilidade e correções as quais enriqueceram o trabalho.

Agradeço aos queridos amigos de laboratório em São José do Rio Preto: Arturo, Débora, Guilherme, Guilherme, Lady, Luiz, Marília, Mary, Maurício, Raphael, Samara, Ana e Nathalia, ter convivido com vocês foi um privilégio que fez toda diferença!

Agradeço aos queridos amigos de laboratório BRIDGE em Portugal: obrigada pela recepção, amizade, ensinamentos, companheirismo!

Aos amigos que fiz para vida toda em Braga: Salomé, Carla, Patricia, Sara, Sônia, Sérgio, João, Joaquim e Jorge, vocês com certeza têm um lugarzinho especial no meu coração.

Especialmente aos meus amigos irmãos que são para a vida toda: Fernando, Raquel, Bruno, Ana Cecília, Jadilson, Grasiela, Rodrigo, obrigada pela paciência, e por entender quando precisei me afastar, sei, que mesmo longe sempre estaremos juntos! Vocês são realmente muito importantes para mim, e sem a amizade de vocês, não teria sido a mesma coisa! Obrigada por me ajudarem a tornar meus sonhos realidade!

A todos da minha família: tias, tios, primos e primas! Obrigada pelo apoio, paciência e amor!

## RESUMO

Foi avaliado o desempenho de dois sistemas anaeróbios para o tratamento de água residuária de laticínios. O primeiro sistema foi composto por reatores anaeróbios horizontais, combinados à fertirrigação subsuperficial (SAHFS) em plantação de tomates cereja no tratamento de águas residuárias de laticínios. Diferentes meio suporte foram testados, pedra brita e tiras de pneus, para verificar qual o material proporcionaria uma melhor aderência aos micro-organismos formando assim o biofilme para o sistema de tratamento anaeróbio. Obteve-se uma eficiência de remoção de Demanda Química em Oxigênio (DQO) de 80% e 90% para o meio suporte brita e pneu (sistemas A e B), respectivamente. Foram também avaliadas diferentes concentrações de alimentação de água residuária e, verificou-se uma eficiência de remoção de DQO de 97% para os sistemas alimentados com 1 e 6 g L<sup>-1</sup> DQO (sistema D e E, respectivamente). Para o sistema alimentado com 10 g L<sup>-1</sup> DQO (sistema F) a eficiência de remoção de DQO foi de 92%. Em relação aos resultados obtidos pela fertirrigação subsuperficial nos sistemas D, E e F, os valores médios da taxa de crescimento das plantas foram de 80, 120 e 70 cm, e, a área de massa foliar foram de 7.000, 18.000 e 6.000 cm<sup>2</sup>, respectivamente. O segundo sistema utilizado para o tratamento de água residuária de laticínio, foi composto por um reator anaeróbio de manta de lodo invertido (IASB). Uma nova configuração do reator anaeróbio de alta taxa que visa principalmente tratar águas residuárias com grandes quantidades de lipídios como é o caso da água residuária de laticínio. O reator foi operado em ciclos de alimentação/reação, para que o consórcio microbiano do reator conseguisse degradar a matéria orgânica. Durante os ciclos foram testados diferentes Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 1.00, 0.67 e 0.33 dias e uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 2.4, 3.6 e 7.2 g DQO L<sup>-1</sup>. Foi possível verificar que os valores de remoção de DQO rondam os 90% em todos os TDH e COV estudados. A produção de metano foi medida ao longo do experimento, e os valores obtidos foram de 70 - 80 L CH<sub>4</sub> dia<sup>-1</sup>. Sendo a porcentagem de matéria orgânica convertida em metano de 50%. Os principais ácidos graxos de cadeia longa analisados em amostra retiradas do reator foram

acetato e propionato. Os dois sistemas estudados, sistema anaeróbio horizontal de fertirrigação subsuperficial (sendo uma proposta mais orgânica e simplificada de um tratamento anaeróbio) e o sistema do reator anaeróbio de manta invertido (sendo tecnologia mais moderna e específica para converter matéria orgânica em metano) apresentaram resultados promissores para a o tratamento de águas residuais de laticínios contendo uma elevada concentração de lipídios.

**Palavras-chave:** Tratamento anaeróbio, fertirrigação subsuperficial, efluentes de laticínios, IASB, degradação de lipídeos.

## ABSTRACT

The performance of two anaerobic systems for treating wastewater from dairy products industries was evaluated. The first systems composed by horizontal-flow anaerobic reactors combined with subsurface ferti-irrigation (SAHFS) culture cherry tomato were fed with wastewater from the dairy products industry. Different support materials, crushed stone and tire strips, were used in order to verify the best materials which provide a better adherence to microorganisms, thereby forming a biofilm for the anaerobic treatment system. The chemical oxygen demand (COD) removal efficiency obtained was 80 % and 90 % for the material crushed stone and tire strips (Systems A and B) respectively. Also different feed concentrations of wastewater were tested, and 97 % of COD removal efficiency was obtained for the system feed with 1 and 6 g L<sup>-1</sup> COD (system D and E, respectively). For the system feed with 10 g L<sup>-1</sup> COD (system F) the COD removal efficiency was 92%. The results obtained in the subsurface ferti-irrigation culture cherry tomato for the systems D, E and F, were 80, 120 and 70 cm for culture plants growth and for the leaf area mass were 7.000, 18.000 and 6.000 cm<sup>2</sup>, respectively. The second system used for the treatment of wastewater from dairy industry was composed by an inverted anaerobic sludge blanket reactor (IASB). A new configuration of high rate anaerobic reactor with the aim to treating wastewater with large amounts of lipids, as in the case of dairy industries wastewaters. The reactor operated in cycles feed/reaction, so that the microbial consortia of the reactor could degrade the organic matter. During the cycles, different Hydraulic Retention Times (HRT) were tested of 1, 0.67 and 0.33 days and also different organic load rate (OLR) of 2.4 3.6 and 7.2 g COD L<sup>-1</sup>. It was possible to verify values of COD removal of 90% in all HRT and OLR used. The production of methane during the experiment was 70 - 80 L CH<sub>4</sub> day<sup>-1</sup>. The percentage of organic matter converted into methane was 50%. The main long-chain fatty acids analyzed in samples taken from the reactor sample were acetate and propionate. The two systems studied, horizontal anaerobic system of subsurface ferti-irrigation (being a more organic and simple anaerobic treatment) and the inverted anaerobic sludge blanket reactor system (advance technology and

specific to convert organic matter into methane) showed promising results for the treatment of wastewaters of dairy products industries.

**Keywords:** Anaerobic Treatment, Subsurface Irrigation, Dairy Effluent , IASB , Lipid Degradation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Representação Esquemática da planta de tomate cereja.....	16
Figura 2	Determinação da área da telha de cimento.....	19
Figura 3	Determinação do volume da telha de cimento.....	19
Figura 4	Meio suporte utilizado nos SAHFS.....	20
Figura 5	Meio suporte inoculado em lodo anaeróbio sobreposto por manta de bidim e solo. Sistema de alimentação dos SAHFS composto por tubos de PVC.....	21
Figura 6	Representação esquemática do sistema SAHFS.....	22
Figura 7	Valores de DQO dissolvida afluyente e pontos de coleta do SAHFS A.....	25
Figura 8	Valores de DQO dissolvida do afluyente e pontos de coleta do SAHFS B.....	26
Figura 9	Eficiência de Remoção DQO do SAHFS A e B.....	27
Figura 10	Valores do pH no afluyente e demais pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) no SAHFS A.....	28
Figura 11	Valores do pH afluyente e demais pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) no SAHFS B.....	28
Figura 12	Gráfico de crescimento da plantação de tomate cereja dos sistemas SAHFS A (pedra brita), B (lascas de pneu) e C (Controle) sendo que os valores PN correspondentes à planta (P) e à localização de cada planta no SAHFS (N).....	31
Figura 13	Instalação dos SAHFS com meio suporte Pneu.....	44
Figura 14	Meio suporte inoculado em lodo anaeróbio.....	45

Figura 15	SAHFS no primeiro dia de operação do segundo ensaio.....	46
Figura 16	Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS D.....	49
Figura 17	Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS E.....	50
Figura 18	Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS F.....	51
Figura 19	Eficiência de Remoção DQO do SAHFS D, E e F.....	52
Figura 20	Valores do pH no afluente e demais pontos de coleta (1, 2 e 3) no SAHFS D.....	55
Figura 21	Valores do pH no afluente e demais pontos de coleta (1, 2 e 3) no SAHFS E.....	56
Figura 22	Valores do pH no afluente e demais pontos de coleta (1, 2 e 3) no SAHFS F.....	56
Figura 23	Crescimento da plantação de tomate cereja do SAHFS D, E e F, sendo que os valores PN correspondentes a planta (P) e a localização de cada planta no SAHFS (N).....	58
Figura 24	Plantação de tomate cereja no início do ensaio 2.....	60
Figura 25	SAHFS D, E e F no experimento 2.....	61
Figura 26	Frutos dos SAHFS D, E e F.....	61
Figura 27	Aumento da massa foliar das plantas ao longo do tempo nos SAHFS D, E e F respectivamente.....	62
Figura 28	Representação esquemática da instalação experimental utilizada.....	73
Figura 29	Gasômetro (Ritter MGC-1 V3.0 600 ml/h) utilizado para medida da produção diária de biogás do reator IASB.....	77

Figura 30	Evolução da carga orgânica aplicada e TDH ao longo do tempo de operação (C e B representam os períodos de operação do reator, contínuo e batelada).....	79
Figura 31	Valores de eficiência de remoção de DQO no reator IASB.....	80
Figura 32	Valores de DQO total da entrada e DQO total saída.....	81
Figura 33	Produção de metano ao longo do experimento.....	81
Figura 34	Escuma cinza formada no topo do reator, comum em efluentes ricos em lipídeos.....	82
Figura 35	Valores de VFA, produzidos no IASB durante os ciclos de alimentação contínua.....	83
Figura 36	Valores de pH do IASB na entrada e saída.....	84
Figura 37	Produção acumulativa de biogás e metano.....	85
Figura 38	Taxa de produção de metano por dia.....	85
Figura 39	Sólidos suspensos à saída do reator.....	86

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Exames e determinações efetuados nos afluentes e efluentes durante os ensaios 1 e 2.....	23
Tabela 2	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) da Demanda Química de Oxigênio dissolvida, obtido durante a operação dos sistemas SAHFS A e B nos diversos pontos de amostragem.....	24
Tabela 3	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS A (Brita 1).....	29
Tabela 4	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS B (Tiras de Pneu).....	29
Tabela 5	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) da Demanda Química de Oxigênio dissolvida, obtido durante a operação do Sistema SAHFS D, E e F com concentrações de DQO de 5.400, 6.500 e 11.000 mg L <sup>-1</sup> respectivamente.....	48
Tabela 6	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS D com concentração de DQO de 5.400 mg L <sup>-1</sup> .....	54

Tabela 7	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos suspensos totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS E com concentração de DQO de 6.500 mg L <sup>-1</sup> .....	54
Tabela 8	Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade e Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos Suspensos totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS F com concentração de DQO de 11.000 mg L <sup>-1</sup> .....	54
Tabela 9	Concentração dos compostos utilizados para as soluções de Macronutrientes e Micronutrientes.....	74
Tabela 10	Condições de operação impostas ao reator IASB.....	76
Tabela 11	Rendimentos de metano em cada período de alimentação.....	86

## LISTA DE ABREVIACÕES

ABR	Reator Anaeróbio em Batelada
AGCL	cidos Graxos de Cadeia Longa
AGV	cidos Graxos Voláteis
ARL	Aguas Residuárias de Laticínios
AVT	cidos Voláteis Totais
C.V.	Coefficiente de Variação
COD	Chemical Oxygen Demand
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FPM	Filtros Plantados com Macrófitas
FPMH	Filtros Plantados com Macrófitas Horizontais
FPMV	Filmetros Plantados com Macrófitas Verticais
HRT	Hydraulic Retention Times
IASB	Inverted Anaerobic Sludge Blanket
OLR	Organic Load Rate
PN	Planta Número
RAHC	Reator Anaeróbio Horizontal com Chicanas
RAHLF	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fixo
SAC	Sistema anaeróbio construído
SACS	Sistema alagado construído
SAHFS	Sistema Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subsuperficial
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TCO	Taxa de Carregamento Orgânico
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
VFA	Volatile Fatty Acids

WC	Wetland Construído
WCFH	Wetland Construído de Escoamento Subsuperficial de Fluxo Horizontal
WFS	Wetland de fluxo superficial
WFSS	Wetland de fluxo subsuperficial

## SUMÁRIO

### **CAPÍTULO 1 – TRATAMENTO ANAERÓBIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIO.**

1.1	Introdução.....	1
1.1.1	Águas residuárias de laticínios.....	2
1.1.2	Tratamento Anaeróbio.....	4
1.2	Referências.....	6

### **CAPITULO 2 – DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ANAERÓBIO HORIZONTAL DE FERTIRRIGAÇÃO E ESCOLHA DO MATERIAL SUPORTE.**

2.1	Introdução.....	8
2.1.1	Reator Anaeróbio Horizontal.....	8
2.1.2	“Wetlands”.....	9
2.1.3	Material Suporte.....	13
2.1.4	Fertirrigação.....	14
2.1.5	Cultura de Tomate Cereja.....	15
2.2	Objetivos.....	18
2.3	Material e Métodos.....	18
2.3.1	Descrição do experimento.....	18
2.3.2	Análises físico químicas.....	22
2.3.3	Análise do crescimento das Plantas.....	23
2.4	Resultados e discussão.....	23
2.4.1	Análises físico químicas.....	23
2.4.2	Análises de crescimento da planta.....	30
2.5	Conclusões do capítulo 2.....	33
2.6	Referências.....	34

### **CAPÍTULO 3 – OTIMIZAÇÃO DE OPERAÇÃO DOS SAHFS.**

3.1	Introdução.....	41
3.1.1	Tempo de detenção hidráulica em sistemas alagados construídos....	41
3.1.2	Escolha do material suporte.....	42
3.2	Objetivos.....	43
3.3	Procedimento experimental.....	44
3.3.1	Material e métodos.....	44
3.3.2	Avaliação do crescimento das plantas.....	45
3.4	Resultados e discussão.....	47
3.4.1	Análises físico química nos SAHFS com diferentes concentrações de carga orgânica na alimentação.....	47
3.4.2	3.4.2 – Análise de crescimento e área foliar da plantação.....	57
3.5	Conclusões do capítulo 3.....	63
3.6	Referências.....	64

### **CAPÍTULO 4 – REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO INVERTIDO (IASB), NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIO.**

4.1	Introdução.....	67
4.1.1	Tratamento anaeróbio de efluentes ricos em lipídios.....	67
4.1.2	Estratégias de operação em reatores anaeróbios com alimentação rica em lipídios.....	69
4.1.3	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Invertido (IASB).....	71
4.2	Objetivos.....	72
4.3	Material e métodos.....	72
4.3.1	Instalação experimental.....	72
4.3.2	Modo de operação.....	74
4.3.3	Análise de rotina.....	76

4.4	Resultados e discussão.....	79
4.5	Conclusões do capítulo 4.....	87
4.6	Referências.....	88
<b>5.0</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>90</b>
<b>6.0</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>91</b>

## **CAPÍTULO 1 – TRATAMENTO ANAERÓBIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS**

### **1.1 – INTRODUÇÃO**

As indústrias de alimentos no Brasil e no mundo estão entre os segmentos que mais geram resíduos em suas atividades.

Devido às etapas de processamento empregadas na fabricação de seus produtos, uma grande quantidade de água é utilizada tanto para lavagem de equipamentos, dependências, e em alguns, casos até para a higienização do próprio produto antes de ser processado.

Os efluentes, principalmente de atividades agroindustriais, ao serem despejados, causam alteração nos corpos receptores, pois o mundo tem se voltado cada vez mais ao desenvolvimento em grande escala no que se diz respeito à área industrial, principalmente no setor alimentício.

Em relação às águas residuárias de produtos lácteos, as águas de refrigeração e as águas de caldeiras não são, geralmente, consideradas como efluentes líquidos nas indústrias de laticínios, uma vez que são geralmente reutilizadas.

Os resíduos líquidos gerados no processamento de lácteos, são considerados os principais responsáveis pela poluição causada pela indústria de laticínios, possuindo altos valores de matéria orgânica, principalmente gordura, que são consideravelmente prejudiciais para a qualidade desse efluente.

Devido a esse fato, várias alternativas de tratamento para águas residuárias industriais têm sido apresentadas nos últimos anos visando amenizar o grande impacto que essa atividade causa sobre a qualidade da água sendo o tratamento anaeróbio muito utilizado.

O tratamento anaeróbio se dá a partir do conceito da utilização de uma microbiota anaeróbia que tem como objetivo deteriorar a matéria orgânica melhorando, assim, a qualidade dessa água residuária.

A importância do mesmo vem sendo extensamente pesquisada por vários autores, onde os mesmos constatam que os micro-organismos anaeróbios são extremamente frágeis ao contato com ácidos graxos de cadeias longas, causando assim, na maioria das vezes, baixas eficiências de remoção.

### 1.1.1 - Águas residuárias de laticínios

As indústrias alimentares, principalmente as indústrias de processamento de leite, carne, peixe, cereal, entre algumas outras, tiveram necessidade de aumentar as suas produções, resultando em um maior consumo de matérias-primas como no aumento dos resíduos produzidos, sejam eles sólidos ou líquidos (PEREIRA, 2010).

O Brasil possui um grande potencial de produção leiteira: em 2013, foram adquiridos 34,255 bilhões de litros de leite pelas indústrias que fazem parte deste setor. Este volume indica aumento de aquisição de 21% com relação ao mesmo período de 2012. A produção de leite apresentou aumento de 6,0% no comparativo entre 2012 e 2013 (IBGE, 2013).

O conhecimento das características do resíduo a ser tratado possibilita uma escolha mais apropriada na seleção de processos de tratamento e técnicas de disposição final a serem utilizadas. Uma grande quantidade dos compostos orgânicos presentes neste tipo de efluentes provém diretamente do leite e seus derivados (DEMIREL et al., 2005).

De acordo com a literatura, o valor característico da Demanda Química de Oxigênio (DQO) para efluente industrial de laticínio encontrado, é de aproximadamente 5100 mg L<sup>-1</sup> (ZUCCARI, GRANER e LEOPOLDO, 2005; SALAZAR, 2009; MATOS, 2010; BRIÃO et al., 2015).

A elevada carga orgânica, encontrada em águas residuárias de Laticínios, contém compostos protéicos, gordurosos, carboidratos, materiais sólidos flutuantes (principalmente graxas), além de produtos químicos ácidos e alcalinos, detergentes, desinfetantes e lubrificantes, também há a eventual presença de organismos patogênicos como *Salmonella typhimurium*, *S. derby*, *S. dublin*, *Campylobacter jejuni* e *Listeria spp*, derivados da mistura dos esgotos industriais provenientes das

bacias sanitárias da empresa, do próprio leite cru de animais doentes ou contaminados e que resistem à pasteurização (VASAVADA, 1988; BRAILE e CAVALCANTE, 1993; CATÃO et al., 2000; KONIG et al., 2000; LIMA et al., 2013; NIRENBERG e FERREIRA, 2005; SILVA e EYNG, 2013).

Estas águas são geralmente neutras ou pouco alcalinas com tendência de ser tornarem rapidamente ácidas devido a fermentação da lactose (PEIRANO, 1995).

A quantidade e a carga poluente das águas residuárias das indústrias de laticínios variam bastante, dependendo, sobretudo, da água utilizada, do tipo de processo e do controle exercido sobre as várias descargas de resíduos (NIRENBERG e FERREIRA 2005).

Devido às suas características essencialmente orgânicas e pelo fato da maioria dos laticínios se localizarem fora da área urbana e distantes da rede coletora de esgotos municipais, é obrigatório que as indústrias instalem, no próprio terreno, uma estação de tratamento de efluentes, com a finalidade de controlar e minimizar as fontes poluidoras como solução efetiva para assegurar a qualidade ambiental. O efluente da ETE de laticínios pode conter elevadas concentrações de nutrientes e seu lançamento em corpos receptores contribui com o processo de eutrofização degradando o corpo aquático e assim restringindo seu uso (KONIG et al., 2000).

Segundo Mendonça (2011), uma unidade de beneficiamento de leite de pequeno porte que processa aproximadamente 10.000 L de leite por dia, gera uma quantidade de efluentes 3 vezes maior (30.000 L) que o volume de matéria prima processada por dia este efluente possui poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 1.111 pessoas, sendo a DBO do efluente da ordem de 2.000 mg L<sup>-1</sup> considerando que em média cada habitante produza 54 g de DBO dia<sup>-1</sup>. Desta maneira, fica evidente a necessidade do tratamento dos efluentes antes de seu lançamento em cursos de água.

Gorduras e óleos são contaminantes comuns de esgoto e provenientes de indústrias de laticínios, matadouros, fazendas de gado e instalações de processamento de óleo de cozinha ou seja, efluentes ricos em lipídios (ácidos graxos

de cadeia longa ou AGCL) (PERLE et al., 1995; BECCARI et al., 1996; BROUGHTON et al., 1998; SAYED et al., 1998).

Lipídios são substratos apropriados para o tratamento anaeróbio de alta taxa, e também são co-substratos ideais para modelagens de reatores adsorventes. Desde que a tecnologia apropriada seja utilizada e a estratégia de alimentação seja seguida, lipídios podem ser eficientemente convertidos em metano pelo consórcio microbiano de bactérias acetogênicas e arqueias metanogênicas (CAVALEIRO et al., 2009).

Tal fenômeno aponta para a necessidade de se encontrar mecanismos de tratamento que levem não somente à redução desses resíduos, como também à devolução de uma água mais pura ao meio ambiente, aliando ao reuso da água em diversas aplicações (SILVA e EYNG 2013).

### **1.1.2 – Tratamento Anaeróbio**

Os sistemas anaeróbios de tratamento podem ser subdivididos em várias categorias, porém, todos tem a mesma finalidade, que consiste na capacidade dos micro-organismos envolvidos utilizarem compostos orgânicos biodegradáveis transformando-os em subprodutos formados, que podem ser encontrados tanto na forma sólida, líquida ou gasosa. A capacidade de utilização desses compostos depende da atividade microbianada biomassa presente (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Chernicharo et al. (2001), para a construção e maiores condições de sucesso na operação de reatores anaeróbios, deverão ser considerados os seguintes parâmetros: acúmulo de grande quantidade de biomassa seguido de consequente aumento de TRC (Tempo de Retenção Celular), fato esse que permite o reator ter maiores condições de sucesso na remoção da carga orgânica, além de melhorar o contato entre os constituintes do resíduo, afluente e os sólidos biológicos contidos no reator; adição de uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento; e também promover a uniformização do escoamento do reator.

Em temperaturas altas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando possivelmente em uma maior eficiência do processo. No geral, o processo anaeróbio pode ser desenvolvido em temperaturas mesofílicas 30°C a 45°C, ou termofílicas 45°C a 60°C (LEITE et al., 2008).

De acordo com os mesmos autores, já foram testadas diferentes cargas para diferentes tipos de reatores e substratos. Em comparação com outros tipos de tratamentos, o processo anaeróbio responde satisfatoriamente bem às flutuações de carga, principalmente quando os reatores já se encontram operando em estado de equilíbrio dinâmico.

Em relação ao pH, a produção de metano pelas bactérias ocorre na faixa de 6,8 a 7,4, e valores abaixo de 6,0 podem inibir por completo a geração de metano. As bactérias produtoras de ácidos voláteis têm um crescimento ótimo na faixa de 5 a 6, tendo uma tolerância maior em valores mais baixos de pH. A interação entre a alcalinidade e a acidez fundamenta-se na capacidade de tamponamento do sistema, ou seja, a de neutralizar os ácidos formados no processo (CAMPOS, 2004).

## REFERÊNCIAS

\_\_\_\_\_. C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

BECCARI, M. et al. Interaction between acidogenesis and methanogenesis in the anaerobic treatment of olive oil mill effluents. **Water Research**, Rome, n. 30, p.183–189, 1996.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTE, J. E. W. A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. CETESB. São Paulo, p.139-154, 1993.

BRIÃO, V. B. et al. Ultrafiltração de efluente modelo e efluente industrial de laticínios. **Revista CIATEC-UPF**, Passo fundo, 7(1), 1-12, 2015.

BROUGHTON, M. et al. Anaerobic batch digestion of sheep tallow. **Water Research**, Mosgiel, v.32, n.5, 1423–1428, 1998.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB: FINEP, 2004.

CATÃO, R. M. C. et al. Bactérias do gênero *Listeria* em águas residuárias do processamento do leite. In: 9 **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000.

CAVALEIRO, A.J. et al. Continuous high rate anaerobic treatment of oleic acid based wastewater is possible after a step feeding start-up. **Environmental Science Technology**, Braga, 43, 2931–2936, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB: FINEP, p. 377-454. 2001.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. **Process Biochemistry**, Istanbul, 40, 2583-2595, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estatística da produção pecuária**. Março de 2013. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos\\_201004\\_publ\\_completa.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201004_publ_completa.pdf)>. Acesso em: 15 dez. 2015.

KONIG, A.; LIMA, L. M. M.; CEBALLOS, B. S. O. Comportamento das águas rediuárias brutas e tratadas provenientes de uma indústria de Laticínios durante um dia de funcionamento. In: **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 27, 2000, Fortaleza. Anais eletrônicos... Fortaleza: ABES, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-031.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2015.

LEITE, J. A. C. et al. Application of an anaerobic packed-bed bioreactor for the production of hydrogen and organic acids. **International Journal of Hydrogen Energy**, São Carlos, 33, 579- 586, 2008.



## **CAPITULO 2 – DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ANAERÓBIO HORIZONTAL DE FERTIRRIGAÇÃO E ESCOLHA DO MATERIAL SUPORTE.**

### **2.1 – INTRODUÇÃO**

#### **2.1.1 – Reator Anaeróbio Horizontal**

De acordo com Lima et al. (2005), os reatores de leito fixo caracterizam-se por dispor de um meio suporte para retenção da biomassa em seu interior de forma a propiciar condições favoráveis ao crescimento do biofilme aderido e/ou retido.

Inserir-se, neste tipo de configuração, o Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF) dotado de meio suporte, tal como matrizes de espuma de poliuretano, para imobilização da biomassa anaeróbia, tendo sido concebido visando elevada retenção celular e a otimização do volume útil reacional através da redução do volume destinado à separação do gás gerado (FORESTI et al., 1995).

De acordo com Benis et al. (2009), os reatores horizontais com biomassa imobilizada (RAHLF) são uma geração de reatores biológicos de alta taxa. Eles são capazes de manter alta concentração de biomassa aderida ao suporte, boas características hidrodinâmicas e tempo de detenção hidráulica relativamente curto para cargas orgânicas elevadas.

Existe a necessidade de estudos para a determinação dos limites de aplicação de cargas orgânicas e volumétricas para o melhor aproveitamento do volume útil dos reatores, tornando-os mais econômicos (AMORIM et al., 2000).

De acordo com Santos e Oliveira (2011), para algumas situações, como propriedades rurais, onde normalmente não existem grandes limitações de área de terreno, mas há a necessidade de conservação do solo para a produção agropecuária, a maior facilidade de instalação e os menores requisitos de área e de complexidade estrutural de construção também podem configurar-se como vantagens para a utilização dos reatores anaeróbios horizontais.

Devido ao sucesso dos pesquisadores com a cinética dos reatores horizontais, a biotecnologia anaeróbia vem sendo adaptada e utiliza-se o conceito de reatores horizontais para a confecção de Sistemas Anaeróbios de Construídos ou (SAC) e também de “Wetlands”.

### **2.1.2 – “Wetlands”**

“Wetlands” naturais são definidos como terras onde a superfície da água está próxima ou na superfície do terreno por tempo suficiente, ao longo do ano, para manter o solo em condições saturadas para a vegetação relacionada. Um “wetland” construído (WC) é aquele cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe um “wetland” natural (USEPA, 1993).

Assim sendo, o mecanismo de tratamento dos WC é baseado em “wetlands” naturais, onde microorganismos, plantas e animais nativos trabalham juntos para reduzir os poluentes da água. Para maximizar a eficiência do tratamento, as formas como esses mecanismos ocorrem precisam ser mais bem entendidas. A continuidade das pesquisas nesse sentido é de suma importância para promover a melhoria desses sistemas (DORNELAS, 2008).

Os “wetlands” construídos são sistemas normalmente utilizados no tratamento de águas residuárias biodegradáveis, tais como as de origem doméstica, da suinocultura, de laticínios, industriais, entre outros alcançando boa redução da carga poluidora contida nesses efluentes (DOMINGOS 2011).

Denomina-se filtros plantados com macrófitas (FPM) os sistemas “wetlands” construídos de escoamento subsuperficial, nos quais macrófitas emergentes são plantadas diretamente no material filtrante, usualmente brita e/ou areia. De acordo com o tipo de fluxo hidráulico, os FPM podem ser de fluxo horizontal (FPMH) ou vertical (FPMV) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos FPMH, o esgoto é lançado na porção inicial do filtro e segue horizontalmente por meio do material filtrante até atingir a porção final do filtro, onde é coletado, devido a uma declividade de fundo. Essa configuração do FPMH

possibilita que o efluente entre em contato com o biofilme em regiões aeróbias, existentes ao redor das raízes das macrófitas, mas também com regiões anóxicas e anaeróbias que ocorrem nas camadas de maior profundidade do leito, favorecendo, assim, uma boa remoção de matéria orgânica, de sólidos e principalmente desnitrificação (quando o efluente estiver previamente nitrificado) (HOFFMANN e PLATZER, 2011).

De acordo com Dornelas (2008), sistemas de “wetlands” construídos para tratamento de águas residuárias podem ser classificadas como: “Wetlands” de Fluxo Superficial (WFS) e “Wetlands” de Fluxo Subsuperficial (WFSS).

Em sistemas de “Wetlands” de Fluxo Superficial, a lâmina d’água encontra-se acima da superfície do solo e as plantas se apresentam enraizadas na camada de sedimento na base da coluna de água. O ambiente nos sistemas de WFS é geralmente aeróbio próximo à superfície da água, tendendo para condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento. O biofilme microbiano cresce em toda superfície disponível das plantas e é o mecanismo principal de remoção de poluentes (DORNELAS, 2008).

De acordo com Sezerino et al. (2015), nos “wetlands” construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (WCFH), o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada, geralmente composta por brita, de onde irá percolar vagarosamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Essa percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo.

Durante a percolação do afluente no WCFH, o esgoto entrará em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das macrófitas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para as raízes e, sobretudo, ocorre nessa porção do leito filtrante uma significativa convecção e difusão de oxigênio atmosférico. Quando da passagem do efluente na rizosfera, ocorre uma depuração através de processos físicos e químicos e, mais efetivamente, devido à degradação microbiológica (COOPER et al., 1996; BRIX, 1997).

Nos “wetlands” horizontais de fluxo subsuperficial, que demonstram ter taxas mais elevadas de remoção de contaminante por unidade de área em relação às “wetlands” de fluxo superficial, a água residuária escoar abaixo da superfície livre e por isso é chamado de escoamento subsuperficial, percolando entre os canais criados pelas raízes e/ou pelos poros do material filtrante (DORNELAS, 2008).

Nos últimos anos, pesquisas para o tratamento de águas residuárias, vem sendo realizadas com o uso de sistemas alagados construídos (SACs) a biotecnologia vem ganhado popularidade, devido à fácil manutenção, baixo custo de implantação comparado a tratamentos convencionais (ABRAHÃO, 2006; MATOS, ABRAHÃO e PEREIRA, 2011; MENDONÇA et al., 2015).

Os sistemas podem ser utilizados para o tratamento de diversos tipos de água residuária, inclusive as que possuem alta carga orgânica, como laticínios e suinocultura (CARDOSO et al., 2015, FIA et al., 2015).

Este sistema ainda tem como vantagem a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo da água residuária de laticínio (Mendonça et al., 2012) e também capacidade de manutenção do pH dentro de limites aceitáveis e preconizados pela legislação federal CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011), para lançamento de efluentes em cursos de água. Nos Estados Unidos e Europa, o uso de SACs vem sendo registrado em um grande número de indústrias de laticínios, apresentando resultados promissores (HEALY e CAWLEY, 2002).

O bom desempenho do SAC é devido a processos físicos-químicos e biológicos que ocorrem no sistema pelas interações entre o efluente com a planta, os microrganismos presentes, o meio suporte e o ambiente. Segundo Begosso (2009), para aumentar a eficiência dos processos que ocorrem no sistema, pode-se acoplar dois ou mais SACs de fluxos diferentes, visando melhorar a qualidade do efluente por processos distintos e complementares.

Os mecanismos envolvidos no tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos são: filtração, degradação microbiana da matéria orgânica por biofilmes aderidos ao meio suporte, absorção de nutrientes pelos rizomas das vegetações e microrganismos, adsorção e dessorção, entre outros (MENDONÇA et al., 2015).

A aplicabilidade de SACs de escoamento horizontal tem sido relatada com frequência em estudos realizados em países de clima temperado (VYMAZAL, 2010; VYMAZAL E KRÖPFELOVÁ, 2011; VYMAZAL 2014) e também em países de clima tropical (FIA et al., 2008, MATOS et al., 2012).

Os SACS são sistemas projetados para utilizar plantas cultivadas em meio suporte (solo, areia, brita ou cascalho), onde naturalmente, sob condições ambientais adequadas, a capacidade de remoção de poluentes nesse sistema é decorrente de mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se, dentre eles, processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (WOOD, 1995, KINCANON e MCANALLY, 2004).

O meio suporte provê mais área superficial para o crescimento de biofilme bacteriano, resultando em um aumento na eficiência de tratamento e, assim, resulta em um “wetland” menor (USEPA 2000).

Se a superfície da água é mantida abaixo da superfície do meio, há menor risco de odores, ausência de mosquitos e outros insetos vetores, e o mínimo risco de exposição da população ou animais ao contato direto com a água residuária (USEPA 1993).

As principais variáveis para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias em SACs são o tempo de residência hidráulica, as geometrias do tanque (altura, largura e comprimento), a taxa de carga orgânica (METCALF e EDDY, 1991) e a taxa de aplicação hidráulica (SULIMAN et al., 2004).

A vegetação implantada nos referidos sistemas atua como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o meio suporte permitindo a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes. Essas plantas também favorecem o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, depurando o meio (MATOS et al., 2010).

Diversos estudos vêm demonstrando que a utilização de reatores anaeróbios horizontais e “wetlands” permitem a aplicação de cargas diárias mais

elevadas aos sistemas de tratamento e também uma maior eficiência de remoção da matéria orgânica (KUNZLER, 2010, CHAGAS et al., 2011).

### **2.1.3 – Material Suporte**

O material suporte contribui para o aumento do tempo de retenção de sólidos, favorecendo a população metanogênica e, assim, aumentando a capacidade do reator de resistir a choques orgânicos, as mudanças nas características do material suporte e a presença de compostos tóxicos, mas também podendo contribuir para o entupimento do reator, em virtude da retenção exagerada de sólidos suspensos (RODGERS et al., 2008).

A seleção de material suporte para o biofilme é baseada nos objetivos específicos de tratamento, como a composição da água residuária a ser tratada e a facilidade de aderência dos micro-organismos (VELA, 2006).

De acordo com Van Loosdrecht et al., (1987) a superfície de material inerte é um ótimo local para o desenvolvimento de microrganismos, pois apresentam uma atividade metabólica superior aos que se encontram não fixados (LIU, 1994), ou seja, quanto maior rugosidade apresentar, o destaque em sua utilização como material suporte será maior. Pois segundo o autor, para um suporte pouco rugoso, as colônias microbianas são expostas a forças de cisalhamento do líquido, conduzindo a um grande desprendimento e à formação de um filme homogêneo e fino.

Para suportes que apresentam macrorrugosidade, a situação é diferente, pois o biofilme se desenvolve inicialmente apenas dentro das cavidades da superfície, onde os microrganismos são protegidos de forças de cisalhamento. Os microrganismos ficam firmemente ligados à superfície do suporte, porém o biofilme formado é irregular e não homogêneo (SADER, 2005).

Segundo Santos (2009), dentre os materiais de meio suporte recomendados, os meios plásticos são os mais empregados porque atendem às propriedades físicas requeridas pelo processo e admitem, com menor área superficial, a aplicação de cargas orgânicas mais elevadas.

A utilização de suportes inertes para imobilização de biomassa pode resultar em sistemas mais estáveis e controláveis. Entretanto, a escolha do suporte adequado e do método de imobilização é de fundamental importância. Os suportes devem ser resistentes à degradação biológica e a forças mecânicas e os métodos de imobilização devem ser simples para viabilizar a operação em escala industrial (ZAIAT e FORESTI 1997).

As características morfológicas de um meio suporte, como o tamanho efetivo, o tamanho médio, o coeficiente de uniformidade e a forma das partículas determinam sua utilização em leitos de reatores com leitos fixos e fluidizados (BARROS et al., 2009).

Como meio suporte é comum a utilização de areia, antracito, resina, cascalho, PVC, dentre outros materiais, deixando em aberto um amplo campo de estudo na utilização de novos materiais, buscando eficiência no tratamento, viabilidade econômica e ambiental. A utilização do pneu como matéria prima para meio suporte de um reator, promove a reciclagem e reutilização de um resíduo sólido abundante e de destinação final complicada, devido a sua necessidade de uma grande área para disposição adequada e um longo tempo para a degradação. Além de apresentar a grande vantagem de causar a redução na potência necessária para promover a fluidificação do leito, esse material provém de um passivo ambiental presente em grandes quantidades no meio ambiente. (SANTOS et al., 2010).

#### **2.1.4 – Fertirrigação**

A fertirrigação é o processo de aplicação de fertilizantes juntamente com a água de irrigação visando fornecer as quantidades de nutrientes requeridas pela cultura no momento adequado para obtenção de altos rendimentos e produtos de qualidade (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2004).

O aproveitamento de águas residuárias ricas em nutrientes na fertirrigação de culturas agrícolas pode possibilitar aumento de produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental e dos custos de produção, além

de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (MATOS, 2007).

Segundo Eloi et al. (2007), a adição de fertilizantes via irrigação, sobretudo em ambiente protegido, pode elevar os níveis de salinidade do solo, chegando a ultrapassar os limites de tolerância das culturas, causando diminuição do rendimento ao longo de ciclos sucessivos. Há necessidade de se determinar o grau de tolerância das culturas, estudar e calibrar uma metodologia para monitorar a fertirrigação neste tipo de ambiente, visando o controle da salinidade do solo.

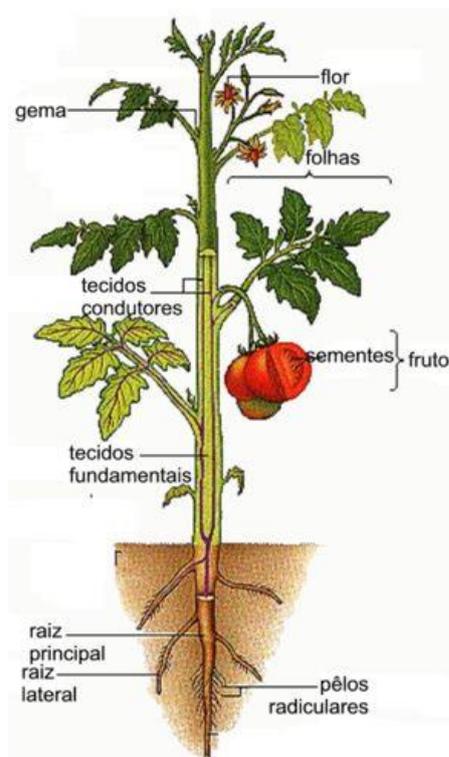
A fertirrigação é uma técnica que vem crescendo, principalmente em virtude da economia de fertilizantes por unidade produzida, da redução da mão-de obra e da melhor uniformidade de distribuição de nutrientes, dentre outros fatores, mas, apesar do uso crescente, o manejo desta técnica é realizado, na maioria das vezes, de maneira empírica (ELOI et al., 2007).

Dentre as técnicas de adubação via água, a fertirrigação destaca-se como uma opção vantajosa em relação às outras técnicas, principalmente quando se utiliza sistema de irrigação localizada (JUCHEN et al., 2013).

### **2.1.5 – Cultura de Tomate Cereja**

Conforme IBGE (2011), o tomateiro é a segunda hortaliça em importância econômica no Brasil e no mundo (AGRIANUAL, 2007) ocupando, internamente, uma área cultivada de 68.086 ha, distribuídas na região Norte 1.307 ha, a Sul, 10.089 ha, a Centro-Oeste, 19.121 ha, a Nordeste, 14.615 ha e a Sudeste, 22.954 ha.

Na figura 1, encontra-se esquematizado o tomateiro cereja, com suas respectivas descrições.



Fonte: Catatan-Agha blogspot (Adaptada pela autora)

Disponível em: <<http://catatan-agma.blogspot.com.br/2011/02/organ-tumbuhan.html>>

Acesso em: 08 ago. 2014.

**Figura 1.** Representação esquemática da planta de tomate cereja.

De acordo com Naika et al. (2006), o tomate é uma planta anual que pode atingir uma altura de mais de dois metros. A primeira colheita pode-se realizar 45-55 dias após a florescência, ou 90-120 dias depois da sementeira. A forma dos frutos difere conforme a cultivar (variedade cultivada). A cor dos frutos varia entre amarelo e vermelho.

Naika et al. (2006) apresentam a descrição botânica do tomateiro:

- **Raizame:** sistema radicular vigoroso com raiz axial que se desenvolve até atingir uma profundidade de 50 cm ou mais. A raiz principal produz um denso conjunto de raízes laterais e adventícias.
- **Caule:** o seu porte varia entre ereto a prostrado. Cresce até atingir uma altura de 2-4 m. O caule é sólido, áspero, peludo e glandular.
- **Folhagem:** folhas dispostas de forma helicoidal, com 15-50 cm de comprimento e 10-30 cm de largo. As folhas são de forma oval até oblonga,

cobertas com pêlos glandulares. Entre as folhas maiores encontram-se pequenas folhas pinadas. A inflorescência é de forma agrupada (cacho), produzindo 6-12 flores. O pecíolo tem um comprimento de 3-6 cm.

- Flores: As flores são bissexuais, regulares e têm um diâmetro de 1,5-2 cm. Desenvolvem-se opostos ou entre as folhas. O tubo de cálice é curto e peludo, e as sépalas são persistentes. Em geral, há 6 pétalas com um comprimento que pode atingir 1 cm, de cor amarela e recurvas quando maduras. Há 6 estames, e as anteras são de cor amarela clara dispostas em redor do estilete provido de uma ponta alongada estéril. Na maioria dos casos há autopolinização, mas em parte também há polinização cruzada. Os polinizadores mais importantes são as abelhas e os abelhões.

- Fruto: uma baga carnosa, de forma globular a achatada e com 2-15 cm de diâmetro. O fruto não maduro é verde e peludo. A cor do fruto maduro varia entre amarelo, cor-de-laranja a vermelho. Em geral, o fruto é redondo, com uma superfície lisa ou canelada.

- Sementes: abundantes, com forma de rim ou de pêra. São peludas, de cor castanha clara, com 3-5 mm de comprimento e 2-4 mm de largura. O embrião está envolto no endosperma. O peso de 1000 sementes é, aproximadamente, de 2,5 – 3,5g.

As vantagens da utilização de ambientes fechados para o cultivo de tomates podem proporcionar maior proteção às plantas contra fenômenos climáticos adversos, tais como geadas, granizo, excesso de chuva ou sol muito forte. Também reduzem a lixiviação do solo e promovem uma adequada proteção contra pragas e doenças, além de permitir que se obtenha uma produção duas ou três vezes maior que as obtidas em cultivos de campo, uma vez que as plantas cultivadas sob plástico não sofrem influência dos fatores negativos observados a céu aberto (OLIVEIRA, 1995).

De acordo com Alvarenga (2000), a demanda máxima de água pelo tomateiro ocorre durante a floração e o crescimento dos frutos. A irrigação excessiva durante o período de floração, entretanto, tem provocado aumento na queda de flores e redução no estabelecimento de frutos, o que pode causar, também,

crescimento vegetativo excessivo, atraso na maturação e maior ocorrência de doenças.

## **2.2 – OBJETIVOS**

O objetivo do segundo capítulo deste trabalho foi desenvolver um sistema composto de reator anaeróbio horizontal associado ao princípio de “wetlands”, e ao mesmo tempo adotar a fertirrigação subsuperficial em uma plantação de tomate cereja, desta forma, foram feitas as seguintes etapas:

Escolher o melhor material suporte a ser utilizado.

Verificar se o sistema de fertirrigação subsuperficial terá no sucesso do crescimento de uma plantação de tomate cereja.

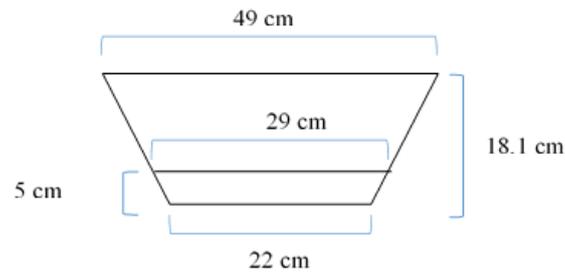
Verificar a viabilidade do sistema em atingir altas taxas de remoção de matéria orgânica.

## **2.3 – MATERIAL E MÉTODOS**

A pesquisa foi desenvolvida nas instalações do Departamento de Engenharia e Tecnologia de Alimentos no Laboratório de Bioprocessos da UNESP de São José do Rio Preto-SP.

### **2.3.1 – Descrição do experimento**

Foi utilizado o Sistema Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subssuperficial (SAHFS), composto por uma telha de cimento de 4 m de comprimento e 18 cm de altura e 49 cm de largura (Figura 2).

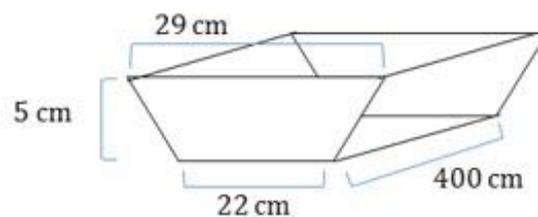


$$A = \frac{A + B}{2} \times h = \frac{(29 + 22) \times 5}{2} = \frac{255}{2} = 127,5 \text{ cm}^2$$

Fonte: Elaborada pela autora

**Figura 2.** Determinação da área da telha de cimento.

O reator horizontal para o tratamento anaeróbio, com 51 L (Figura 3) de volume total, foi constituído por um leito de 5 cm de altura, composto por biomassa anaeróbia (da estação de tratamento de esgoto da cidade de São José do Rio Preto) e pelo material suporte.



$$V = A \times L = 127,5 \times 400 = 51.000 \text{ cm}^3 \text{ ou } 51 \text{ l}$$

Fonte: Elaborada pela autora

**Figura 3.** Determinação do volume da telha de cimento.

Para calcular o volume real dos reatores horizontais, foi determinado o índice de vazios dos dois meios suporte testados.

O Índice de vazios é definido como o volume dos poros ( $V_v$ ) dividido pelo volume ocupado pelas partículas sólidas ( $V_s$ ) de uma amostra de solo, ou seja:

$$e = \frac{Vv}{Vs} = \frac{V - Vs}{Vs}$$

Sendo assim o índice de vazios da Pedra Brita determinado foi de 46%. Portanto: O volume útil do SAHFS A preenchido com pedra brita passa a ser de 23,46 L.

O mesmo procedimento foi feito para o material suporte de tiras de pneu, que por meio da fórmula exposta, possui o índice de vazios de 68%. Sendo o volume útil do SAHFS B com as tiras de pneu 32,13 L.

O SAHFS A e B foram alimentados com águas residuais de laticínios com concentração de 400 mg DQO L<sup>-1</sup>.

O SAHFS C (utilizado como controle) foi preenchido com pedra brita e alimentado somente com água para avaliação do crescimento das plantas e dos frutos em relação aos SAHFS alimentados com água residuária (Figura 4).



Fonte: Arquivo pessoal

**Figura 4.** Meio suporte pedra brita e pneu, utilizado nos Sistema Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subsuperficial (SAHFS).

Sobreposto ao leito anaeróbio do reator, foram colocadas uma manta de bidim, para que o solo não se misturasse diretamente com o lodo, e uma camada de solo, de 13 cm de altura, onde foram transplantadas mudas de tomate, com 26 dias e 5 cm de altura.

Os pontos de coleta foram distribuídos ao longo dos SAHFS, com distância de 80 cm entre si, e serviram também como saída de biogás, como ilustrado nas Figuras 5 e 6.

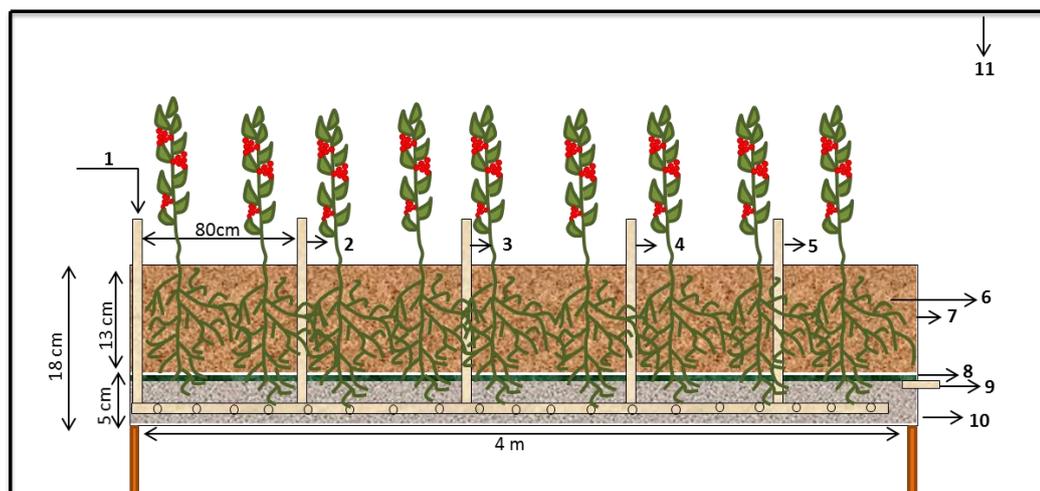
Os SAHFS foram operados em uma estufa de 9 m de comprimento e 6 m de largura, construída com plástico de 150 micras.

Os sistemas tiveram um TDH de 15 dias em um período de operação de 63 dias. Antes do sistema entrar efetivamente em funcionamento, foi feita a aclimação do lodo anaeróbio e aderência do mesmo ao material suporte.



Fonte: Arquivo pessoal

**Figura 5.** Meio suporte inoculado em lodo anaeróbio sobreposto por manta de bidim e solo. Sistema de alimentação dos SAHFS composto por tubos de PVC.



Legenda:

- 1 - Entrada para Alimentação do SAHFS
- 2, 3, 4, 5 - Pontos para coleta de amostras
- 6 - Raízes ramificadas de tomate cereja (filtro)
- 7 - Solo
- 8 - Manta de Bidim
- 9 - Saída Efluente do SAHFS
- 10 - Reator Anaeróbico Horizontal com meio suporte e biomassa
- 11 - Estufa

Fonte: Elaborada pela autora

**Figura 6.** Representação esquemática do sistema SAHFS.

### 2.3.3 – Análises físico químicas

Para a realização das análises físico químicas no monitoramento dos SAHFS foram utilizados os seguintes equipamentos:

- Medidor de pH marca Marconi modelo PA200.
- Acidez e alcalinidade, avaliadas utilizando buretas e reagentes através da técnica de titulação (APHA, 1998).
- Demanda Química de Oxigênio (DQO) pela metodologia de refluxo fechado descrita em APHA (1998), utilizando-se um bloco digestor marca HACH e um, espectrofotômetro marca (HACH, modelo DR/2000).
- Sólidos suspensos totais, de acordo com a metodologia proposta por APHA (1998), utilizando-se cadinhos de porcelana.

Na tabela 1, estão relacionadas as análises que foram executadas em amostras compostas de afluentes e efluentes dos SAHFS durante os ensaios, bem como a frequência de amostragem e as metodologias utilizadas.

**Tabela 1.** Exames e determinações efetuados nos afluentes e efluentes durante os ensaios 1 e 2.

<b>AFLUENTE E EFLUENTE DOS TAHFS</b>		
<b>Análises</b>	<b>Frequência 1º e 2º Ensaio</b>	<b>Método/Referência/Bibliografia</b>
pH	1x/semana	(AWWA/APHA/WEF, 1998)
DQO dissolvida	1x/semana	(AWWA/APHA/WEF, 1998)
Alcalinidade total, parcial intermediária	1x/semana	(AWWA/APHA/WEF, 1998)
Sólidos Suspensos Totais	1x/semana	(AWWA/APHA/WEF, 1998)

#### **2.3.4 – Análise do crescimento das Plantas**

Para a plantação de tomate, semanalmente, realizavam-se medidas da altura das plantas, medindo-se a distância entre a superfície do solo e a gema apical. A mesma metodologia para avaliar o crescimento da planta, também foi utilizada por vários autores como Cabral et al. (2003), Minhoni e Auler (2003), Borella e Pastorini (2009), Gomes et al. (2011), Júnior et al. (2011), Figueiredo et al. (2015).

## **2.4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **2.4.1 – Análises físico químicas**

No primeiro ensaio, o principal objetivo foi verificar qual material suporte seria mais adequado na utilização da nova configuração SAHFS para o tratamento de águas residuais de laticínios.

Foi realizado um perfil de DQO nos sistemas SAHFS A e B, nos diversos pontos de amostragem (afluente, 2, 3, 4, 5 e efluente) com o objetivo de verificar o comportamento de degradação da matéria orgânica ao longo do sistema.

É possível notar uma redução nos valores das concentrações de DQO ao longo do sistema, porém a grande diferença ocorre entre a alimentação e o ponto 2, onde há a redução de cerca de 40% para ambos os processos (figuras 7 e 8).

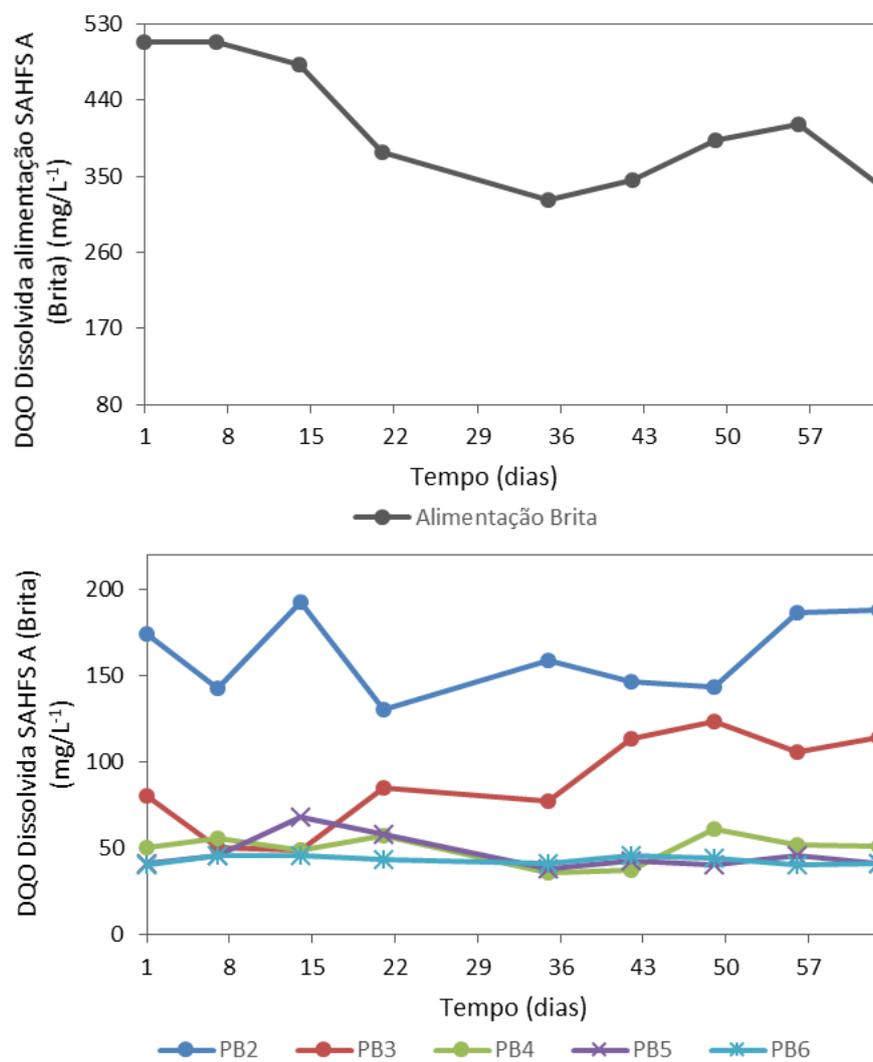
A redução contínua da DQO ao longo do sistema indica que a comunidade microbiana dentro do reator está bem adaptada.

Observando a tabela 2, verifica-se que a DQO diminui ao longo dos pontos de amostragens de ambos os sistemas SAHFS A e B.

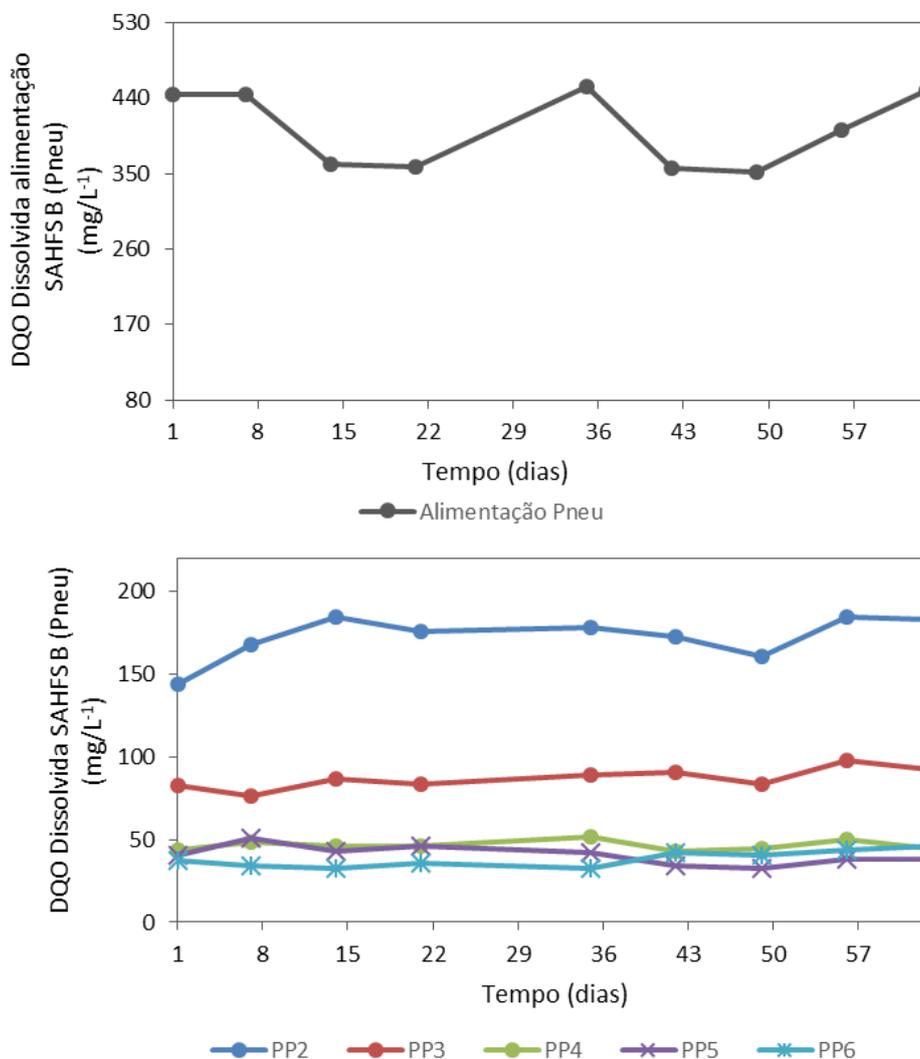
**Tabela 2.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) da Demanda Química de Oxigênio dissolvida, obtidos durante a operação dos sistemas SAHFS A e B nos diversos pontos de amostragem.

Amostra	SAHFS			
	A (Brita 1)		B (pneu)	
	DQO <sub>diss</sub> mg L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	DQO <sub>diss</sub> mg L <sup>-1</sup>	C.V. (%)
Alimentação	401	19	409	12
2	159	15	171	08
3	88	29	87	07
4	52	19	48	09
5	48	20	41	14
9	23	05	38	12

Santana (2012), utilizou um reator anaeróbio com biomassa imobilizada operado em bateladas sequenciais tratando efluentes de laticínio. Foram avaliadas três condições operacionais com valores de velocidade de 0,2 m.h<sup>-1</sup>, 3,8 m.h<sup>-1</sup> e 6,4 m.h<sup>-1</sup>, em ciclos de 48 horas. A alimentação foi feita com carga orgânica variável (639 ± 528 mg.L<sup>-1</sup>) para amostras brutas, e obteve eficiência média de remoção de 82, 84 e 87 %.

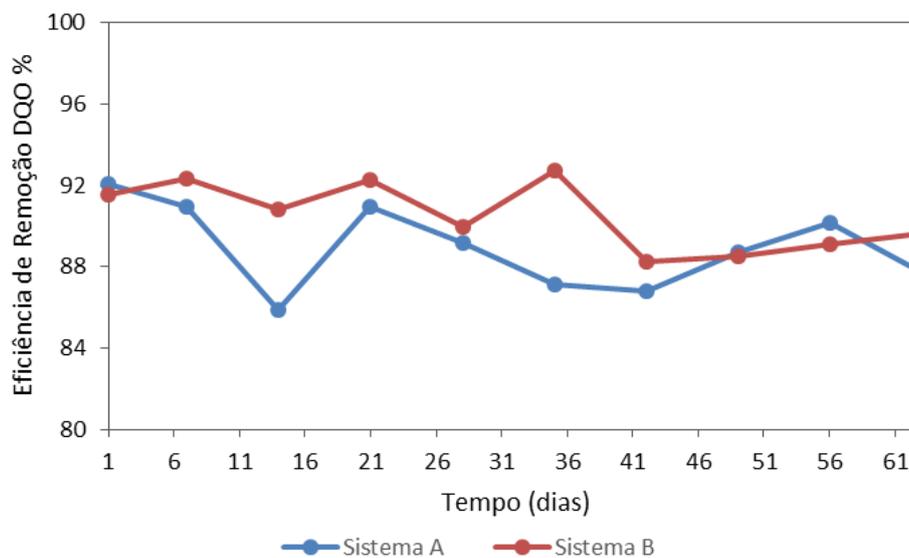


**Figura 7.** Valores de DQO dissolvida afluyente e pontos de coleta do SAHFS A.



**Figura 8.** Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS B.

Na Figura 9, estão expostos os valores de eficiência de remoção de DQO durante o primeiro ensaio que mostram que, nos SAHFS A e B as eficiências de remoção se encontraram em torno de 90%.

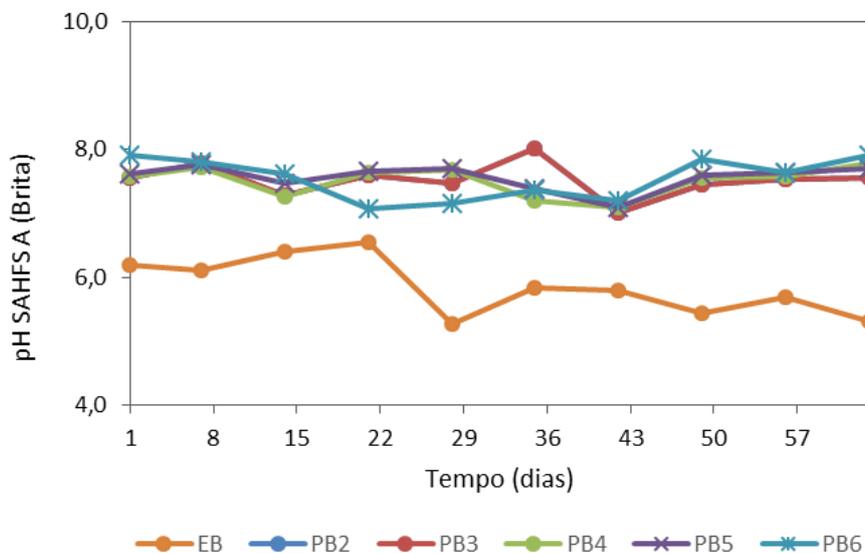


**Figura 9.** Eficiência de Remoção DQO do SAHFS A e B.

Na Tabela 3 estão representados os valores de pH do SAHFS B. Nota-se que o pH de entrada encontra-se baixo, em média de 5,9 e gradativamente vai aumentando ao longo do SAHFS, atingindo médias de 7,0 a 7,5 sendo os valores indicados pelo decreto. Na legislação do Estado de São Paulo, estabelece-se faixa de pH entre 5 e 9 para o lançamento direto nos corpos receptores (artigo 18 do decreto 8.468). As metanobactérias utilizam os ácidos voláteis e, quando seus crescimentos encontram-se inibidos, ocorre acúmulo de ácidos no sistema e o pH diminui (PIVELI, 2013).

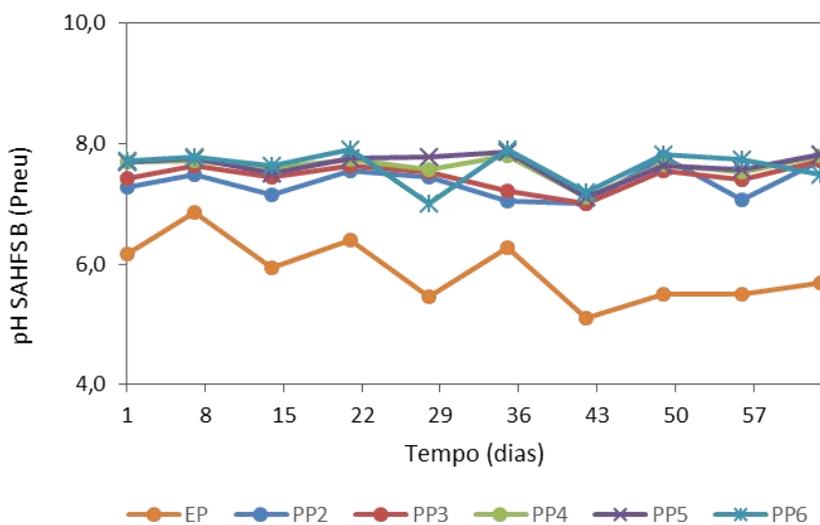
Oliveira et al. (2014) utilizaram um reator anaeróbio compartimentado com três câmaras (ABR), alimentado com águas residuárias de suinocultura, sendo os valores médios de pH crescentes de 6,0 até 8,0 do afluente, para o efluente das câmaras do reator, indicando as boas condições de tamponamento desenvolvidas nas câmaras do ABR.

Houve variação nos valores de alcalinidade e sólidos suspensos no sistema SAHFS. Porém os reatores ao longo da operação apresentaram estabilidade em relação a alcalinidade e a acidez, conseguindo manter o pH acima de 7,0 em ambos os SAHFS corroborando com as demais pesquisas (Figuras 10 e 11).



**Figura 10.** Valores no pH do afluente e demais pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) no SAHFS A.

A produção de alcalinidade ao bicarbonato aconteceu em ambos sistemas de 500 a 480 e 527 a 460 mg.L.CaCO<sub>3</sub> nos SAHFS A e B respectivamente (Tabela 3 e 4), o consumo de acidez pode ser observado nos sistemas de 283 a 275 e 258 a 275 mg.L.CaCO<sub>3</sub> para A e B respectivamente.



**Figura 11.** Valores do pH afluente e demais pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) no SAHFS B.

**Tabela 3.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS A (Brita 1).

Amostra	pH	C.V. (%)	Alcalinidade mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	Acidez mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	AVT mg CH <sub>3</sub> COOH L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	SST mg L	C.V. (%)
1	5,9	08	500	22	283	25	290	08	119	15
2	7,3	03	740	11	404	45	264	12	130	14
3	7,5	04	707	23	450	32	300	19	230	15
4	7,5	03	720	17	500	16	460	18	344	05
5	7,6	03	707	12	450	13	250	10	266	09
9	7,6	04	480	18	275	35	292	12	116	10

A produção de ácidos voláteis ocorreu em ambos os sistemas. Um reator UASB operado por Cichello et al. (2013), comportou-se de forma semelhante com os SAHFS, o reator foi alimentado com águas residuárias de laticínios com concentração de DQO afluente de 8.000 mg.L<sup>-1</sup>, obteve eficiência de remoção de 95% de DQO. Houve produção de alcalinidade ao bicarbonato, e produção de ácidos voláteis, o que segundo os autores culminou com a diminuição da estabilidade do processo.

Porém não foi verificada uma queda na eficiência de remoção da DQO, quando a produção de ácidos voláteis aumentou nos SAHFS.

**Tabela 4.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS B (Tiras de Pneu).

Amostra	pH	C.V. (%)	Alcalinidade mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	Acidez mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	AVT mg CH <sub>3</sub> COOH L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	SST mg L	C.V. (%)
1	5,9	09	527	24	258	18	340	09	164	12
2	7,4	04	720	14	467	14	270	12	172	10
3	7,5	03	720	22	533	27	291	08	165	10
4	7,6	03	747	29	529	27	300	22	132	14
5	7,6	03	640	16	475	17	312	16	292	09
9	7,6	03	460	19	275	25	390	20	139	06

#### 2.4.2 - Análises de crescimento das plantas

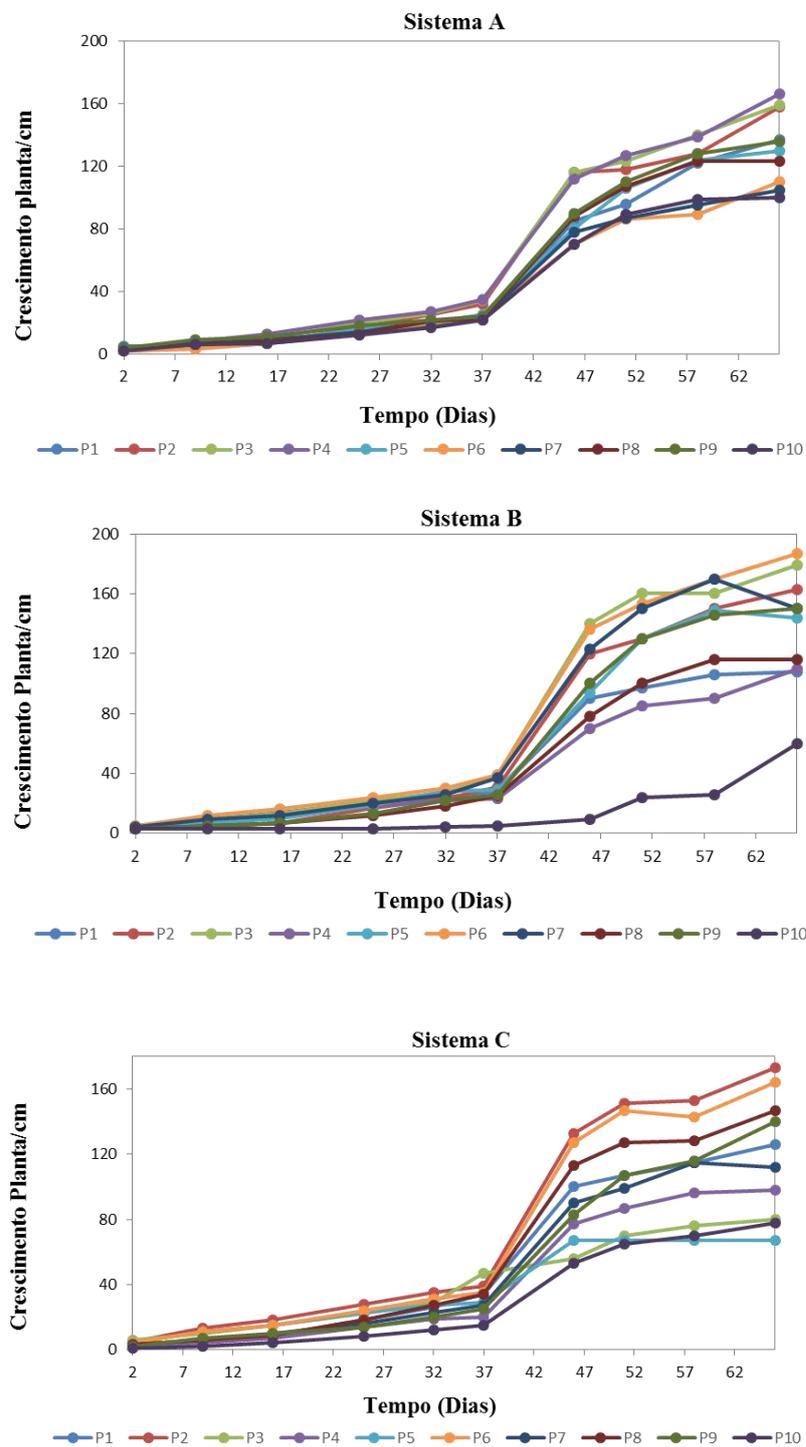
Na Figura 12, estão representados em gráficos o crescimento da planta de tomate cereja nos SHAFS A, B e C (Controle), durante o primeiro ensaio. Onde o crescimento das plantas foi até 52 dias após o transplante para todos os sistemas, sendo após esse período estabilizado o crescimento da planta de todos os SHAFS.

De acordo com Santos et al. (2006), o comprimento da planta é um importante parâmetro de análise: plantas com deficiência de nutrientes apresentam desenvolvimento insatisfatório, afetando diretamente o seu crescimento.

Gomes et al. (2011) utilizaram água de rejeito de dessalinização sobre quatro níveis de salinidade na fertirrigação de tomates cereja, verificando que o desenvolvimento vegetativo ocorreu até meados de 42 a 49 dias após o transplante, para a maioria dos níveis de salinidade da solução nutritiva. Em seguida a esse período, o consumo hídrico das plantas ficou estabilizado até o início da colheita dos 90 dias. Nos SHAFS também foi verificada uma estabilização no crescimento das plantas demonstrando que o sistema teve sucesso em sua operação.

Nascimento et al. (2004), estudando irrigação de mamoneira com água de abastecimento e água residuária, verificaram incrementos na altura das plantas e no diâmetro caulinar. Também Ferreira et al. (2005), que estudando algodoeiro herbáceo verificou que a água residuária promoveu maior crescimento das plantas (altura e área foliar) quando utilizada água de abastecimento para fertirrigação.

No presente experimento as plantas alimentadas com água residuária de laticínio também apresentaram bom crescimento em relação ao de plantas que foram alimentadas apenas com água, alcançando assim resultados parecidos com os dos autores.



**Figura 12.** Gráfico de crescimento da plantação de tomate cereja dos sistemas SAHFS A (pedra brita), B (lascas de pneu) e C (Controle) sendo que os valores PN correspondentes à planta (P) e à localização de cada planta no SAHFS (N).

Oliveira et al. (2012) avaliaram a produção de mudas de pimenta malagueta e pimenta tequila sunrise fertirrigadas com efluente doméstico tratado. Os pesquisadores observaram efeitos bastante significativos com uso do efluente doméstico tratado para todas as variáveis estudadas. A produção de matéria fresca e matéria seca de folha (g), caule (g) e raiz (g) da pimenta malagueta e pimenta tequila sunrise apresentaram valores bastante positivos, sendo todos superiores em mais de 90% aos resultados com água de abastecimento. De acordo com os autores, as produções de mudas foram satisfatórias, sendo as mudas bastante vigorosas e saudáveis, demonstrando o efeito nutricional do efluente doméstico tratado no devido estudo.

A utilização de água residuária de laticínios nos SAHFS, possibilitou a verificação de resultados semelhantes aos demais pesquisadores que utilizaram diferentes tipos de águas residuárias para a fertirrigação de suas culturas. Sendo possível verificar plantas bem desenvolvidas e de boa qualidade.

Nascimento (2004), avaliou o crescimento de plantas de mamona com água residuária; afirmando que é possível observar que no início do desenvolvimento da planta, no período correspondente à sua fase de muda, é acelerado e mantendo-se constante logo em seguida. Tal fato pode ser observado também para os SAHFS, onde o seu crescimento foi acelerado até o dia 47, mantendo-se relativamente constante após esse período.

Segundo Souza et al. (2010), a utilização de efluente oriundo de suinocultura com pré-tratamento físico possibilita, durante a irrigação, melhor crescimento das plantas de tomate quando comparado com adubação convencional, devido à existência de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas.

O efluente de suinocultura assim como o de laticínio possui alta quantidade de matéria orgânica, e ambos tiveram sucesso na adubação das plantas quando utilizados como irrigação para plantas de tomate.

## **2.5 – CONCLUSÕES DO CAPÍTULO 2**

Assim, como no tratamento anaeróbio de efluentes de laticínios, o meio suporte pneu apresentou resultados um pouco superiores ao da pedra brita e os resultados para fertirrigação de tomate cereja mostraram valores semelhantes. Para o segundo ensaio, escolheu-se o pneu como material suporte. Além disso, a reutilização do pneu poderá trazer novas funções para esse material de difícil descarte apropriado.

## REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 2006. 110 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. UFV. Viçosa, 2006.
- ALVARENGA, M. A. R. **Cultura do tomateiro**. Lavras: UFLA, 2000.
- AMORIM, A. et al. Avaliação do desempenho e estabilidade de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) submetido ao aumento progressivo na concentração de matéria orgânica afluyente e a cargas de choque orgânicas. In: Simpósio Nacional De Fermentações, 13., 2000, Teresópolis. **Anais...** Teresópolis: Sinaferm, 2000. 1 CD-ROM.
- ANUÁRIO DE AGRICULTURA BRASILEIRA**. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio, 2007.
- BARROS, A. R. **Influência de Diferentes Materiais Suporte na Produção de Hidrogênio em Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado**. Dissertação. 119 f. (Mestre em Engenharia Química) Departamento de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
- BENIS, S. G. et al. Anaerobic treatment of synthetic medium-strength wastewater using a multistage biofilm reactor. **Bioresource Technology**, Barking, v.100, n.5, p.1741-1745, 2009.
- BORELLA, J.; PASTORINI, L. H. Influência alelopática de *Phytolacca dioica* L. na germinação e crescimento inicial de tomate e picão-preto. **Biotemas**, Frederico Westphalen, v. 22, n. 3, p. 67- 75, 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 16 maio 2011. p. 89.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Fertirrigação em hortaliças**. Brasília, 2004. (Circular Técnica, 32).
- BRIÃO, V. B. et al. Ultrafiltração de efluente modelo e efluente industrial de laticínios. **Revista CIATEC-UPF**, Passo fundo, 7(1), 1-12, 2015.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. **Water Science and Technology**, Risskov. v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- CABRAL, A. K. A; ZAIAT, M., FORESTI, E. Desempenho e estabilidade de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), submetido a variações na concentração afluyente e carga de choque orgânica. In: Congresso Interamericano de

Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26., 1998, Lima. **Anais...**Lima: AIDIS, 1998. p. 1-15.

CABRAL, E. L.; BARBOSA, D. C. de A.; SIMABUKURO, E. A.. Crescimento de plantas jovens de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore submetidas a estresse hídrico. **Acta Botânica Brasilica**. São Paulo, v. 18, n. 2, p. 241-251, June 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S010233062004000200004>>. Acesso em: 25 out. 2015.

CARDOSO, M. L. et al. Remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido em Londrina-Paraná. **REVISTA HIPÓTESE**, Itapetininga. v. 1, n. 1, p. 48-61, 2015.

CHAGAS, R. C. et al. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande. v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.

CICHELO, G. C. V.; RIBEIRO, R.; TOMMASO, G. Caracterização e cinética do tratamento anaeróbio de efluentes de laticínios. **UNOPAR Científica, Ciências biológicas e Saúde**, Pirassununga. v. 15, n. 1, p. 27- 40. 2013.

COOPER, P. F. et al. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Swindon: WRc plc, 1996.

DOMINGOS, S. S. **Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater**. 2011. f. 194. Thesis (PhD in Environmental Engineering) Murdoch University. Perth. 2011.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. f. 101. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2008.

ELOI, M. M.; DUARTE, S. N.; SOARES, T. M. Níveis de salinidade e manejo de fertirrigação sobre características do tomateiro cultivado em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. Recife. v.2, n.1, p.83-89, 2007.

FERREIRA, O. E.; BELTRÃO, N. E. M.; KONIG, A. Efeitos da aplicação de água residuária e nitrogênio sobre o crescimento e produção do algodão herbáceo. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**, Campina Grande. v. 9, n. 1/3, p. 893-902, 2005.

FIA, F. R. L. et al. Influence of nutrient loading and species cultivated on the removal of K, Na, Cu and Zn from swine wastewater treated in constructed wetlands. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 542-553. 2015.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté,

v. 6, p. 77-89, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.175>>. Acesso em: 20 out. 2015.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos cafeeiro. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.

FIGUEIREDO, A. S. T. et al. Comportamento de plantas de tomateiro indeterminado na presença de regulador de crescimento. **Campo Digital Revista Ciências Exatas e da Terra e Ciências Agrárias**, v. 10, n. 1, p. 31-40, 2015.

FORESTI, E. et al. Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, Chelsea, v.12, p.235-239, 1995.

GOMES JÚNIOR, J. et al. Crescimento e produtividade de tomateiros do grupo cereja em função da aplicação de biofertilizante líquido e fungo micorrízico arbuscular. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 6, n. 4, p.627-633, 2011.

GOMES, J. W. S. et al. Crescimento e produção de tomate cereja em sistema hidropônico com rejeito de dessalinização. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 42, p. 850-856, 2011.

HEALY, M. G.; CAWLEY, A. M. The nutrient processing capacity of a constructed wetland in western Ireland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p. 1739–1747, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1739>>. Acesso em: 20 out. 2015.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries**. In: HOFFMANN, H.; PLATZER, C. Sustainable Sanitation and Ecosan Program of Deutsche Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Germany, 2011, p. 1-35.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estatística da produção pecuária**. Março de 2011. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos\\_201004\\_publ\\_completa.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201004_publ_completa.pdf)>. Acesso em: 15 dez. 2015.

JUCHEN, C. R.; SUSZEK, F. L.; VILAS BOAS, M. A. Irrigação por gotejamento para produção de alface fertirrigada com águas residuárias agroindustriais. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 1, p. 243–256, 2013.

KINCANON, R.; MCANALLY, A. S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: asbuilt design considerations. **Ecological Modelling**, Santa Rita, v. 174, p. 309-322, 2004.

KUNZLER, K.R.; **Desempenho de reatores anaeróbios com meio suporte de bambu sob diferentes cargas orgânicas em duas relações comprimento: diâmetro no tratamento de efluente de fecularia**. 2010. 55 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), UNIOESTE, Cascavel, 2010.

LIMA, C. A. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Considerações sobre entupimentos em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) tratando esgoto sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 1CD-ROM.

LIU, Y. - **Dynamique de croissance de biofilms nitrifiants appliques au.x traitements des eaux**. Tese. 1994. INSA, Toulouse, France, 1994.

MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. (Caderno didático n. 38).

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>>. Acesso em: 12 out. 2015.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim napier (*pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 19, n. 5, p. 469-477, set. out. 2011. Disponível em: <<http://migre.me/pDvmN>>. Acesso em: 10 out. 2015.

MATOS, A.T. et al. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, p.1311-1317, 2010.

MENDONÇA, H. V. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.805>>. Acesso em: 15 out. 2015.

MENDONÇA, H. V.; Sistemas alagados construídos em batelada: remoção de demanda bioquímica de oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 2, p. 442, 2015.

METCALF; EDDY. **Wasterwater engineering, treatment, disposa, and reuse**. 3 ed. New York: McGraw-Hill Inc., 1991.

MINHONI, M. T. A.; AULER, P. A. M. Efeito do fósforo, fumigação do substrato e fungo micorrízico arbuscular sobre o crescimento de plantas de mamoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Foz do Iguaçu, v. 27, n. 5, p. 841-847, 2003.

NAIKA, S. et al. Cultura do tomate: produção processamento e comercialização. **Agrodok**, Wageningen, n. 17, p. 1-9, 2006. Disponível em: <[http://agromisa.zenopx.nl/\\_px.file.dbagromisa.255](http://agromisa.zenopx.nl/_px.file.dbagromisa.255)>. Acesso em: 14 out. 2015.

NASCIMENTO, M. et al. Utilização de água residuária e biossólido na cultura da mamona: crescimento e desenvolvimento. In: Congresso brasileiro de mamona, n. 1, 2004, Campina Grande. **Anais...**, Campina Grande: Embrapa. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, J. D. et al. Produção de mudas de pimenta malagueta e pimenta tequila Sunrise fertirrigadas com efluente doméstico tratado. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 1400-1411, 2012.

OLIVEIRA, M.R.V. O emprego de casas de vegetação no Brasil: vantagens e desvantagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.30, n.8, p.1049-1060, 1995.

OLIVEIRA, R. A. D.; DUDA, R. M.; FERNANDES, G. F. R. Reator anaeróbio compartimentado para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia sanitária Ambiental**, Jaboticabal, v. 19, n. 4, p. 383-391, 2014.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Ed. do Autor., 2004.

PIVELI, R. P.; CAMPOS, F. Poluição das águas por efluentes urbanos, industriais e agrícolas. In: Dirceu D"Alkmin Telles. (Org.). **Ciclo ambiental da água**: da chuva à gestão. São Paulo: Edgard Blucher, 2013. v. , p. 217-236.

RODGERS, M.; PAOR, D.; CLIFFORD, E. Dairy washwater treatment using a horizontal flow biofilm system. **Journal of Environmental Management**, Galway, v. 86, p. 114 – 120, 2008.

SADER, L.T. **Avaliação de Partículas Poliméricas como Material Suporte em Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado no Tratamento de Fenol**. Dissertação. 158 f. (Mestre em Engenharia Química) Departamento de Química – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

SALAZAR, R. F. D. S. **Aplicação de processo oxidativo avançado (POA) como pré-tratamento de efluente de laticínio para posterior tratamento biológico**, 2009, f. 210, Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Escola de Engenharia de Lorena – Universidade de São Paulo, Lorena, 2009.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alfaca Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.1, p.17-29, 2007.

SANTANA, R. S. S. **Influência da velocidade ascensional e do regime de alimentação em ASBBR para tratamento de águas residuárias de laticínios**. 2012, f. 102, Dissertação (Mestre em Ciências) Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo. Pirassununga, 2012.

SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, ROBERTO A. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, p. 781-794, 2011.

SANTOS, A.C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator operado em bateladas sequenciais**. 2009, f. 171, Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Jaboticabal, 2009.

SANTOS, D.; ARROSTI, L.; TERAN, F. Emprego de Pneu Triturado como Meio Suporte de um Reator Anaeróbio de Leito Expandido Tratando Efluente da Indústria de Refrigerantes. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v.7, n.3, p. 250-262. 2010.

SANTOS, K. D. et al. Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, n. 1, p. 1-7, 2006.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, mar. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S141341522015020000096615>>. Acesso em: 2 out. 2015.

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; FERREIRA, P. A. Parâmetros de crescimento de tomateiros produzidos com água residuária de suinocultura. **Engenharia Ambiental**, Taubaté, v. 7, p. 97-109, 2010.

**Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 th. ed. Washington, 1998.

SULIMAN, F. et al. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. 9th International Conference on Wetland Systems for Wastewater Pollution Control. Avignon, France, **Proceedings...** IWA/Astee, 26th of Sept. - 1th of October 2004. OC, CD-ROM.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Washington, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assesment**. Washington, 1993.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. et al., The Role of Bacterial Cell Wall Hydrophobicity in Adhesion. **Applied and Environmental Microbiology**. Wageningen, v. 53. n. 8, p. 1983-1997, 1987.

VELA, F. J. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado

em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 73, n. 1, p. 724-751, 2014.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, Basileia, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/20016491089253>>. Acesso em: 8 out. 2015.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVA, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 90-98, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.004>>. Acesso em: 3 ago. 2015.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, London, v.32, p.21-29, 1995.

ZAIAT, M., FORESTI, E. Considerações sobre o uso de modelos de simulação no projeto de reator anaeróbio horizontal de leito fixo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 19, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 1997. p.12.

ZUCCARI, M. L.; GRANER, C. A. F.; LEOPOLDO, P. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, n. 20, v. 4, p. 69-82, 2005.

## **CAPÍTULO 3 – OTIMIZAÇÃO DE OPERAÇÃO DOS SISTEMA ANERÓBIO HORIZONTAL DE FERTIRRIGAÇÃO SUBSUPERFICIAL (SAHFS).**

### **3.1 – INTRODUÇÃO**

#### **3.1.1 – Tempo de Retenção Hidráulica em sistemas alagados construídos**

Como observado no capítulo anterior, o Sistema de Tratamento Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subsuperficial (SAHFS) obteve consideráveis valores de remoção de DQO para águas residuárias de Laticínios, porém a concentração da alimentação era baixa, e esse tipo de água residuária possui cargas orgânicas elevadas, portanto para o presente experimento foi necessária a otimização do sistema de tratamento. Para isto foram adotadas cargas orgânicas próximas ou até mais elevadas do que os valores normalmente encontrados, bem como a redução do TDH do SAHFS.

Segundo Shutes (2001), na década de 40 teve início da utilização de sistemas alagados construídos para tratar diversos tipos de águas residuárias. Ao longo das décadas o uso deste sistema natural de tratamento mostrou remover satisfatoriamente a matéria orgânica biodegradável dos efluentes.

Uma biotecnologia prática e de baixo custo para remoção de DBO da água residuária de laticínios (ARL) são os sistemas alagados construídos (SACs). Este sistema ainda tem como vantagem a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo da ARL (MENDONÇA et al., 2012) e também capacidade de manutenção do pH dentro de limites aceitáveis e preconizados pela legislação federal CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), para lançamento de efluentes em cursos de água.

Na Lituânia, Gasiunas et al. (2005) relataram o uso de um sistema de 100 m<sup>2</sup> com meio suporte composto por areia e também cultivados com *Phragmites australis*, no tratamento da ARL. Os autores obtiveram na pesquisa uma remoção de 96,8% de DBO, do efluente bruto. Foi adotada uma TCO (taxa de carregamento orgânico) de 221 Kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, e um TDH de 10 dias.

Drizo et al. (2006), ao estudarem sistemas cultivados com *Schoenoplectus fluviatilis* para tratar efluentes de leite em Vermont, Estados Unidos, encontraram resultados indicativos de que os sistemas possuem relevante potencial para utilização mesmo em temperaturas extremamente reduzidas da região do estudo.

### **3.1.2 – Escolha do material suporte**

A destinação final de pneus usados é um grande problema ambiental, pois esses não se degradam no ambiente, e assim não podem ser dispostos em aterros (muito menos nos aterros municipais projetados para o recebimento de resíduos domiciliares). Sendo assim, é comum o serviço público de coleta do lixo domiciliar não receber os pneus usados, que acabam se acumulando em rios e logradouros públicos, sendo um meio ideal para a proliferação de vetores. Outros pneus acabam sendo queimados a céu aberto, liberando gases na atmosfera. Nas propriedades agrícolas, os pneus, principalmente de tratores, acabam se acumulando numa área qualquer dentro da propriedade, pela falta de um destino adequado (COLLAÇO e ROSTON 2006).

Pierce e Blackwell (2003) citam que pneus em pedaços triturados têm sido aplicados com sucesso em diversos fins na construção civil, como material de enchimento, agregado em concreto, componente de muros de contenção, etc. De acordo com os autores, o pneu apresenta os seguintes aspectos positivos: baixa densidade, alta permeabilidade entre as partículas, bom isolamento térmico, alta durabilidade e alta compressibilidade entre as partículas. Além disso, em alguns casos, o pneu inservível pode apresentar-se como a opção mais barata em relação a outros materiais.

Niciura (2005) pesquisou bandas de rodagem de pneus inservíveis trituradas para o tratamento de esgoto sanitário em escala plena, em reator anaeróbio de leito expansível obtendo bons resultados utilizando o pneu como material suporte.

Gunasekara et al. (2000) apresentaram importante relato sobre a aplicação de pneu inservível no tratamento de águas contaminadas com naftaleno, tolueno e

mercúrio. Segundo os autores, o negro-de-fumo utilizado para dar resistência à borracha tem propriedades similares ao carvão ativado, ou seja, constitui-se num bom adsorvente na remoção de substâncias orgânicas de águas residuárias.

Barros (2009) avaliou o desempenho de três reatores anaeróbios de leito fluidizado (RALF) na produção de hidrogênio. Os reatores continha meios suportes diferentes (R1 – Poliestileno, R2 – pneu triturado e R3 – PET), obtiveram melhor resultado com o R2 observaram que um dos fatores que mais influenciam o desempenho do RALF é o material suporte, que deve apresentar resistência à abrasão, superfície favorável à colonização de microrganismo, facilidade para alcançar a fluidização e capacidade de favorecer a transferência de massa entre o meio e o biofilme. O melhor desempenho no R2, foi explicado pela rugosidade do pneu triturado ser maior do que a dos demais materiais empregados, acumulando uma maior quantidade de biomassa aderida e uma maior quantidade de bactérias acidogênicas produtoras de hidrogênio. Tais características também favoráveis ao funcionamento do SAHFS.

Portanto, devido ao sucesso de pesquisas anteriores, e diante dos bons resultados obtidos no capítulo anterior, optou-se por utilizar o pneu como material suporte no Sistema de Tratamento Anaeróbio de Fertirrigação Subsuperficial.

### **3.2 – OBJETIVOS**

Testar a influência de diferentes concentrações de água residuárias de laticínios e do TDH no desempenho e funcionamento do Sistema Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subsuperficial (SAHFS);

Avaliar o crescimento e a área foliar da plantação de tomate cereja no SAHFS.

### 3.3 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

#### 3.3.1 – Material e métodos

Para o segundo ensaio iniciou-se a operação, com um TDH de 7 dias, e diferentes concentrações de matéria orgânica afluenta (5.400, 6.500 e 11.000 mg L<sup>-1</sup> de DQO) foram testadas (SAHFS D, E e F, respectivamente), com novas mudas de tomate cereja transplantadas.

Para esta etapa, os reatores foram desmontados, retirando-se a pedra brita das duas telhas e substituindo-as por tiras de pneu (Figura 13). Foi adicionado novo lodo aos reatores e o mesmo solo do experimento anterior foi reutilizado (Figura 14).

Sendo assim, o procedimento foi adotado novamente para aclimação do lodo anaeróbico e aderência ao meio suporte e as análises de monitoramento tiveram início.

Os parâmetros de qualidade dos afluentes, pontos de coleta e efluente dos três SAHFS, agora denominados D, E e F, foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Ácidos voláteis totais (AVT), Alcalinidade, Acidez e pH.



Fonte: Arquivo pessoal

**Figura 13.** Instalação dos SAHFS com meio suporte Pneu.



Fonte: Arquivo Pessoal

**Figura 14.** Meio suporte inoculado em lodo anaeróbico.

### 3.3.2 – Avaliação do crescimento das plantas

O segundo ensaio foi conduzido durante quatro meses (Figura 15). A casa de vegetação utilizada, tem 6 m de largura com 9 m de comprimento. As paredes laterais e o teto são constituídas de filme agrícola de polietileno transparente, com 150 micras de espessura.

As mudas de tomate cereja foram adquiridas em casa de vegetação transportadas em bandejas de isopor, e transplantadas para o SAHFS com aproximadamente 26 dias.



Fonte: Arquivo pessoal

**Figura 15.** Sistema Anaeróbio Horizontal de Fertirrigação Subsuperficial no primeiro dia de operação do segundo ensaio.

A área foliar foi determinada utilizando-se circunferências de plástico com diâmetros de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 20 cm. Os círculos serviram como referência para determinação do tamanho das folhas.

Para o cálculo da massa foliar ao longo do tempo, foi somada por dia, a quantidade de plantas com cada um dos diâmetros medidos (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 20). Em seguida utilizando o valor dessa soma, foi feito o cálculo da área de massa foliar utilizando a seguinte fórmula:

$$Af = \sum f * D^2 * \pi$$

Onde:

Af = Área foliar

$\sum f$  = Soma das folhas contadas nas plantas de cada SAHFS

$D^2$  = diâmetro dos círculos utilizados

### 3.4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.4.1 – Análises físico química nos SAHFS com diferentes concentrações de carga orgânica na alimentação.

Reatores do tipo horizontais (fluxo-pistão) possuem uma cinética de degradação de 1ª ordem, a concentração do meio suporte degradável diminui gradualmente com o fluxo, de modo que, no final do reator, a concentração de meio suporte é baixa e a velocidade de remoção também, enquanto que, no início, a concentração de meio suporte é alta, assim como a velocidade de remoção. Dessa forma, a remoção da mesma quantidade absoluta de substrato necessita de muito mais tempo para se realizar no fim do reator do que em seu início (PATZA, 2006). Pode ser observado na Tabela 5, do ponto da alimentação ao ponto de coleta 2, uma remoção mais acentuada por volta de 95%, 85% e 89% no SAHFS D (5.400), E (6.500) e F (11.000) respectivamente, embora o SAHFS D tenha obtido a melhor eficiência ao longo de todo processo em relação aos demais pontos de coleta.

Costa (2008), em estudo do desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente UASB, alimentado com diferentes concentrações de soro, avaliou em uma primeira etapa diferentes cargas orgânicas volumétricas de 3,66, 7,17 e 11,02 kg DQO.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup>, e a porcentagem de remoção de DQO variou de 60 a 88%. Na segunda etapa, também foram testadas diferentes cargas orgânicas de soro de queijo e, conseqüentemente, diferentes cargas orgânicas volumétricas de 1,74, 2,88 e 3,66 kg DQO.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup>, sendo utilizados dois filtros anaeróbios, conectados em série, que proporcionaram uma redução de DQO de 93,8, 91,9 e 85,4%, respectivamente.

Nas Figuras 16, 17 e 18 estão expostos os perfis de DQO ao longo dos SAHFS D, E e F. Como pode ser observado na Figura 16, o SAHFS D mostra um consumo de grande parte da DQO no ponto 1 com valores de entrada de aproximadamente 5.300 mg L DQO<sup>-1</sup> e redução para 300 mg L DQO<sup>-1</sup>. Sendo os seus percentuais de remoção semelhantes aos da literatura citada. Os valores de

remoção dos SAHFS ficaram por volta de 96 % no SAHFS D, 98 % no E, e 90% no F.

**Tabela 5.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) da Demanda Química de Oxigênio dissolvida, obtido durante a operação do Sistema SAHFS D, E e F com concentrações de DQO de 5.400, 6.500 e 11.000 mg L<sup>-1</sup> respectivamente.

Amostra	SAHFS					
	D (5.400)		E (6.500)		F (11.000)	
	DQO <sub>diss</sub> mg L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	DQO <sub>diss</sub> mg L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	DQO <sub>diss</sub> mgL <sup>-1</sup>	C.V. (%)
1	5389	09	6423	20	10850	29
2	260	50	1274	05	1190	19
5	220	50	483	45	1134	12
9	166	52	200	54	755	49

Já na figura 17, no SAHFS E, o ponto 1 continua removendo maior parte da matéria orgânica do sistema, porém há uma redução acentuada do ponto de coleta 5.

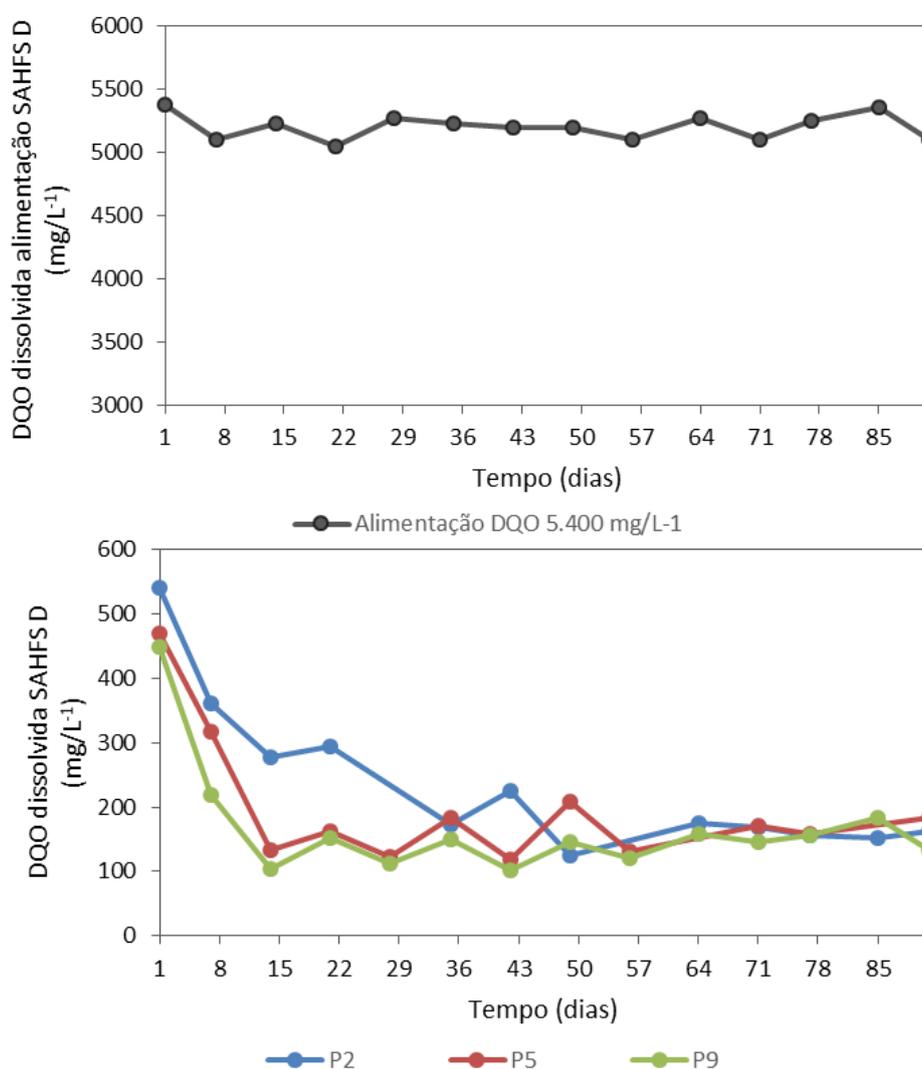
Silva (2010), utilizando um sistema composto por caixas de gordura, reator anaeróbico compartimentado e leitos cultivados de fluxo subsuperficial vegetado com *Typha sp*, com meio suporte pedra brita 1, alimentado com água residuária de Laticínio, avaliou o seu desempenho no que diz respeito à remoção de matéria orgânica, utilizando diferentes tempos de detenção hidráulica (3 e 5 dias) nos leitos cultivados. Como média geral, o tratamento utilizando TDH de 3 dias removeu 99,7% de DQO, enquanto o tratamento com 5 dias de TDH removeu 99,6%.

Os SAHFS tiveram uma remoção semelhante também tratando águas residuárias de laticínios, com remoções nos três sistemas sempre acima de 90%.

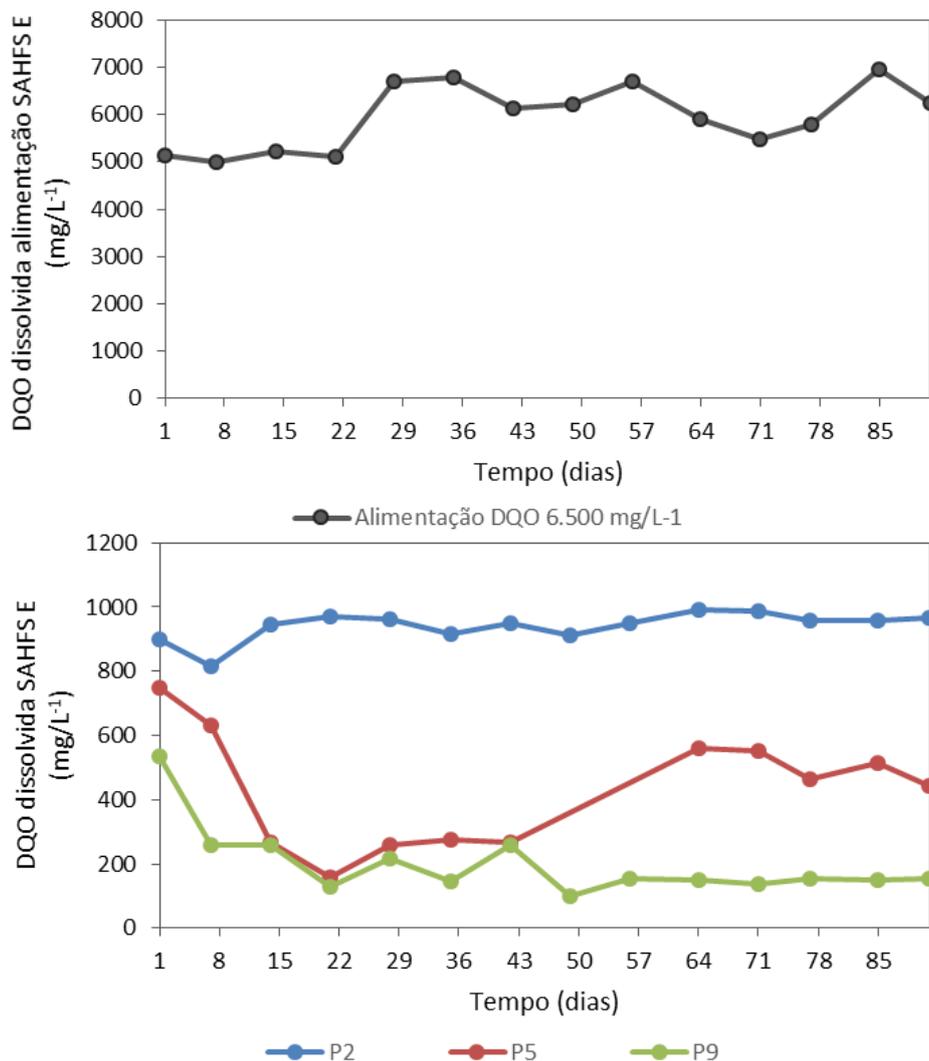
Santana (2012) operou um reator anaeróbico em bateladas sequenciais utilizando recirculação com biomassa imobilizada tratando efluentes provenientes de um laticínio de pequeno porte. Avaliaram-se três condições operacionais com valores de velocidade de 0,2 m.h<sup>-1</sup>, 3,8 m.h<sup>-1</sup> e 6,4 m.h<sup>-1</sup>, com tempo de ciclo de 48 horas. O reator, com volume total de 1000 L, utilizou como suporte para

imobilização da biomassa um enchimento plástico preenchido com espuma de poliuretano (“biobob”). As eficiências médias de remoção de matéria orgânica em amostras filtradas foram  $82 \pm 9\%$ ;  $83 \pm 13\%$ ;  $87 \pm 9\%$ , quando as velocidades foram de  $0,2 \text{ m.h}^{-1}$ ,  $3,8 \text{ m.h}^{-1}$  e  $6,4 \text{ m.h}^{-1}$ , respectivamente.

Os meio suportes utilizados nos SAFHS, os pneus triturados, também se adaptaram ao sistema anaeróbio, alcançando altos índices de remoção de DQO, sólidos e ácidos voláteis.



**Figura 16.** Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS D.

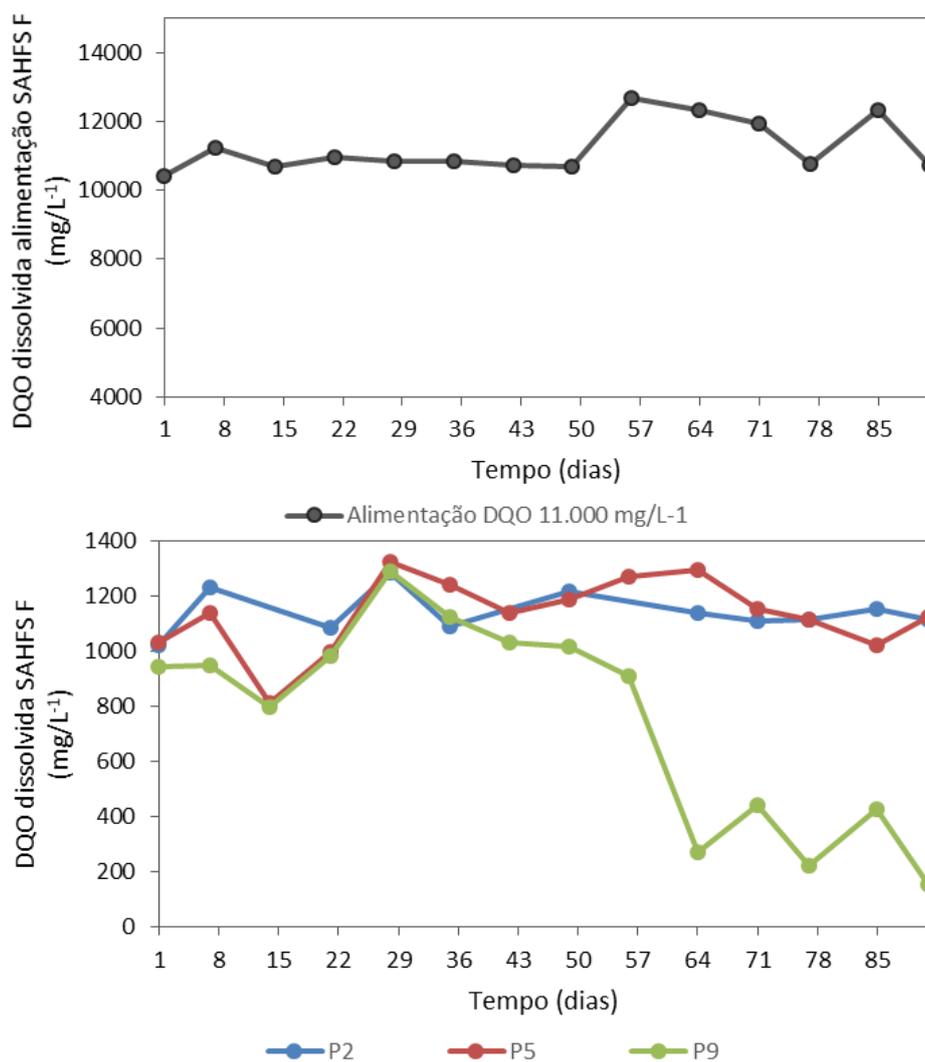


**Figura 17.** Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS E.

Mattos et al. (2013) avaliaram um sistema de tratamento composto por quatro reatores anaeróbios horizontais, um com manta de lodo (R1) e três com leito fixo (R2, R3 e R4), com feixes de bambu, como meio suporte e volume total de 49,5 L cada. O tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado nos reatores foi de 43,7 h. As eficiências médias de remoção de DQO total no sistema R1+ R2+R3+R4 foram de 62%.

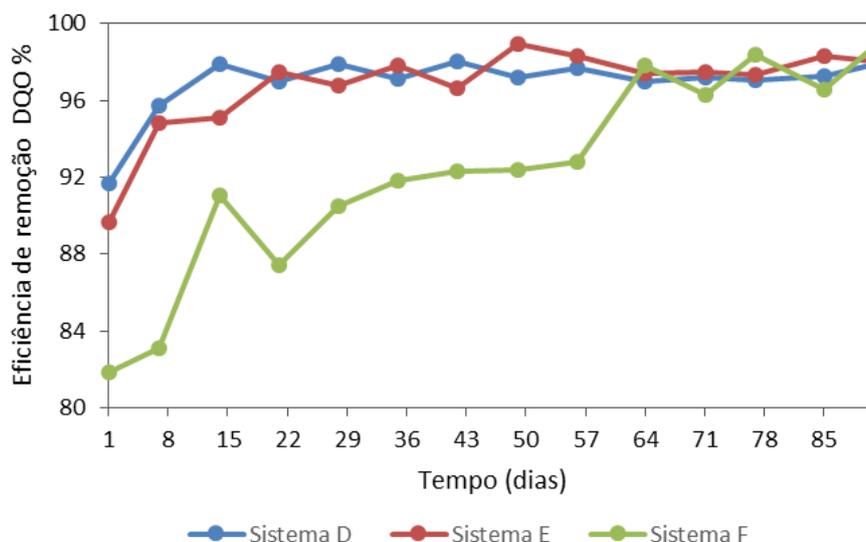
Os valores de DQO no SAHFS F, são menos equilibrados do que os demais, provavelmente devido à alta carga orgânica de entrada que é de aproximadamente  $11.000 \text{ mg L DQO}^{-1}$ .

Os valores do ponto 9, a partir do dia 36 de operação apresentaram uma queda acentuada de  $400 \text{ mg L DQO}^{-1}$ , o que indica que o SAHFS F encontrou equilíbrio aumentando o seu potencial de redução de DQO.



**Figura 18.** Valores de DQO dissolvida do afluente e pontos de coleta do SAHFS F.

Na figura 19, está representada a eficiência de remoção dos sistemas SAHFS estudados, onde é possível observar que os sistemas SAHFS D e E apresentam os melhores resultados, embora o sistema E ao final de 64 dias tenha também se equiparado em eficiência aos dois sistemas citados.



**Figura 19.** Eficiência de Remoção DQO do SAHFS D, E e F.

Em estudo, Dreifus (2012) avaliou três Sistemas de Tratamento de esgoto doméstico composto por Wetlands Construídos de fluxo subsuperficial e escoamento horizontal plantado com capim Vetiver. Os leitos foram compostos por diferentes meio suporte: o primeiro, preenchido com brita nº1, brita nº 3 e areia grossa, o segundo preenchido com pedrisco, poliestireno expandido (isopor) moído e reciclado e areia grossa, e o terceiro com brita nº 3 e areia grossa. Os sistemas alcançaram eficiência média de remoção de DQO na primeira fase 67,9% para o leito de brita, 65,4% para o leito de isopor e 57,7% para o leito de areia. Na segunda fase a eficiência de remoção foi de 87% para o leito de brita, 80% para o leito de isopor e 83,8% para o leito de areia.

Oliveira e Bruno (2013) avaliaram os procedimentos de partida de um sistema de tratamento com três reatores anaeróbios horizontais (R1, R2 e R3), instalados em série, com volume de 1,2 L cada, sendo o R1 composto por manta de lodo somente e o R2 e R3 com a massa microbiana imobilizada através de suporte

de bambu e fibra de coco, respectivamente. O sistema foi alimentado com águas residuárias do despolpamento mecânico dos frutos do cafeeiro por via úmida, com valor médio de demanda química de oxigênio total (DQO total) de  $16.003 \text{ mg L}^{-1}$ , e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 30 h. As eficiências de remoção de DQO total variaram de 43 a 97% no sistema de tratamento (R1+R2+R3), estabilizando acima de 80% após 30 dias de operação.

Kuczman et al. (2014) desenvolveram uma pesquisa de tratamento de manipueira de fecularia em reator anaeróbio tubular horizontal piloto, com meio suporte, em peças de bambu. O reator foi escavado no solo e impermeabilizado com geomembrana, com volume de  $33,6 \text{ m}^3$  e alimentação contínua por gravidade. As cargas orgânicas em termos de demanda química de oxigênio (DQO) foram de 0,556; 0,670; 0,678 e  $0,770 \text{ g L}^{-1}$ , para os tempos de detenção hidráulica (TDH) de 13,0; 11,5; 10,0 e 7,0 dias, respectivamente. As reduções médias de DQO foram de 88; 80; 88 e 67% e de SV de 76; 77; 65 e 61%, respectivamente.

Silva (2009) investigou o uso do Reator Anaeróbio Horizontal com Chicanas (RAHC) em escala de bancada para o tratamento da manipueira com pH estabilizado através de conchas de sururu. O sistema utilizado foi constituído por dois reatores em série para promoção da separação de fases. O meio suporte utilizado foi produzido a partir de amostras coletadas em casa de farinha do Estado de Alagoas, Brasil. A manipueira foi diluída a 5%, 10% e 20%. O sistema com 5% e 10% de manipueira obteve reduções de DQO máximas de 95%.

De acordo com os trabalhos citados, os valores obtidos pelos SAHFS podem ser considerados satisfatórios para todas as concentrações testadas, sendo assim, esse sistema pode ser considerado como uma opção para o tratamento de águas residuárias com altas concentrações de carga orgânica.

Conforme as Tabelas 6, 7 e 8 pode-se afirmar que o pH dos SAHFS migram para valores considerados padrões para a operação de reatores anaeróbios.

**Tabela 6.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos Suspensos Totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS D com concentração de DQO de 5.400 mg L<sup>-1</sup>.

Amostra	pH	C.V. (%)	Alcalinidade mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	Acidez mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	AVT mg CH <sub>3</sub> COOH L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	SST mg L	C.V. (%)
1	6,6	09	614	41	804	37	310	15	131	14
2	7,1	05	781	30	1256	50	369	19	352	14
5	7,4	03	1490	36	1458	32	367	07	483	13
9	7,4	04	1243	26	1321	40	333	12	290	16

**Tabela 7.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade, Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos suspensos totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS E com concentração de DQO de 6.500 mg L<sup>-1</sup>.

Amostra	pH	C.V. (%)	Alcalinidade mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	Acidez mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	AVT mg CH <sub>3</sub> COOH L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	SST mg L	C.V. (%)
1	6,4	10	733	32	1119	21	580	14	401	08
2	6,7	08	1338	41	1815	40	105	17	408	09
5	7,2	04	1486	35	2333	24	462	20	511	13
9	7,0	07	1467	23	1964	17	915	16	162	12

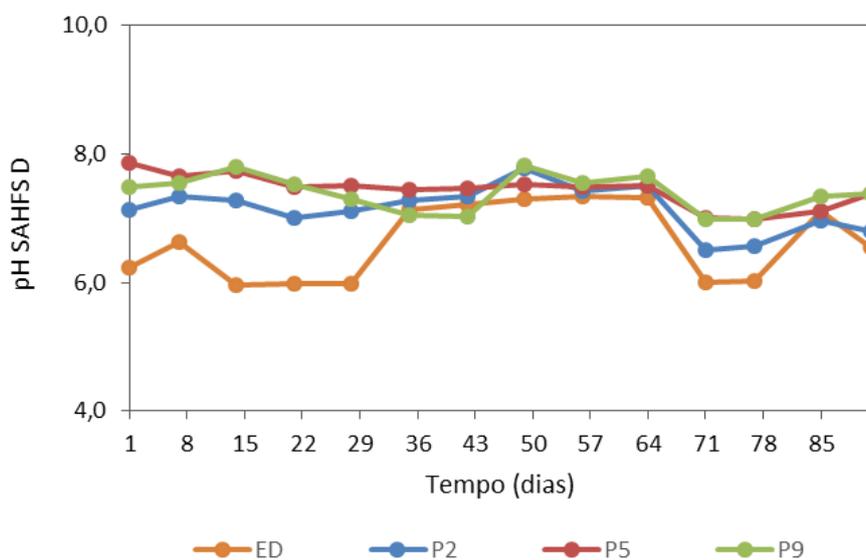
**Tabela 8.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) de pH, Alcalinidade e Acidez, Ácidos voláteis totais (AVT) e Sólidos Suspensos totais (SST), obtidos durante a operação do SAHFS F com concentração de DQO de 11.000 mg L<sup>-1</sup>.

Amostra	pH	C.V. (%)	Alcalinidade mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	Acidez mg L CaCO <sub>3</sub>	C.V. (%)	AVT mg CH <sub>3</sub> COOH L <sup>-1</sup>	C.V. (%)	SST mg L	C.V. (%)
1	5,6	06	1114	20	2208	25	1035	13	247	14
2	6,6	06	1700	32	4899	39	2490	11	799	08
5	6,9	06	2257	61	3970	39	2239	18	695	08
9	6,8	11	2024	47	3643	57	1813	14	459	16

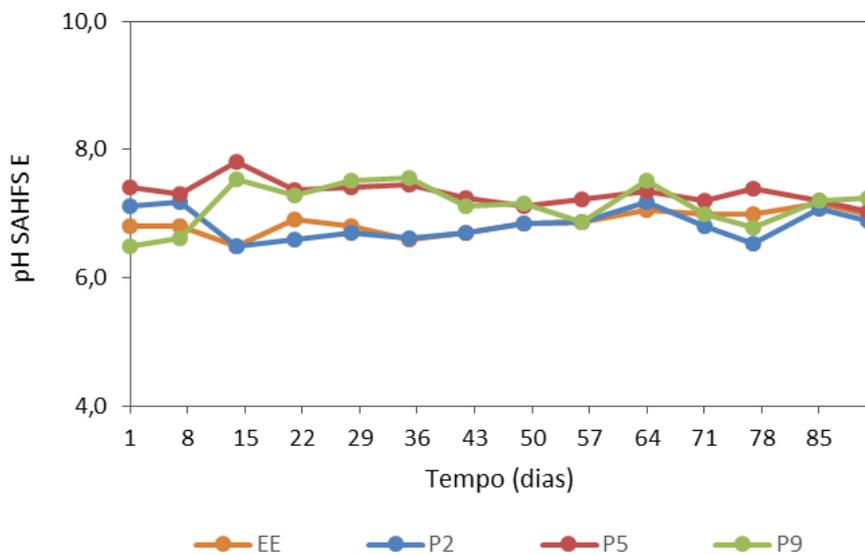
Em relação a alcalinidade, acidez e acidez volátil os valores tendem a aumentar até o ponto 5 sofrendo uma ligeira queda na saída do sistema. Nota-se também que conforme aumenta-se a concentração de DQO, os valores da alcalinidade, acidez e acidez volátil, tendem a aumentar.

A acidez volátil e a alcalinidade são parâmetros de extrema importância para a digestão anaeróbia, e seus valores devem estar em equilíbrio durante o processo. Os ácidos graxos voláteis devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema. A inibição do processo anaeróbio por ácidos graxos voláteis está associada ao pH. Baixos valores de pH estão geralmente relacionados ao desequilíbrio e a altas concentrações de ácidos graxos voláteis em relação a alcalinidade o que consequentemente decretaria a falência do processo (KUS e WISMANN, 1995; CRUZ, 2012).

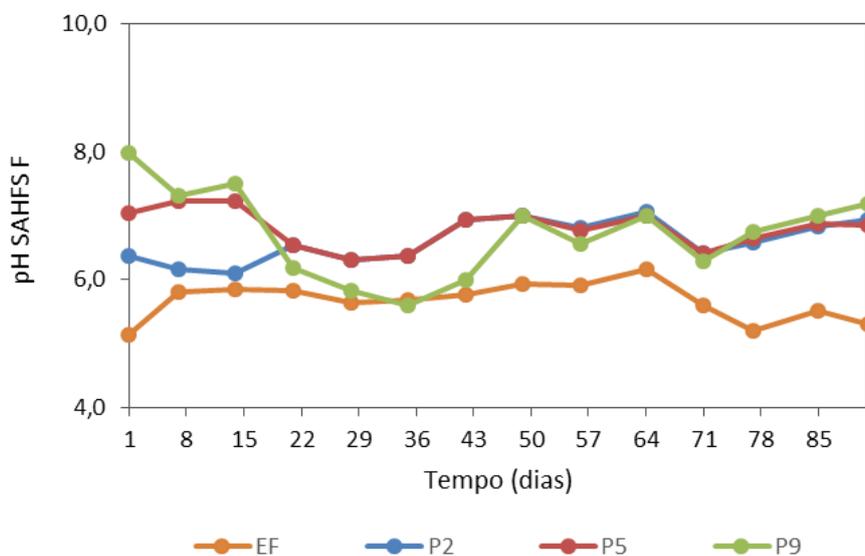
Tal fato não ocorreu nos SAHFS em nenhuma das concentrações de DQO testadas, como pode ser observado nas Figuras 20, 21 e 22. Embora o SAHFS F tenha apresentado valores superiores aos demais devido à carga orgânica aplicada, o sistema foi capaz de atuar com precisão na remoção de matéria orgânica.



**Figura 20.** Valores do pH no afluyente e demais pontos do coleta (1,2 e 3) no SAHFS D.



**Figura 21.** Valores do pH no afluente e demais pontos do coleta (1,2 e 3) no SAHFS E.



**Figura 22.** Valores do pH no afluente e demais pontos do coleta (1,2 e 3) no SAHFS F.

Valores semelhantes aos dos SAHFS foram encontrados no trabalho realizado por Dreifus (2012), onde avaliou-se três sistemas de Tratamento de esgoto doméstico, composto por “Wetlands” construídos de fluxo subsuperficial e escoamento horizontal plantado com capim Vetiver. Nesses sistemas, os valores de

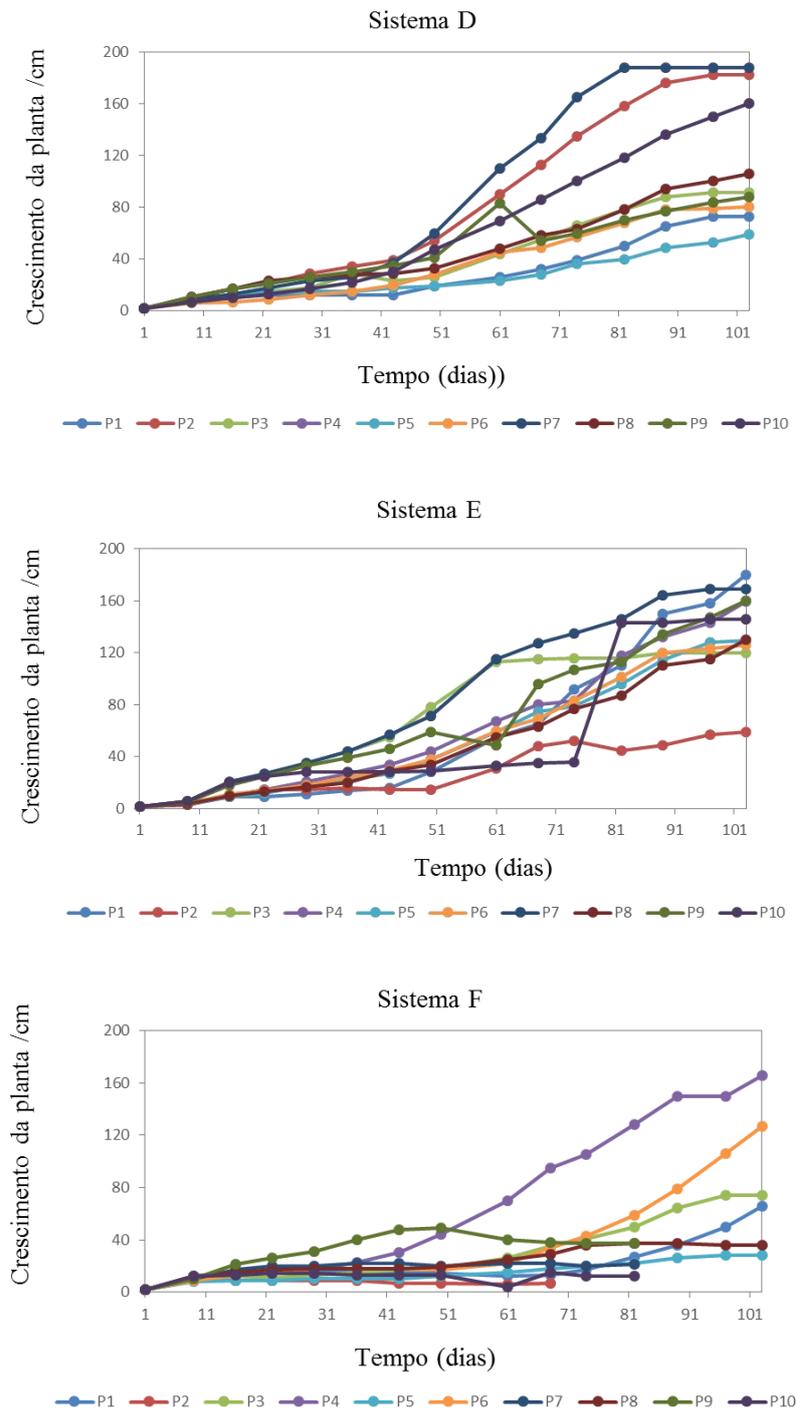
pH estiveram sempre em torno de 7 com poucas variações, tanto para o esgoto bruto quanto para os efluentes tratados. Os valores médios de pH para o esgoto bruto foram de 7,4, para o leito de brita foi de 7,5, para o leito de isopor foi de 6,9 e para o leito de areia foi de 6,6. Na segunda fase as médias foram de 7,6 para o esgoto bruto, 6,6 para o leito de brita, 6,4 para o leito de isopor e 6,3 para o leito de areia.

### **3.4.2 – Análise de crescimento e área foliar da planta**

Vieira (1995) afirma que o solo tem como função fornecer à planta os nutrientes e a água necessária ao seu metabolismo. Ainda sobre a irrigação subsuperficial Coraucci Filho et al., (2001) pontua que a metodologia praticamente não oferece quaisquer riscos sanitários, tendo-se em conta um mínimo de cuidados (CORAUCCI FILHO et al., 2001).

Em estudo, Malheiros et al. (2012) avaliaram a fertirrigação de tomates cereja com água residuária de indústria de sorvetes, utilizando diferentes concentrações: 10, 25, 50, 75 e 100% g DQO L<sup>-1</sup>. Eles observaram maior produtividade e crescimento, quando foram utilizadas doses de 25 e 50% de efluente. Concluíram que o seu uso poderia ser uma alternativa na substituição parcial dos nutrientes existentes na solução comercial utilizada normalmente.

O mesmo foi observado na presente pesquisa, onde uma concentração de matéria orgânica intermediária na fertirrigação fez com que as plantas tivessem maior crescimento e produtividade (Figura 23).



**Figura 23.** Crescimento da plantação de tomate cereja do SAHFS D, E e F, sendo que os valores PN correspondentes à planta (P) e à localização de cada planta no SAHFS (N).

Souza et al. (2010) utilizaram água residuária de suinocultura em fertirrigação de tomateiros em ambiente protegido. As análises foliares comprovaram que a água residuária de suinocultura supriu as necessidades nutricionais do tomateiro, observando que os tomateiros apresentavam crescimento acelerado até o 45º dia, e que nenhuma planta teve seu crescimento prejudicado.

Nos sistemas SAHFS D, E e F foram observados crescimento acelerado até o 91º dia, sendo após isso estabilizada para o sistemas D e E. Para o Sistema F, houve perdas de plantas, e queda acentuada em seu crescimento. Sendo assim não é recomendada uma alimentação com altas quantidades de matéria orgânica, tal qual foi imposta para o SAHFS F.

Souza et al. (2012) utilizaram água residuária de piscicultura como fertirrigação em culturas de tomate cereja. Comparando as plantas irrigadas com água potável e água residuária, eles observaram que houve uma melhor produção de frutos quando a fertirrigação foi feita com a água residuária.

Em relação à frutificação nos Sistemas SAHFS, a maior quantidade de frutos (em peso) foi encontrada nos SAHFS E (309g), mais que o dobro que os SAHFS F (143g) e o triplo do SAHFS D (108g).

Na Figura 24 estão ilustrados os três SAHFS (D, E e F) com a plantação de tomate cereja realizada no começo do ensaio 2.

O SAHFS D (5.400 g DQO/ L<sup>-1</sup>) é o sistema com menor concentração de matéria orgânica, e nesse ensaio apenas uma muda de tomate cereja não suportou o tratamento.

As demais mudas, que no início do ensaio apresentavam altura de aproximadamente 2 cm, começaram a apresentar flores na 9ª semana do ensaio, onde as plantas já haviam ultrapassado a altura de 20 cm, e os primeiros frutos encontrados no SAHFS A foram na 12ª semana do ensaio que de acordo com Naika et al., (2006) está dentro dos padrões de crescimento dos tomateiros.



Fonte: Arquivo pessoal

**Figura 24.** Plantação de tomate cereja no início do ensaio 2.

O SAHFS E, o qual apresentou resultados mais constantes nas análises realizadas, manteve o bom desempenho no que se diz respeito ao crescimento das plantas.

Os primeiros frutos foram notados a partir da 12ª segunda semana de operação do SAHFS. Já no SAHFS F, algumas plantas não suportaram a quantidade de matéria orgânica presente no sistema, e se perderam ao longo do experimento.

Foi observado que o crescimento das plantas no SAHFS F foi inferior aos demais, não sendo recomendada uma alimentação com altas quantidades de matéria orgânica, tal qual foi imposto para o SAHFS F.

Na Figura 25, pode ser observado que o SAHFS F apresenta plantas menores e em menor quantidade, enquanto que o SAHFS E apresenta uma plantação de tamanho superior, com folhagens mais densas e em maior quantidade.

Na Figura 26 estão ilustrados os frutos dos SAHFS, onde, no SAHFS E, visualmente também pode ser observado uma maior quantidade de frutos em relação aos demais.



Fonte: Arquivo Pessoal

**Figura 25.** SAHFS D, E e F no experimento 2.



Fonte: Arquivo Pessoal

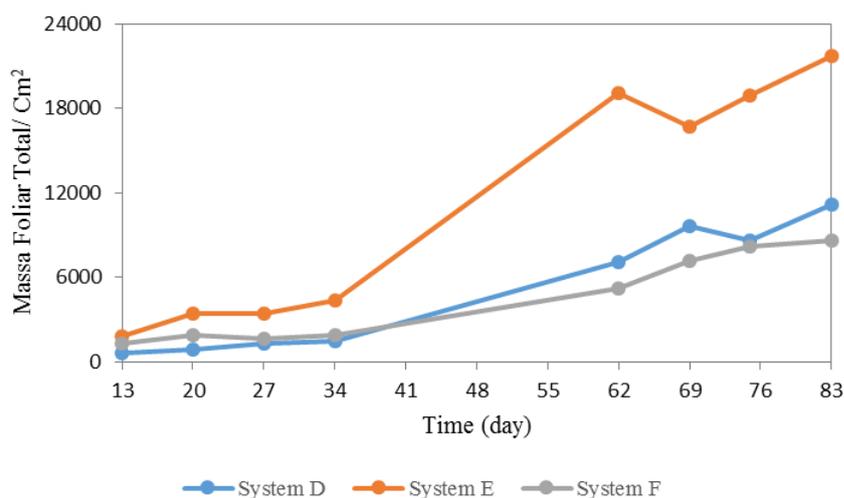
**Figura 26.** Frutos dos SAHFS D, E e F.

De acordo com Marcon (2009), a folha é um importante órgão das plantas, o principal envolvido no processo fotossintético e na evapotranspiração. O monitoramento da área foliar é uma importante ferramenta no estudo de

características fisiológicas relacionadas com o crescimento das plantas, bem como é um importante índice na avaliação de danos causados por doenças e pragas.

Além disso, a estimativa da área foliar é ponto chave na previsão de produtividade, melhorando ações de gerenciamento da produção, armazenamento e venda. Nos métodos não destrutivos, as medidas foliares são tomadas diretamente na planta sem a necessidade de remoção de estruturas, o que possibilita o acompanhamento do crescimento (ADAMI et al., 2007).

No presente experimento, foi observado que até o 34º dia após o transplante o aumento é regular (Figura 27), porém após o 55º a massa foliar total dos sistemas D e E aumentam consideravelmente, sendo assim, a fertirrigação torna-se uma boa alternativa.



**Figura 27.** Aumento da massa foliar das plantas ao longo do tempo nos SAHFS D, E e F respectivamente.

Fideles Filho et al. (2005) observaram que o algodoeiro irrigado com esgotos decantados apresentou incremento na área foliar, quase três vezes superior aos resultados apresentados pela mesma cultura submetida à mesma lâmina e ao mesmo turno de rega com águas de poço.

Rebouças et al. (2010), verificou em sua pesquisa utilizando feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado, um efeito positivo para a fitomassa total, onde as plantas irrigadas apenas com efluentes doméstico

aumentaram a produção da matéria seca total em 117,07%, evidenciando que a quantidade de nitrogênio existente na água residuária supriu suficientemente as plantas, elevando a produção de fitomassa seca e demais variáveis. Os resultados deste estudo corroboram com os resultados da atual pesquisa, pois o efluente de laticínios rico em nitrogênio explica o aumento da massa foliar ao longo do tempo.

### **3.5. CONCLUSÕES DO CAPÍTULO 3**

Os sistemas que trabalharam em menores faixas de DQO (até 6500 mg L<sup>-1</sup>) apresentaram melhores resultados que o sistema com concentrações maiores (11.000 mg L<sup>-1</sup>), no que diz respeito as análises físico químicas realizadas nos pontos de coletas dos SAHFS.

Já em relação à análise morfológica realizada nas plantas, o SAHFS E apresentou melhores resultados, pois tanto para desenvolvimento, florescimento, e quantidade de frutos, a produção foi superior. Em geral, os SAHFS apresentaram altos índices de remoção de DQO, para águas residuárias de laticínios utilizando pneus como material de suporte.

## REFERÊNCIAS

ADAMI, M. et al. Estimativa de área foliar de soja usando imagens digitais e dimensões foliares. **Anais...** 13 Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 2007, INPE, p. 9-14.

BARROS, A.R. **Influência de diferentes materiais suporte na produção de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fluidizado**. 2009, 119 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Química), Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 16 maio 2011. p. 89.

COLLAÇO, A.B. **Uso de pneu "picado" como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E convencional**. 2001, 77 f. Dissertação (Mestre Engenharia Agrícola), Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, Universidade Estadual e Campinas, 2001.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro. ABES, 2001.

COSTA, A. M. G. **Desempenho de filtro anaeróbio no tratamento de efluente formulado com diferentes concentrações de soro de queijo**. 2008, 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) Faculdade de Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2008.

CRUZ, A.L.M. **Degradação anaeróbia de efluentes de laticínios em reatores UASB**. 2012, 100 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente), Universidade de Aveiro, Aveiro, 2012.

DREIFUS, T.V. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando vetiver (*Chrysopogon zizanioides L.*): avaliação e desempenho de três leitos distintos**. 2012, 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e ambiental) Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho. Bauru, São Paulo, 2012.

DRIZO, A. et al. Constructed wetlands for dairy effluent treatment in Vermont: two years of operation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 10, Lisboa. **Proceedings...**, Lisboa, 2006. p. 1611-1621.

FIDELES FILHO, J. et al. Comparação dos efeitos de água residuária e de poço no crescimento e desenvolvimento do algodoeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 328-332, 2005. Suplemento.

GASIUNAS, V.; STRUSEVICIUS, Z.; STRUSEVICIENE, M. S. Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania. **Journal**

**Environmental Science Health**, Philadelphia, v. 40, p. 1467-1478, 2005. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1081/ESE\\_200055889](http://dx.doi.org/10.1081/ESE_200055889)>. Acesso em: 2 ago. 2015.

GUNASEKARA, A.S. et.al. Ground discarded tires remove naphthalene, toluene and mercury from water. **Chemosphere**, Massachusetts, n. 41, p. 1155-60, 2000.

KUCZMAN, O. et al. Cassava starch extraction effluent treatment in a one phase tubular horizontal pilot reactor with support medium. **Engenharia agrícola**, Jaboticabal, v.34, n. 6, p.1270-1282, 2014.

KUS, F.; WIESMANN, U. Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures. **Water Research**, New York, v. 29 , n.6, p. 1437-43, 1995.

MALHEIROS, S. M. M. et al., Cultivo hidropônico de tomate cereja utilizando-se efluente tratado de uma indústria de sorvete. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.10, p. 1085-1092. 2012.

MARCON, M. **Modelos matemáticos para estimativa da área foliar de um cafeeiro por meio de análise de imagens**. 2014, 79 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Sistemas), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

MATTOS, I.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Produção de biogás em reatores anaeróbios horizontais tratando águas residuárias de suinocultura e melaço de cana-de-açúcar. **Ciência & Tecnologia**, Jaboticabal, v. 5, 2013, Suplemento.

MENDONÇA, H. V. et al., (2012). Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.805>>. Acesso em: 2 ago. 2015.

NICIURA, C.L. **Avaliação do uso de banda de rodagem de pneus inservíveis triturada como suporte ao desenvolvimento de biofilmes em um reator anaeróbio de leito expandido**. 2005, 204 f. Tese, (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005

OLIVEIRA, R. A. D.; BRUNO, N. Start-up de reatores anaeróbios horizontais com manta de lodo e de leito fixo para tratamento de águas residuais de processamento de café por via úmida. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 353-366, 2013.

PATZA, E. **Aplicação de modelos matemáticos para definição de parâmetros hidráulicos e cinéticos de tanques sépticos**. 2006, 199f. Dissertação (Mestre em Engenharia de recursos hídricos e ambientais) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

PIERCE, C. E.; BLACKWELL, M. C. Potential of scrap tire rubber as lightweight aggregate in flowable fill. **Waste Management**, Columbia, n. 23, p. 197-208, 2003.

REBOUÇAS, J. R. L. et al. Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 1, p. 97-102, 2010.

SANTANA, R. S. S. **Influência da velocidade ascensional e do regime de alimentação em ASBBR para tratamento de águas residuárias de laticínios**. 2012, 102 f., Dissertação (Mestre em Ciências), Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo. Pirassununga, 2012.

SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, London, v. 26, n. 5/6, p. 441-447, 2001. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S01604120\(01\)00025-3](http://dx.doi.org/10.1016/S01604120(01)00025-3)>. Acesso em: 8 ago. 2015.

SILVA, A. C. F. M. da. S. **Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em reator anaeróbio compartimentado seguido de leitos cultivados**. 2010, 166 f., Tese (Doutor em Engenharia Agrícola na Área de Concentração em Água e Solo) Faculdade de Engenharia agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SILVA, J. L. **Desempenho do reator anaeróbio horizontal com chicanas no tratamento da manipueira em fases separadas e estabilização do pH com conchas de sururu**. 2009, 100 f., Dissertação (Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento), Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Maceió, 2009

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; FERREIRA, P. A. Parâmetros de crescimento de tomateiros produzidos com água residuária de suinocultura. **Engenharia Ambiental**, v. 7, p. 97-109, 2010. **FALTA CIDADE. DEI 1 ESPAÇO APÓS V. E APÓS P.**

SOUZA, R. R., NETA, M. N. A., DE SOUZA, R. M., LOPES, P. A. P., & MOTA, W. F. Rendimento produtivo de tomate cereja a partir do uso de água residuária da piscicultura e adubação com esterco bovino. **Horticultura brasileira**, Montes Claros, v. 30, n. 2, p. S5340-5345. 2012.

VIEIRA, D. B. **As Técnicas de irrigação**. 2. ed. São Paulo, Globo, 1995.

## **CAPÍTULO 4 – REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO INVERTIDO (IASB), NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIO.**

### **4.1 – INTRODUÇÃO**

#### **4.1.1 - Tratamento anaeróbio de efluentes ricos em lipídios**

O tratamento de águas residuárias ricas em lipídios torna-se cada vez mais interessante para a área de digestão anaeróbia, devido à sua estrutura e elevado potencial para produção de biogás, quando comparado com outros substratos como proteínas ou carboidratos (ALVES et al., 2009; RASIT et al., 2015).

Para a degradação de lipídios com produção de metano em um sistema de tratamento anaeróbio, são necessárias quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Como os lipídios não estão prontamente disponíveis, sendo constituídos de triglicerídeos e ácidos graxos de cadeia longa, eles primeiramente são hidrolisados, com a finalidade de aumentar a sua solubilidade e conseqüentemente produzir ácidos graxos livres e glicerol, após ser hidrolisado, o glicerol é convertido em 1,3-propanediol (PD) e piruvato (LEJA et al., 2011).

Os produtos da hidrólise são utilizados por bactérias acidogênicas na  $\beta$ -oxidação convertendo aminoácidos, açúcares e glicerol em substâncias orgânicas simples como acetato, propionato, butirato e hidrogênio num processo que se designa por acidogênese (HARPER e POHLAND, 1986; RIBEIRO, 1999; CAVALEIRO et al., 2009).

A acetogênese consiste na oxidação dos produtos intermediários produzidos na acidogênese, para a formação dos substratos necessários na metanogênese produzindo ácido acético, dióxido de carbono, hidrogênio e amônia. Nesta etapa é necessário que as bactérias acetogênicas, que produzem  $H_2$ , cresçam em associação sintrófica com as metanogênicas consumidoras de  $H_2$ , como, por exemplo, as bactérias hidrogenotróficas, as sulfatoredutoras e/ou as bactérias

homoacetogênicas, para que o sistema não entre em colapso (PEREIRA, 2010; SCHINK, 1997).

E finalmente áruqueas metanogênicas metabolizam hidrogênio/dióxido de carbono e acetato à metano. Cerca de 30% da produção de metano resulta da redução do dióxido de carbono, enquanto os restantes 70% são obtidos através da clivagem do acetato (JETTEN et al., 1992; PEREIRA, 2010 e RASIT, 2015).

Alves et al. (2009) enumeram dois problemas principais associados com a degradação anaeróbia de gorduras: a flutuação da biomassa que se dá devido à acumulação de lipídios e ácidos graxos de cadeia longa nos grânulos de biomassa, tornando-os leves e, conseqüentemente, flutuantes e o outro problema é a lavagem da biomassa que ocorre devido à degradação lipídica e AGCL no processo de digestão anaeróbia. A lavagem da biomassa foi relatada por Rinzema (1988) como sendo um forte inibidor da atividade metanogênica e bactericida para estas populações.

Diversos autores também relatam os mesmos problemas encontrados na operação de reatores anaeróbios alimentados com efluentes ricos em gordura (PEREIRA et al., 2005; CIRNE et al., 2007; CHEN et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2011).

Cirne et al. (2007) avaliaram a influência da concentração de lipídios na hidrólise e na biometanização de resíduos ricos em lipídios, submetidos a diferentes concentrações enzimáticas. Os autores concluíram que a adição de lipase aumentou a hidrólise de lipídios e a produção de metano; porém, as vantagens da adição de enzimas nos processos de degradação lipídica foram minimizadas, a medida em que elevaram os níveis de enzima, mesmo quando os efluentes apresentam altas concentrações de lipídios. Os autores relatam que isso ocorre, devido ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa, o que os torna principal motivo da inibição e degradação de lipídios e da produção de metano e biogás.

Oliveira et al. (2011) encontraram problemas semelhantes ao avaliarem os benefícios do uso de diferentes doses de enzimas lipolíticas e tempos de retenção hidráulica diferentes, sobre a produção de biogás e a redução do poder poluente do efluente de abatedouro avícola.

Pesquisas que foram realizadas por Pereira et al. (2002), Cavaleiro et al. (2009) e Picavet e Alves (2013) indicam alternativas para contornar tais problemas, sugerindo algumas modificações no modo de operação convencional, bem como modificações estruturais em reatores anaeróbios de alta taxa.

#### **4.1.2. - Estratégias de operação em reatores anaeróbios com alimentação rica em lipídios.**

Quando o assunto se refere a efluentes ricos em lipídios, a preocupação com a operação e monitorização de reatores anaeróbios deve ser dobrada, pois, conforme visto anteriormente, esses resíduos podem causar sérios danos à microbiota, podendo levar reatores à falência.

Pereira et al. (2002), operando reatores EGSB alimentados com ácido oleico como única fonte de carbono orgânico, verificaram que havia uma reação biológica de conversão entre o ácido oleico e o ácido palmítico, e que este último AGCL se acumulava junto à biomassa, sem ser posteriormente mineralizado nas condições operacionais propostas no reator. Porém os autores realizaram testes onde a biomassa do reator era retirada e incubada em um reator fechado sem adição de qualquer outra fonte de carbono, e então observaram que, em algum tempo, essa biomassa conseguiu converter os AGCL a metano. Concluíram, assim, que o consórcio anaeróbio tem uma enorme capacidade de degradar ácidos graxos de cadeia longa, quando é proporcionada uma fase sem alimentação, para que a microbiota possa se estabilizar.

O estudo realizado por Cavaleiro et al. (2009) propõe como otimizar a produção de metano proveniente dos AGCL, determinando, como principal estratégia para tal, a adaptação da biomassa aos AGCL com a realização de ciclos contínuo/batelada. Os autores verificaram então que, após três ciclos constituídos por uma fase de alimentação em contínuo e uma fase de reação em batelada, a comunidade de microrganismos presente no reator era capaz de converter eficientemente os AGCL em metano, evitando a acumulação destes compostos no sistema. A aplicação intermitente de condições operacionais de alimentação

contínua e reação em batelada, levou a microbiota à seleção natural para uma comunidade microbiana bem adaptada, permitindo posterior operação em contínuo com altas cargas orgânicas. Para essa biomassa adaptada, a carga orgânica aplicada foi de 21 kg DQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> (50% oleato), o que levou a uma eficiência de conversão a metano de 72%, e eficiência de remoção de DQO de 99%.

Aquino e Chernicharo (2005) apresentam uma visão composta das principais causas de acúmulo de ácidos graxos em reatores anaeróbios. Os autores relatam que o acúmulo de acetato observado durante as condições de choque de carga e/ou estresse ocorre provavelmente devido às limitações cinéticas dos microrganismos metanogênicos, que é acentuada com a redução do pH. O acúmulo de acetato e hidrogênio na fase líquida pode, por sua vez, desencadear limitações termodinâmicas e consequente acúmulo de propionato e butirato. A manutenção de condições ideais de crescimento dos microrganismos metanogênicos é uma estratégia de controle para reduzir o acúmulo de acetato, embora não seja efetiva em reduzir a concentração de hidrogênio dissolvido ao ponto em que não haja limitação sintrófica.

De acordo com Chernicharo (1997), a modelagem de cada reator influencia significativamente a retenção e a estratificação da biomassa, e as modificações feitas em suas estruturas podem ser um fator limitante de ordem cinética e termodinâmica.

Segundo Long et al. (2011), a alimentação intermitente do reator é melhor para degradação da matéria orgânica.

Sendo assim é visível que modos de operação otimizados, e adequações na configuração de sistemas anaeróbios de alta taxa, são imprescindíveis para o sucesso da digestão de águas residuárias ricas em lipídios. Nesse contexto, uma nova configuração de reator anaeróbio de alta taxa foi desenvolvida e estudada por Alves et al. (2007), com o intuito em atender a tais necessidades.

#### **4.1.3 – Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Invertido (IASB)**

Alves et al. (2007) apresentaram um novo reator patenteado com o nome de Reator anaeróbio de manta de lodo invertido (Inverted Anaerobic Sludge Blanket, IASB). A nova configuração de reator foi baseada em dois princípios: maximizar a área de contato da biomassa utilizando a flutuação como técnica primária para a retenção da mesma e assim otimizar a absorção dos AGCL. O reator foi dimensionado de forma a ser alimentado pela parte superior, pois assim o contato com a biomassa flutuante seria imediata, e a saída do efluente foi feita na parte inferior.

O conceito inicial para a construção do IASB se baseou em uma pesquisa realizada por Pereira et al. (2002) onde os autores constataram que após um regime de alimentação os AGCL eram facilmente convertidos à metano.

Observou-se assim que, ao contrário do que era aceito, os AGCL podem ser eficientemente mineralizados a metano, desde que se apliquem as condições apropriadas (PEREIRA et al., 2005).

Em estudo realizado por Cavaleiro et al. (2009), utilizando o reator IASB, os pesquisadores operaram o reator com alimentação em ciclos, como foi sugerido por Pereira et al. (2002). Os autores observam que, após a adaptação utilizando os ciclos de alimentação, a biomassa se torna especializada, sendo assim possível uma alimentação contínua.

De acordo com Picavet e Alves (2013), o IASB ainda fornece meios para controlar a intensidade de mistura dentro do reator e reduzir as possíveis limitações da transferência de massa. Pois em sua pesquisa realizada, o Reator IASB provou remover eficientemente a gordura de um efluente com alto teor de lipídios até 63% da taxa total de carga orgânica obtendo eficiências de remoção de matéria orgânica superior a 85%.

Em vista disso, o presente capítulo trata da utilização do IASB para o tratamento de águas residuárias de laticínios, que como já dito anteriormente possui uma das maiores cargas orgânicas, relativo à indústria de alimentos, tendo em sua composição altos teores de gordura. O objetivo do experimento foi verificar se o

IASB alcançará altos índices de remoção de DQO, bem como, a mineralização dos ácidos graxos à metano.

## **4.2 – OBJETIVOS**

O principal objetivo deste trabalho foi estudar o comportamento do Reator IASB alimentado com água residuária de laticínio, submetendo-o a diversas cargas orgânicas e hidráulicas.

Observar a capacidade de remoção de DQO e a produção de biogás.

A alimentação intermitente foi utilizada neste experimento como modo de operação no reator IASB, para verificar se há degradação dos ácidos graxos e posterior conversão à metano na fase batelada.

## **4.3 – MATERIAL E MÉTODOS**

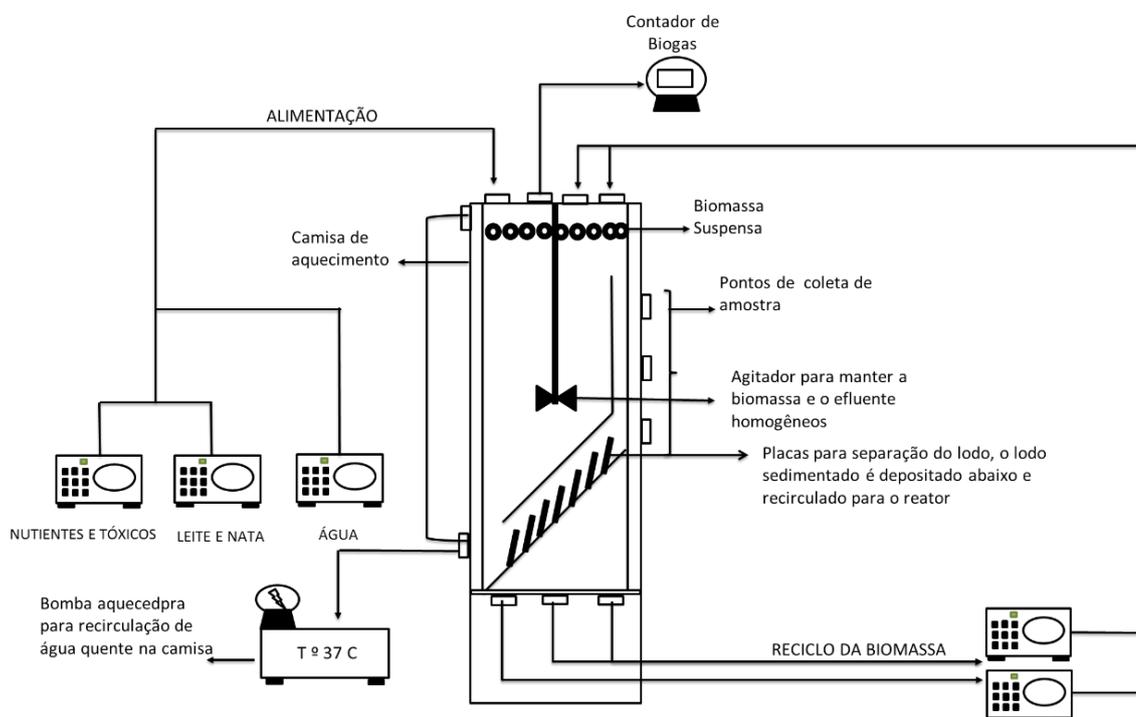
### **4.3.1 – Instalação Experimental**

Na Figura 28 encontra-se esquematizada a instalação experimental utilizada neste trabalho. O reator anaeróbico de manta de lodo invertida (IASB) foi construído em acrílico, com volume útil de 55 L e está localizado no Laboratório de Biotecnologia Ambiental, na Universidade do Minho em Portugal.

A entrada da alimentação encontra-se na parte superior do reator de modo que os compostos de gordura fiquem retidos na biomassa flutuante. Na parte superior também foi fixado um misturador do tipo hélice.

A recirculação da biomassa foi feita através de uma corrente de reciclo instalada da base do reator para o topo, a parte superior do reator que também foi ligada uma linha de gás, contendo uma porta de amostragem e um contador de biogás Ritter MilliGascounter (Ritter MGC-1 V3.0 600 ml/h).

O sistema foi aquecido a 35°C através da circulação de água quente numa camisa externa de aquecimento.



Fonte: Elaborado pelo autor

**Figura 28.** Representação esquemática da instalação experimental utilizada.

O reator foi alimentado com efluente lácteo sintético, obtido por diluição de leite desnatado comercial (2g DQO/L), creme de leite (1g de DQO/L), ácido peracético (19mg/L), água oxigenada (30 mg/L), ácido nítrico (335 mg/L) e Hidróxido de sódio (270mg/L), também foi utilizada água da rede municipal, e suplementado com macro e micronutrientes.

A solução de macronutrientes foi adicionada na proporção de 0,6mL/g DQO alimentado e a solução de micronutrientes adicionou-se na quantidade de 1mL/L alimentação, de acordo com a composição da Tabela 9.

**Tabela 9.** Concentração dos compostos utilizados para as soluções de Macronutrientes e Micronutrientes.

<b>MACRONUTRIENTES</b>	
Composto	Concentração
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	30.2 g/L
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	28.3 g/L
KCl	45 g/L
<b>MICRONUTRIENTES</b>	
Composto	Concentração
FeCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2 g/L
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.05 g/L
ZnCl <sub>2</sub>	0.05 g/L
CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0.038 g/L
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	0.5 g/L
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	0.05 g/L
AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	0.09 g/L
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2 g/L
NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0.092 g/L
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	0.164 g/L
EDTA	1 g/L
HCl 37%	1 mL/L <sup>-1</sup>

A alimentação foi separada por três linhas: onde duas bombas (Watson Marlow Bredel 101 U/R) eram responsáveis pelo transporte do leite e creme de leite na primeira, compostos tóxicos, macro e micronutrientes na segunda. A terceira bomba (Watson Marlow 401 U/R) era responsável pelo transporte da água, sendo ligadas antes da entrada ao reator.

A biomassa granular anaeróbia utilizada no reator foi proveniente de uma indústria de cerveja.

#### **4.3.2 – Modo de operação**

Na Tabela 10 encontram-se resumidas as principais condições de operação do reator. O reator foi operado em ciclos durante 298 dias.

O arranque do sistema foi efetuado em batelada em condições mesofílicas 37°C até se verificar produção de biogás a partir da alimentação de aclimatação.

Um total de seis ciclos foram realizados com fases de alimentação contínua e fases de reação.

Durante o ciclo 1 (C-I) o reator foi operado com carga orgânica volumétrica (COV) de 0,80 g DQO/L<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 3 dias.

Como a produção de biogás ainda não apresentava valores aceitáveis, no ciclo 2 (C-II) foi aplicada uma OLR de 2,4gDQO/L<sup>-1</sup> e o TDH foi reduzido para 1 dia.

Após os ciclos 1 e 2, foi imposta uma fase em bateladas (B), e a alimentação em contínuo foi reiniciada após estabilização do sistema, quando a produção de biogás, devido à degradação do substrato, parou.

No ciclo 3 (C-III) a OLR aplicada foi de 2,4gDQO/L<sup>-1</sup> e TDH de 1 dia. No ciclo 4 (C-IV) aumentou-se a COV para 3,6gDQO/L<sup>-1</sup> e abaixou o TDH para 0,67 dias. No ciclo 5 (C-V) o TDH e o OLR foram mantidos como no ciclo 3, devido a problemas operacionais no IASB. Assim que tais problemas operacionais foram solucionados, o IASB passou por uma fase de reação e logo após a estabilização da produção de biogás foi iniciado o ciclo 6 (C-VI), com TDH de 0,33 dias e OLR de 7,2g DQO/L<sup>-1</sup>.

Durante as fases de alimentação, as amostras do efluente foram coletadas no terceiro ponto de amostragem como pode ser visualizado na Figura 28.

**Tabela 10.** Condições de operação impostas ao reator IASB.

Período	Data	Tempo (dias)	Duração (dias)	Bat/Cont (B/C)	Cin (g DQO/L)	TDH (dias)	OLR (g DQO/L <sup>-1</sup> )
B	01/09/2014	0	17	B	2.4	-	-
	18/09/2014	17					
C-I	18/09/2014	17	67	C	2.4	3	0.80
	24/11/2014	84					
C-II	24/11/2014	84	25	C	2.4	1	2.4
	19/12/2014	109					
B	19/12/2014	109	24	B	-	-	-
	12/01/2014	133					
C-III	12/01/2015	133	35	C	2.4	1	2.4
	16/02/2015	168					
C-IV	16/02/2015	168	11	C	2.4	0.67	3.6
	27/02/2015	179					
B	27/02/2015	179	41	B	-	-	-
	9/04/2015	220					
FB	9/04/2015	220	21	B	2.4	-	-
	30/04/2015	241					
C-V	30/04/2015	241	43	C	2.4	0.67	3.6
	12/06/2015	284					
B	12/06/2015	284	14	B	-	-	-
	26/06/2015	298					
C-VI	26/06/2015	298		C	2.4	0.33	7.2

#### 4.3.3 – Análise de rotina

O sistema foi monitorado periodicamente através da medição diária da quantidade de biogás produzida, utilizando um Ritter MilliGascounter (Ritter MGC-1 V3.0 600 ml/h) (Figura 29).



Fonte: arquivo pessoal do autor

**Figura 29.** Gasômetro (Ritter MGC-1 V3.0 600 ml/h) utilizado para medida da produção diária de biogás do reator IASB.

Duas ou três vezes por semana analisou-se também a porcentagem de metano no biogás, a temperatura e pH no interior do reator, a DQO total e dissolvida do afluente e efluente do reator, a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) e teor de sólidos totais e voláteis (SST e SSV) no efluente do IASB. A vazão de alimentação também foi medida e ajustada quando necessário.

A composição do biogás foi analisada através de cromatografia gasosa, utilizando o aparelho modelo CP 9000 CHROMPACK equipado com uma coluna Carbowax 20M (80-120 mesh), com detector FID (2m x 2mm) e um caudal de 30 mL/min de N<sub>2</sub> como gás de arraste. As temperaturas do detector, injetor e forno foram de 35 °C, 110 °C e 220 °C, respectivamente. O volume de amostra de gás analisado foi de 1,0 mL.

A quantidade de metano produzida em cada período de operação, foi convertida em rendimento de metano (%) através da seguinte equação:

$$\begin{aligned} & \text{Rendimento de metano (\%)} \\ &= \frac{\text{CH}_4 \text{ (gDQO) produzida durante um período}}{\text{DQO removida (gDQO)}} \times 100 \end{aligned}$$

A DQO foi analisada através de kits rápidos (COD LCK, Hach Lange) de acordo com o método de refluxo fechado Standard Methods (APHA, et al., 1998), e a leitura foi feita em espectrofotômetro DR 2800 (Hach-Lange GmbH). A DQO dissolvida foi analisada após centrifugação da amostra durante 10 min a 15000rpm.

As amostras para análise de AGV foram centrifugadas durante 10 min a 15000 rpm, preservando-se o sobrenadante a 20°C. Imediatamente antes da análise adicionou-se ácido crotonico como padrão interno. A análise foi efetuada por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) (*Jasco*, Japão), recorrendo-se a uma coluna Chrompack (300x6.5 mm) e operando-se o detector espectrofotométrico a um comprimento de onda de 210 nm. A temperatura de operação foi 60°C e utilizou-se H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.01N como eluente, a uma vazão de 0.7 mL/min. A fase móvel foi preparada por filtração com uma membrana de porosidade 0.45 µm e desgaseificação num banho de ultra-sons (*Sonicor SC 52*) durante 5 minutos. Foram determinadas as concentrações dos ácidos: fórmico, acético, propiônico, isobutírico, n-butírico, valérico e caprionico.

Os sólidos totais e voláteis foram determinados de acordo com o método descrito no Standard Methods (APHA et al., 1998). O conteúdo de sólidos totais (ST) das amostras foi determinado após evaporação a 103–105 °C (durante 24h numa estufa). O conteúdo de sólidos voláteis (SV) foi determinado depois da amostra ser calcinada a 550 °C (após obtenção de peso constante).

As taxas de produção de metano específicas foram calculadas durante o funcionamento do reator, considerando a taxa de produção de metano (g DQO-CH<sub>4</sub> dia<sup>-1</sup>) e os níveis de sólidos voláteis medido periodicamente dentro do reator.

Na descrição da produção acumulativa de metano, obtida nos ensaios batelada, foi usado o modelo exponencial apresentado na seguinte equação:

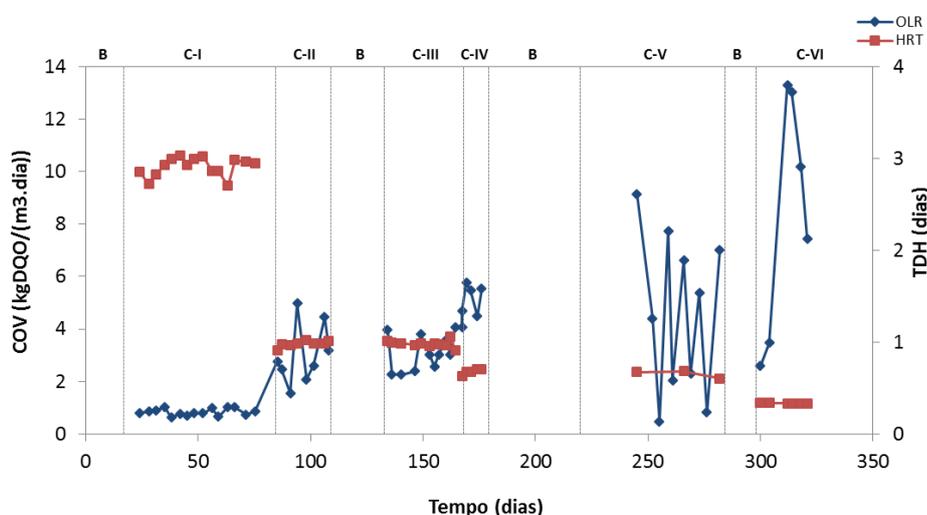
$$M(t) = P (1 - e^{-kt})$$

Em que M(t) é a produção cumulativa de metano (mg CQO-CH<sub>4</sub>), P representa a produção máxima de metano (mg DQO-CH<sub>4</sub>), k é a taxa de produção de metano (d<sup>-1</sup>) e t o tempo (d).

#### 4.4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

O IASB foi operado em ciclos, com intervalos entre alimentação contínua e alimentação em batelada. Ao todo foram 4 ciclos de alimentação em batelada e 6 ciclos de alimentação contínua, durante oito meses.

Durante os períodos de alimentação contínua a carga orgânica aplicada foi de 0,80; 2,4; 3,6 e 7,2 g DQO/L<sup>-1</sup> e TDH de 3, 1, 0,67 e 0,33 dias, como pode ser observado na Figura 30.

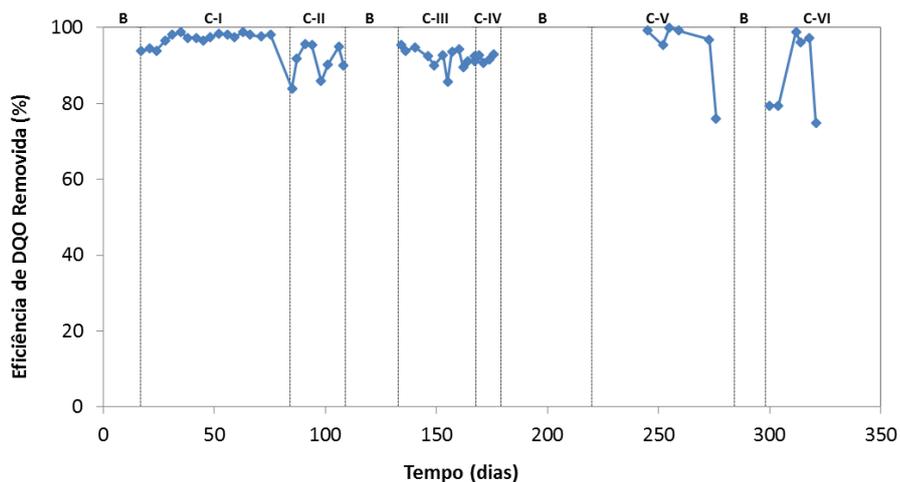


**Figura 30.** Evolução da carga orgânica aplicada e TDH ao longo do tempo de operação (C e B representam os períodos de operação do reator, contínuo e batelada).

A partida do reator foi realizada com uma COV de 0,80 gDQO/L<sup>-1</sup>, e foi acrescida somente após a produção de biogás tornar-se estável, o que se deu por volta do 50 dia de operação.

A eficiência de remoção de DQO está representada na Figura 31, onde pode ser verificado que os valores ficaram acima de 90% na maior parte do experimento, inclusive quando houve aumento de carga orgânica e redução do TDH nos ciclos 3, 4 e 6. Apenas para o aumento de carga dos ciclos 5 e 6 os valores de remoção ficaram abaixo de 80%, porém, apenas nos primeiros dias da carga de choque, logo após os valores de remoção se estabilizaram, acima de 90%.

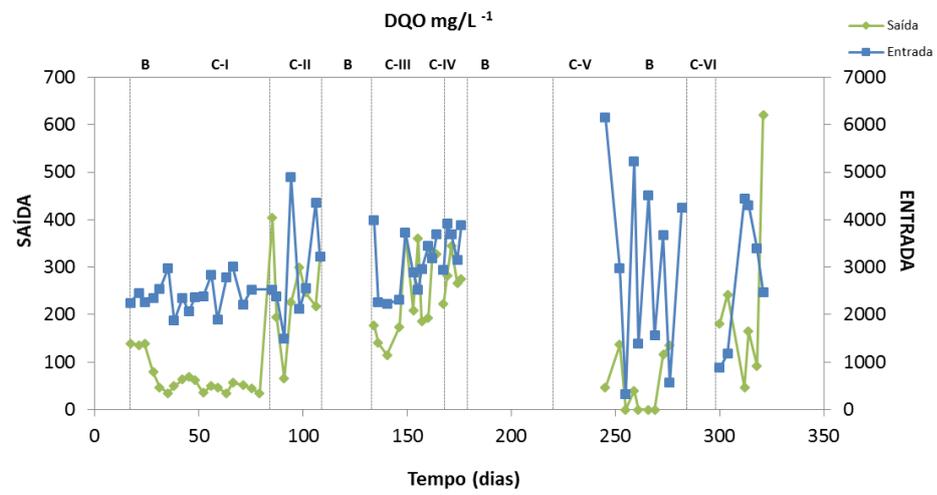
Esses valores corroboram com os encontrados por Gonçalves (2013) que operou reatores anaeróbios tratando águas residuárias sintéticas de oleato, utilizando alimentações em ciclos. O autor obteve valores de remoção de DQO acima de 90% na maioria dos ciclos, com exceção dos períodos onde houve choque de carga orgânica.



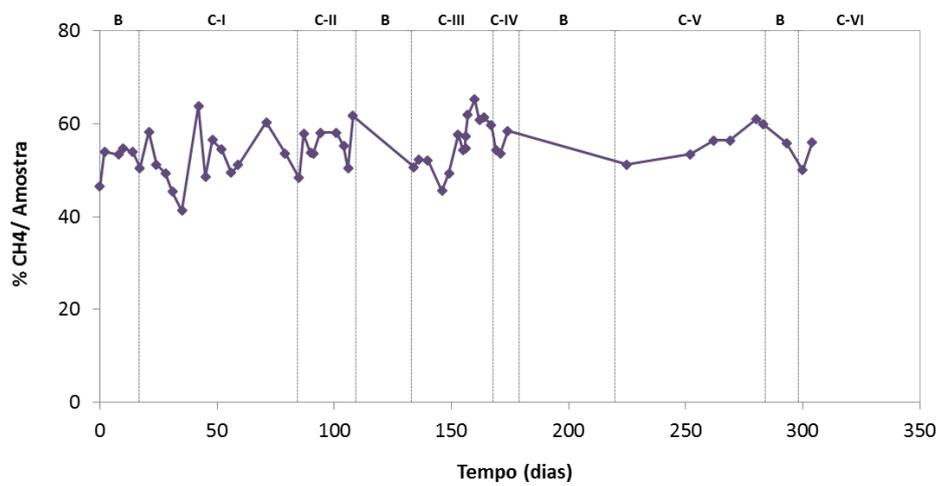
**Figura 31.** Valores de eficiência de remoção de DQO no reator IASB.

A remoção da DQO dissolvida + total apresentou-se constante ao longo do experimento, tendo uma queda ao final de cada período, onde a alimentação contínua foi substituída pela alimentação em batelada (figura 32). Nos mesmos períodos, também foi observada uma queda na produção de metano (Figura 33).

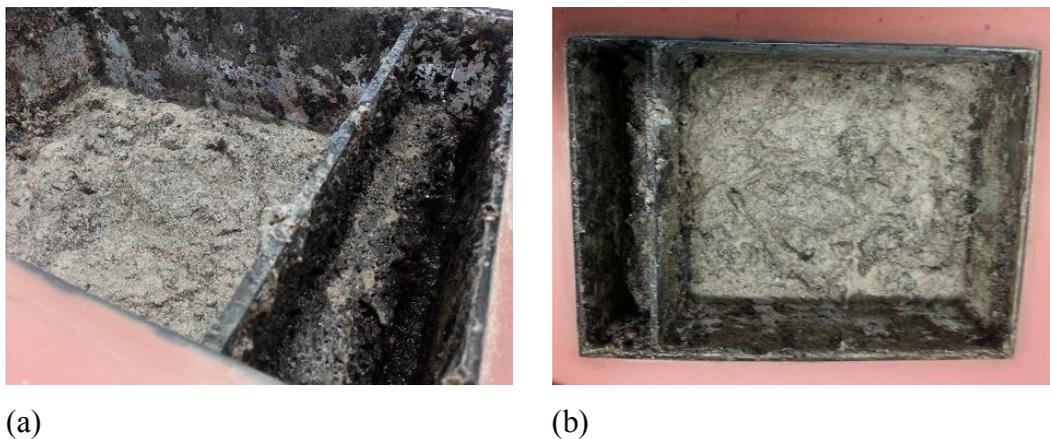
A diminuição na produção de metano, a formação de uma massa branco-acinzentada no topo do reator (Figura 34), e o aumento nos valores de VFA (Figura 35) nos ciclos 2, 4 e 6 são características de acúmulo de matéria orgânica (CAVALEIRO et al., 2009).



**Figura 32.** Valores de DQO total da entrada e DQO total saída.



**Figura 33.** Produção de metano ao longo do experimento.



Fonte: Arquivo pessoal do autor

**Figura 34.** Escuma cinza formada no topo do reator, comum em efluentes ricos em lipídios.

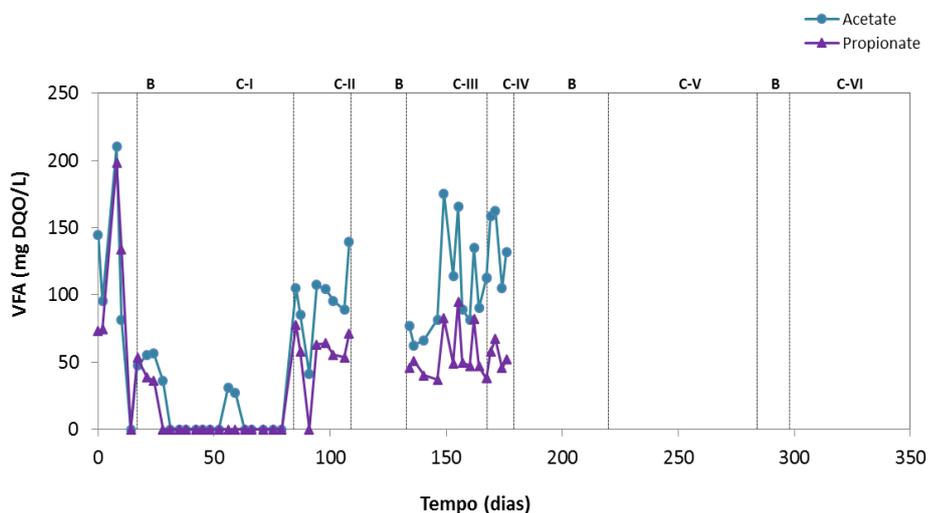
Cavaleiro et al. (2004) utilizaram ciclos para alimentação em reatores anaeróbios tratando água residuária de laticínios, e notaram que no final de cada ciclo a eficiência de remoção da DQO sempre apresentou valores acima de 90%, melhorando ligeiramente em cada novo ciclo.

Picavet e Alves (2013) operaram um reator IASB em escala real com volume total de 1032L, tratando águas residuárias de matadouro. Mesmo sendo muito variável, por ser um efluente real, os autores alcançaram eficiência de remoção da DQO de 92%, valores esses inferiores aos obtidos no presente trabalho.

Os ácidos voláteis intermediários mais importantes na formação do metano são o acético e o propiônico, sendo o ácido propiônico resultado da fermentação de proteínas e carboidratos, pois aproximadamente 30% do composto orgânico é convertido em ácido propiônico antes de ser finalmente convertido em metano. O ácido acético é o mais abundante dos ácidos intermediários e é formado a partir de todos os compostos orgânicos (CHERNICHARO, 1997).

Em um estudo realizado por Cavaleiro et al. (2004), operando reatores anaeróbios alimentados com água residuária de laticínios, adotaram o método de alimentação sequenciada das fases de absorção/acumulação, sugerido por Pereira et al. (2002). Os autores encontraram valores de acetato na primeira fase superiores

aos encontrados no presente trabalho, em torno de 600 mg DQO/L<sup>-1</sup>. Porém, nos demais ciclos, onde os autores afirmam que a biomassa se encontrava melhor estabilizada, os valores foram reduzidos notavelmente abaixo de 200 mg DQO/L<sup>-1</sup>.



**Figura 35.** Valores de VFA, produzidos no IASB durante os ciclos de alimentação contínua.

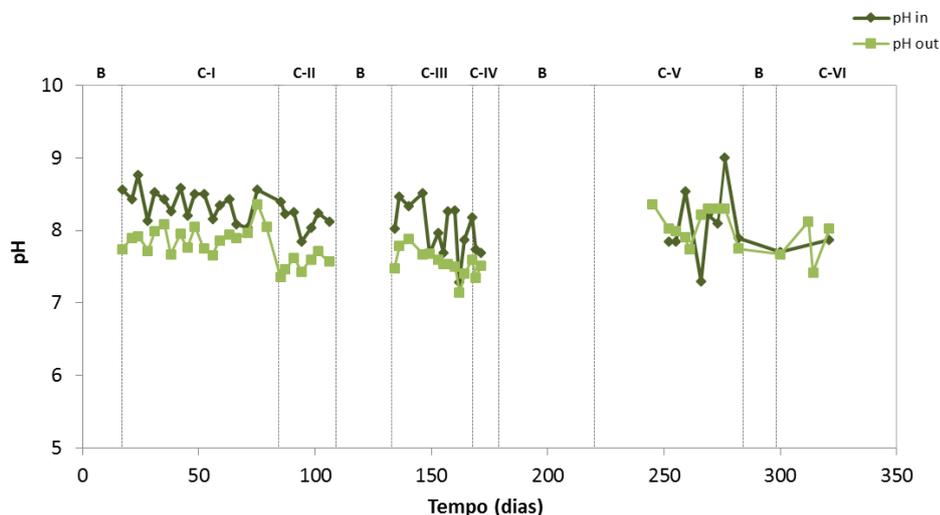
No presente trabalho, os valores de acetato no primeiro ciclo em batelada foram de aproximadamente 200 mg DQO/L<sup>-1</sup>, caindo para 50 mg DQO/L<sup>-1</sup>, no ciclo I de alimentação contínua, porém quando o TDH foi reduzido e a carga orgânica aumentada no ciclo II, os valores de ácidos subiram para 100 mg DQO/L<sup>-1</sup>.

Foi aplicado o segundo ciclo em batelada, e no início do ciclo III da alimentação contínua o valor de acetato já havia sido reduzido novamente, porém ao decorrer do ciclo III e IV subiu novamente para valores até 160 mg DQO/L<sup>-1</sup>.

Gonçalves (2013), em sua pesquisa, notou que, quando aumentou a carga orgânica aplicada para 9,9 Kg DQOm<sup>-3</sup>dia<sup>-1</sup> ou 21,4 kg DQOm<sup>-3</sup>dia<sup>-1</sup>, a produção de metano diminuiu de forma abrupta, tornando-se praticamente nula, e ainda verificou acumulação de AGV no sistema, em particular ácido acético.

Devido à presença de bicarbonato de sódio na receita da alimentação sintética, e consequente fator tampão gerado pelo IASB, o pH nunca baixou excessivamente devido à produção de ácidos, embora não muito significativa. O pH

foi sempre constante, em um valor médio de 7,7 em todos os ciclos de operação (Figura 36), demonstrando que o reator manteve-se em equilíbrio.



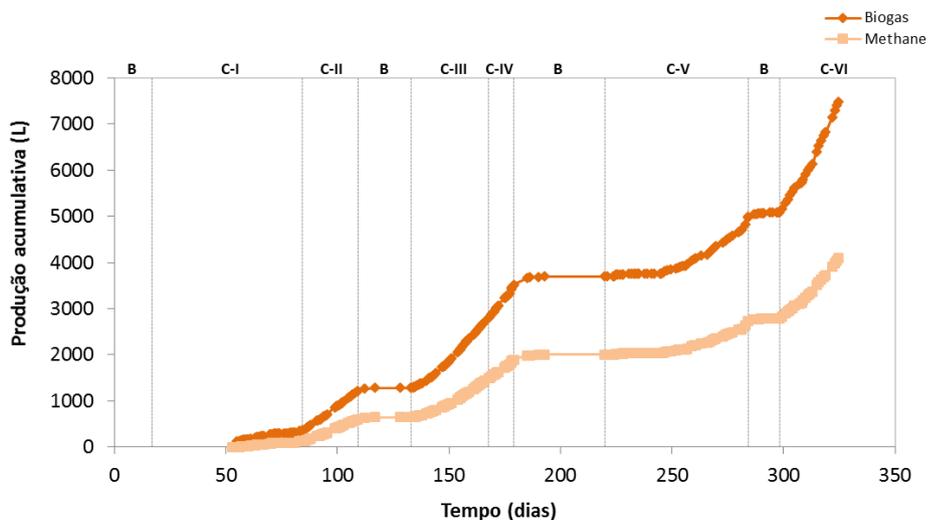
**Figura 36.** Valores de pH do IASB na entrada e saída.

A produção acumulativa significativa de biogás e metano se deu a partir do 50º dia do experimento, onde já se encontrava no ciclo I. A partir desta data, pode ser observada na Figura 37 crescente produção.

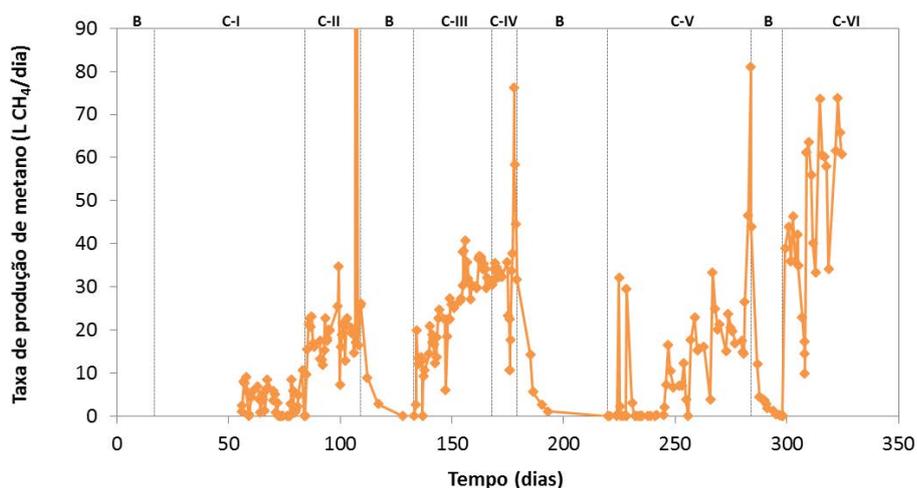
Uma certa estabilidade na produção é alcançada. Apenas nos finais dos ciclos em batelada que a produção não é crescente, o que indica que possivelmente a matéria orgânica tenha chegado a níveis baixos, e a troca de ciclos de alimentação se fez necessária.

Gonçalves (2013) em sua pesquisa relata que após o choque de matéria orgânica no sistema em uma fase de alimentação contínua, o reator recuperou a sua atividade alcançando valores de produção de metano de aproximadamente 700ml  $\text{CH}_4 \text{ dia}^{-1}$ .

Valores esses semelhantes encontrados no presente trabalho no último ciclo de alimentação contínua, o qual continha uma COV superior aos demais, alcançando valores de 70 a 80  $\text{L CH}_4 \text{ dia}^{-1}$  (Figura 38).



**Figura 37.** Produção acumulativa de biogás e metano.



**Figura 38.** Taxa de produção de metano por dia.

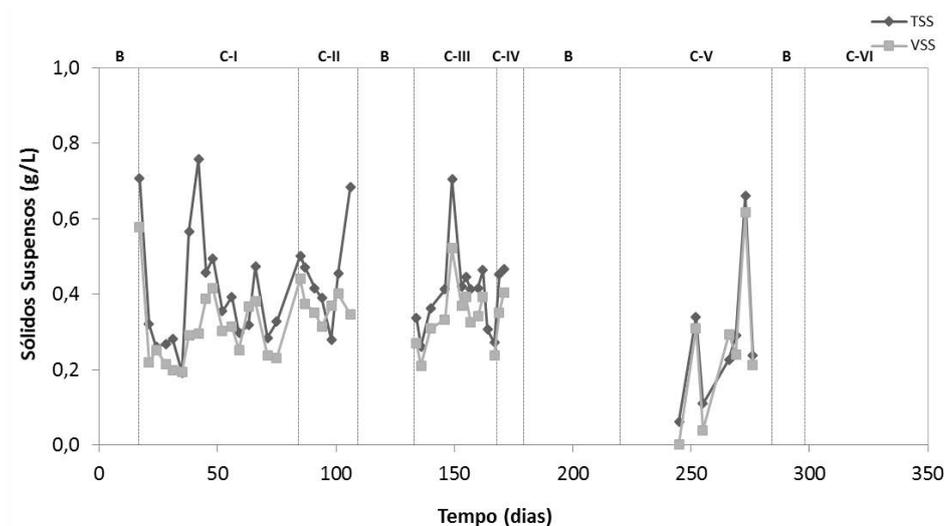
Na Tabela 11 pode-se observar o percentual de rendimento de metano do IASB em todos os ciclos: 24% em C-I; 40% em C-II; 44% em C-III; 50% em C-IV e uma queda para 20% em C-V.

Valores um pouco superiores foram encontrados por Alves et al. (2009), onde o tratamento foi contínuo com carga orgânica de até  $21 \text{ kg DQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$  com 72% de eficiência de conversão em metano.

Pereira (2010) também obteve dados parecidos trabalhando com reatores RSB anaeróbios no tratamento de resíduos de laticínio, alcançando a porcentagem de metanização de 70%.

**Tabela 11.** Rendimentos de metano em cada período de alimentação

Período	Tempo (dias)	Prod. Acumulativa CH <sub>4</sub> (L)	OLR Removida (gDQO/L <sup>-1</sup> )	DQO Removida	Expectativa L/CH <sub>4</sub>	CH <sub>4</sub> (%)
C-I	67	-	0,8	3027,9	1059,8	
	31	118,6	0,8	1398,0	489,3	24
C-II	25	484,2	2,8	3770,7	1319,7	37
	24	40,7				
		524,9				Rendimento de metano C-II (%) = 40
C-III	35	845,7	2,8	5437,1	1915,6	44
C-IV	11	405,9	4,7	2895,7	1013,5	40
Batelada	41	105,7				
		511,6				Rendimento de metano C-IV (%) = 50
Alim. Bat.	21	35,7	-	-	-	-
C-V	43	696,1	4,5	10821,2	3787,4	18
Batelada	14	52,2				
		748,3				Rendimento de metano C-V (%) = 20



**Figura 39.** Sólidos suspensos à saída do reator.

Os sólidos suspensos voláteis do reator IASB apresentaram valores de 0,2 a 0,6 g/L (Figura 39). Valores semelhantes foram encontrados por Gonçalves (2013), obtendo-se o valor de 200 mg SSV L-1 ao longo do tempo, porém no período em que a alimentação do reator deixou de ser alimentado apenas com leite, sendo adicionado em sua composição também o oleato, o efluente sofreu um aumento de SSV.

O autor afirma que esta situação pode ser consequência da absorção do oleato na biomassa, o que a torna flutuante e mais suscetível a ser eliminada por lavagem, conduzindo a um teor de SSV mais elevado na corrente de saída.

#### **4.5 – CONCLUSÕES DO CAPÍTULO 4**

A utilização do reator IASB para o tratamento de água residuária de laticínio foi satisfatória, pois com a utilização de ciclos de alimentação e reação, aliados à modelagem do reator de alta taxa, fez com que a eficiência de remoção de DQO ficasse acima de 90%.

A conversão a metano, que obteve taxas de até 50% prova que o IASB é uma opção para o tratamento de águas residuárias ricas em lipídios.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, M. M. et al. Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long chain fatty acids (LCFA). **Microbial Biotechnology**, v. 2, n. 5, p. 538-550. 2009.
- ALVES, M. M. et al. Novel anaerobic reactor for the removal of long chain fatty acids from fat containing wastewater. WIPO Patent N°. WO/2007/058557. Geneva, Switzerland: World Intellectual Property Organization. 2007.
- AQUINO, S. F. D.; CHERNICHARO, C. A. D. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte. v. 10, n. 2, p. 152-161, 2005.
- CAVALEIRO, A. J. et al. Continuous high rate anaerobic treatment of oleic acid based wastewater is possible after a step feeding start-up. **Environmental Science, Technology**, Braga, v. 43, n. 8, p. 2931–2936, 2009.
- CAVALEIRO, A. J.; ALVES, M. M. Operação sequencial de um sistema batch para biosorção e mineralização anaeróbia de efluentes de laticínios. **Conferência nacional do ambiente**, v. 8, Lisboa, 2004 – Actas... Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1822/3406>>. Acesso em: 1 mar. 2015.
- CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, Raleigh, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1997.
- CIRNE, D. G. et al. Anaerobic digestion of lipid-rich waste effects of lipid concentration. **Renewable Energy**, Braga, v. 32, n. 6, p. 965-975, 2007.
- GONÇALVES, R. M. R. **Tratamento anaeróbio termofílico de efluentes ricos em ácidos gordos de cadeia longa**. 2013, Dissertação, 41f. (Mestre em Bioengenharia) Universidade do Minho, Braga, 2013.
- HARPER, S. R.; POHLAND, F. G. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology Bioengineering**, v. 28, n. 4, p. 585-602, 1986.
- HWU, C. S. **Enhancing anaerobic treatment of wastewaters containing oleic acid**. PhD Thesis. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Agricultural University. 1997.
- JETTEN, M. S. M.; STAMS, A. J. M.; ZEHNDER A. J. B. Methanogenesis from acetate: a comparison of the acetate metabolism in *Methanothrix soehngenii* and *Methanosarcina spp.* **FEMS Microbiology Review**, v. 88, p. 181-197, 1992.

LEJA, K.; CZACZYK, K.; MYSZKA, K. Biotechnological synthesis of 1,3 propanediol using *Clostridium ssp. African*. **Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 54, p. 11093-11101, 2011.

LONG, J. H. et al. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): a review of gas production and process limitations. **Process Safety and Environmental Protection**, Raleigh, v. 90, p. 231-245, 2011.

OLIVEIRA, A. B. M. et al. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 58, n. 6, p. 690-700, 2011.

PEREIRA, M. A. et al. Anaerobic degradation of oleic acid by suspended and granular sludge: identification of palmitic acid as a key intermediate. **Water Science & Technology, Braga**, v. 45, n. 10, p. 139-144, 2002.

PEREIRA, M.A. et al. Anaerobic Biodegradation of oleic and palmitic acids: evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, Braga, v. 92, n. 1, p. 15-23, 2005.

PEREIRA, O. R. **Biodegradação anaeróbia de efluentes de laticínios em reactores SBR**. 2010. 133 f. Dissertação (Mestre em Qualidade e Tratamento de águas e efluentes), Universidade de Aveiro, Portugal, 2010.

PICAVET, M. A.; ALVES, M. M. IASB-Inverted Anaerobic Sludge Blanket reactor: background, history and development. **In 13th World Congress on Anaerobic Digestion** (pp. 1-4), 2013.

RASIT, N. et al. Effects of lipid inhibition on biogas production of anaerobic digestion from oily effluents and sludges: an overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Selangor Darul Ehsan, v. 45, p. 351-358, 2015.

RIBEIRO, N. J. M. S. **Estudos dinâmicos do processo de digestão anaeróbia com vista ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento**. (1999). Dissertação, 99 f. (Mestre em Tecnologia do Ambiente). Universidade do Minho. Braga, 1999.

RINZEMA, A. et al. Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. **Water Environmental Research**, v. 66, p. 40-49. (1994).

SCHINK, B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. **Microbiology Molecular Biology Reviews**, v. 61, n. 2, p. 262-280, 1997.

**Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 th. Ed., Washington, 1998.

## 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema anaeróbio horizontal de fertirrigação subsuperficial foi uma proposta mais orgânica e simplificada de um tratamento anaeróbio, que, por sua vez, forneceu resultados significativos no que diz respeito à remoção de DQO, porém aconselha-se estudos mais detalhados do sistema, no que se diz respeito à hidráulica, bem como adotar ciclos de alimentação e reação na operação dos SAHFS.

Já o Reator de manta invertido (IASB) é uma tecnologia onde a própria modelagem do reator o torna específico para o tratamento de águas residuárias ricas em lipídios, aliado à operação do reator em ciclos, sendo uma ótima opção para laticínios, uma vez que a conversão de matéria orgânica em metano o torna uma opção sustentável.

Ambos reatores apresentaram resultados positivos quanto ao seu desempenho, portanto, são indicados para propriedades leiteiras, bem como indústrias com efluentes com alto teor de lipídios.

ANEXO A – CRESCIMENTO DAS PLANTAS E FRUTOS NA PLANTAÇÃO  
DE TOMATE CEREJA NOS SAHFS A, B E C (PRIMEIRO ENSAIO)

**Tabela 12.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no sistema SAHFS A (Controle).

<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/ Cm</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
02	01/06/2013	03	05	06	02	04 F	04 F	03 F	03	02	01
09	08/06/2013	05 F	13 F	10 F	04 F	11	11	06	06	07 F	02
16	15/06/2013	09	18	15	07	15	15	10	09	10	04
25	24/06/2013	18	28	22	14	23	24	16	18	14	08
32	01/07/2013	26	35	29	19 T	27 T	31	23	27	20	12
37	06/07/2013	34	39	47	20	29	35	27	34	25	15
46	15/07/2013	100 T	133 T	56	77	67	127 T	90	113	83	53
51	20/07/2013	107	151	70	87	67	147	99 T	127	107	65
58	27/07/2013	115	153	76 T	96	-	143	115	128	116 T	70
66	04/08/2013	126	173	80	98	-	164	112	147	140	78
	<b>MÉDIA</b>	<b>54</b>	<b>75</b>	<b>41</b>	<b>42</b>	<b>38</b>	<b>70</b>	<b>50</b>	<b>61</b>	<b>52</b>	<b>31</b>
	<b>D.V.</b>	<b>46</b>	<b>62</b>	<b>25</b>	<b>38</b>	<b>23</b>	<b>60</b>	<b>43</b>	<b>54</b>	<b>47</b>	<b>29</b>
	<b>C.V.</b>	<b>85</b>	<b>83</b>	<b>60</b>	<b>89</b>	<b>62</b>	<b>86</b>	<b>86</b>	<b>88</b>	<b>90</b>	<b>93</b>

\*F = Flor

\*T = Tomate

\* - = Planta morta

**Tabela 13.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no SAHFS B (Pneu).

<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/ Cm</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
2	01/06/2013	03	03	05 F	04	04 F	05	04 F	03	03	03
9	08/06/2013	09	04 F	09	06 F	07	12 F	09	05	05 F	03
16	15/06/2013	14	07	13	11	10	16	12	07	07	03
25	24/06/2013	21	17	22	18	19	24	20	12	13	03
32	01/07/2013	24	23	27	22	28	30	26	18	22	04
37	06/07/2013	28	31	39	23	29	39	37	25	26	05
46	15/07/2013	90	120	140 T	70	94	136 T	123 T	78	100 T	09
51	20/07/2013	97	130 T	160	85 T	130	153	150	100	130	24
58	27/07/2013	106	150	160	90	149 T	170	170	116	146	26
66	04/08/2013	108	163	179	110	-	187	170	116	150	60
	<b>MÉDIA</b>	<b>50</b>	<b>65</b>	<b>75</b>	<b>44</b>	<b>61</b>	<b>77</b>	<b>70</b>	<b>48</b>	<b>60</b>	<b>14</b>
	<b>D.V.</b>	<b>40</b>	<b>61</b>	<b>67</b>	<b>36</b>	<b>54</b>	<b>67</b>	<b>63</b>	<b>44</b>	<b>57</b>	<b>14</b>
	<b>C.V.</b>	<b>80</b>	<b>94</b>	<b>89</b>	<b>82</b>	<b>88</b>	<b>87</b>	<b>89</b>	<b>91</b>	<b>95</b>	<b>97</b>

\*F = Flor

\*T = Tomate

\* - = Planta morta

**Tabela 14.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no SAHFS C (Pedra Brita).

<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/ Cm</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
2	01/06/2013	05	02 F	03	03	03	02 F	04 F	03 F	04 F	02
9	08/06/2013	05	04	04	08	05	03	07	06	09	06 F
16	15/06/2013	07	07	10	13	08	07	09	08	11	07
25	24/06/2013	13	17	20	22	16	14	14	13	18	12
32	01/07/2013	19	25	26	27	20	20	21	21	22	17
37	06/07/2013	23	32	34	35	25	24	23	23	24	22
46	15/07/2013	85	116 T	116	112	80	70	78	88	90 T	70
51	20/07/2013	96	118	123	127	106	86	87	107	110	89
58	27/07/2013	122	128	140	139	124	89 T	95 T	123 T	128	99 T
66	04/08/2013	137	158	159	166	130	110	105	123	136	100
	<b>MÉDIA</b>	51	61	64	65	52	43	44	52	55	42
	<b>D.V.</b>	47	55	57	57	47	37	38	47	49	38
	<b>C.V.</b>	92	91	89	87	90	87	85	91	88	89

\*F = Flor

\*T = Tomate

\* - = Planta morta

ANEXO B – CRESCIMENTO DAS PLANTAS E FRUTOS NA PLANTAÇÃO  
DE TOMATE CEREJA NOS SAHFS D, E, F (SEGUNDO ENSAIO)

**Tabela 15.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no SAHFS D (concentração de 1g DQO/L<sup>-1</sup>).

<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/Cm</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
1	31/08/2013	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
7	08/09/2013	08	11	09	09	10	06	09	10	11	07
14	15/09/2013	10	17	13	-	12	07	13	17	17	10
21	21/09/2013	12	21	15	-	14	09	18	23	21	13
28	28/09/2013	12	29	18	-	15	12	23	26	26	17
35	05/10/2013	12	34	29	-	15	15	26	28	30	22
42	12/10/2013	12	39	23	-	18	20	37	29	35	30
49	19/10/2013	19	54	26	-	19	28	60	33	41	47
56	02/11/2013	26	90 F	44	-	23	45	110 F	48 F	83	69 F
64	09/11/2013	32	113	55	-	28	49	133	58	54	86
71	15/11/2013	39	135	66	-	36	57	165	63	60	100
77	23/11/2013	50	158 T	78	-	40	68	188	78 T	70	118 T
85	30/11/2013	65	176	88	-	49	78	188	94	77	136
91	08/12/2013	73	182	91	-	53	79	188	100	84	150
98	14/12/2013	73	182	91	-	59	80	188	106	88	160
	<b>MÉDIA</b>	<b>30</b>	<b>68</b>	<b>43</b>	<b>6</b>	<b>26</b>	<b>37</b>	<b>88</b>	<b>41</b>	<b>47</b>	<b>54</b>
	<b>D.V.</b>	<b>21</b>	<b>57</b>	<b>28</b>	<b>4</b>	<b>14</b>	<b>26</b>	<b>74</b>	<b>27</b>	<b>25</b>	<b>47</b>
	<b>C.V.</b>	<b>69</b>	<b>83</b>	<b>65</b>	<b>64</b>	<b>55</b>	<b>71</b>	<b>84</b>	<b>65</b>	<b>54</b>	<b>87</b>

\*F = Flor

\*T = Tomate

\* - = Planta morta

**Tabela 16.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no SAHFS E (concentração de 6g DQO/L<sup>-1</sup>).

<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/Cm</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
1	31/08/2013	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
7	08/09/2013	03	03	05	04	03	04	06	04	05	06
14	15/09/2013	09	10	20	10	09	11	21	10	18	20
21	21/09/2013	09	15	25	15	12	14	27	13	25	25
28	28/09/2013	11	15	35	21	18	18	35	17	33	28
35	05/10/2013	14	16	44	27	23	24	44	20	39	28
42	12/10/2013	16	15	55	34	27	30	57	29	46	28
49	19/10/2013	28	15	78	44	38	38	71	34	59	29
56	02/11/2013	55 F	31	113	67 F	59 F	60 F	115 F	55 F	49 F	33 F
64	09/11/2013	65	48	115	80	75	69	127	63	96	35
71	15/11/2013	92	52	116	83	79	83	135	77	107	36
77	23/11/2013	110 T	45	116	118 T	96	101 T	146 T	87 T	113 T	143 T
85	30/11/2013	150	49	120	132	114	120	164	110	134	143
91	08/12/2013	158	57	120	143	128	123	169	115	147	146
98	14/12/2013	180	59	120	159	129	126	169	130	160	146
	<b>MÉDIA</b>	<b>49</b>	<b>29</b>	<b>72</b>	<b>52</b>	<b>54</b>	<b>45</b>	<b>72</b>	<b>43</b>	<b>61</b>	<b>43</b>
	<b>D.V.</b>	<b>50</b>	<b>19</b>	<b>43</b>	<b>43</b>	<b>43</b>	<b>37</b>	<b>52</b>	<b>36</b>	<b>44</b>	<b>32</b>
	<b>C.V.</b>	<b>102</b>	<b>65</b>	<b>59</b>	<b>83</b>	<b>79</b>	<b>81</b>	<b>72</b>	<b>83</b>	<b>72</b>	<b>73</b>

\*F = Flor

\*T = Tomate

\* - = Planta morta

**Tabela 17.** Crescimento das plantas e frutos na plantação de tomate cereja no SAHFS F (concentração de 10g DQO/L<sup>-1</sup>).

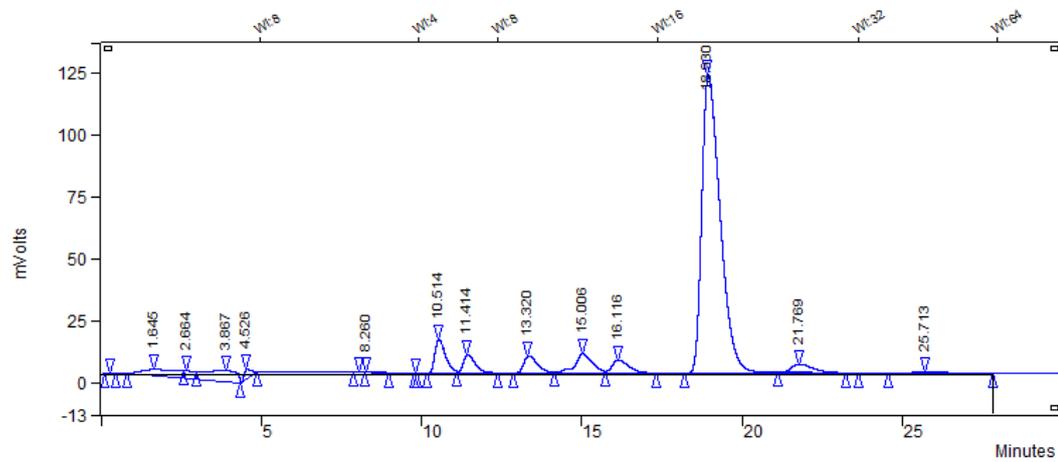
<b>CRESCIMENTO DAS PLANTAS/ Cm</b>											
<b>TELHA C</b>											
<b>INTERVALO</b>	<b>DATA</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>
1	31/08/2013	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
7	08/09/2013	11	09	09	10	08	09	10	12	10	12
14	15/09/2013	13	09	12	13	09	13	17	15	21	13
21	21/09/2013	15	09	11	15	09	16	20	17	26	14
28	28/09/2013	15	09	13	17	10	18	20	18	31	14
35	05/10/2013	15	09	15	23	10	18	22	18	40	13
42	12/10/2013	14	07	17	30	10	18	22	18	48	13
49	19/10/2013	14	07	18	44	12	17	20	19	49	13
56	02/11/2013	12	06	26	70	15	22	22	25	40	04
64	09/11/2013	13	07	35	95 F	18	34	22	29	38	15
71	15/11/2013	17	-	41	105	20	43	20	36	37	12
77	23/11/2013	27	-	50	128	22	59	21	37	37	12
85	30/11/2013	36	-	64	150 T	26	79	-	37	-	-
91	08/12/2013	50	-	74	150	28	106	-	36	-	-
98	14/12/2013	66	-	74	166	28	127	-	36	-	-
	<b>MÉDIA</b>	21	07	31	23	15	23	18	24	32	11
	<b>D.V.</b>	12	02	20	21	07	16	04	09	11	03
	<b>C.V.</b>	59	22	67	90	45	69	23	40	36	25

\*F = Flor

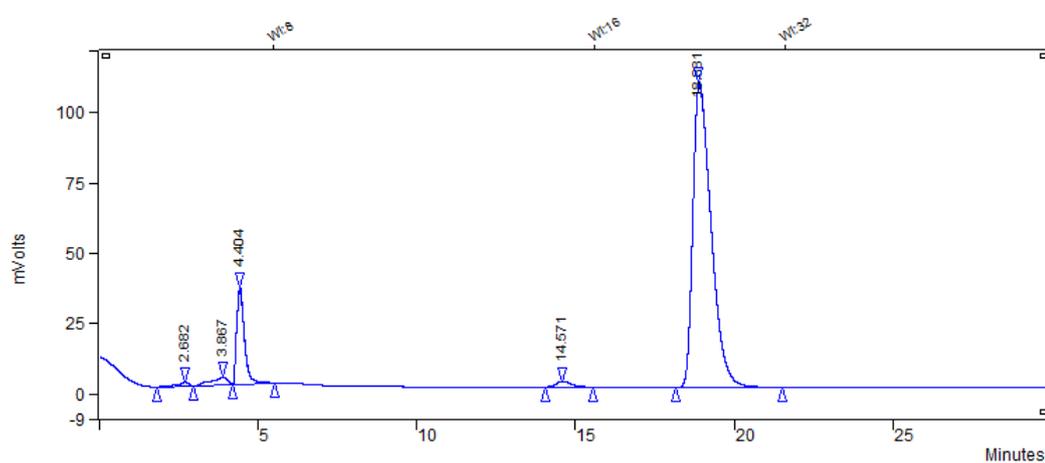
\*T = Tomate

\* - = Planta morta

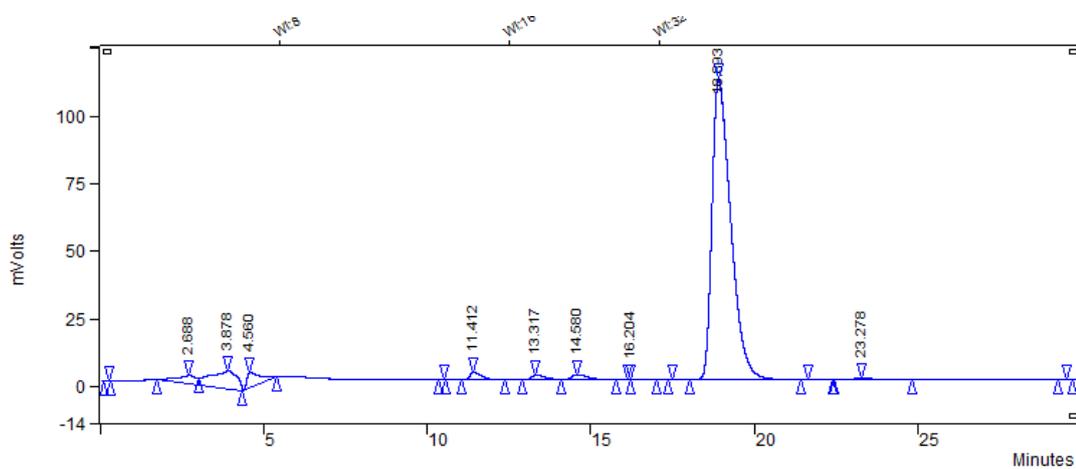
ANEXO C – CROMATOGRAFIA LÍQUIDA - ÁCIDOS GRAXOS  
VOLÁTEIS (VFA) DAS AMOSTRAS DO IASB



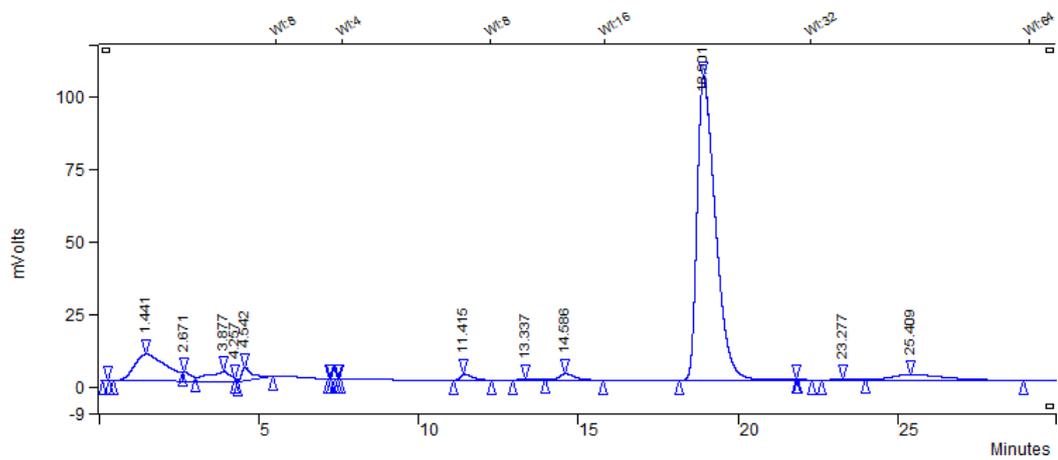
**Figura 40.** Padrão 1 para amostras de VFA.



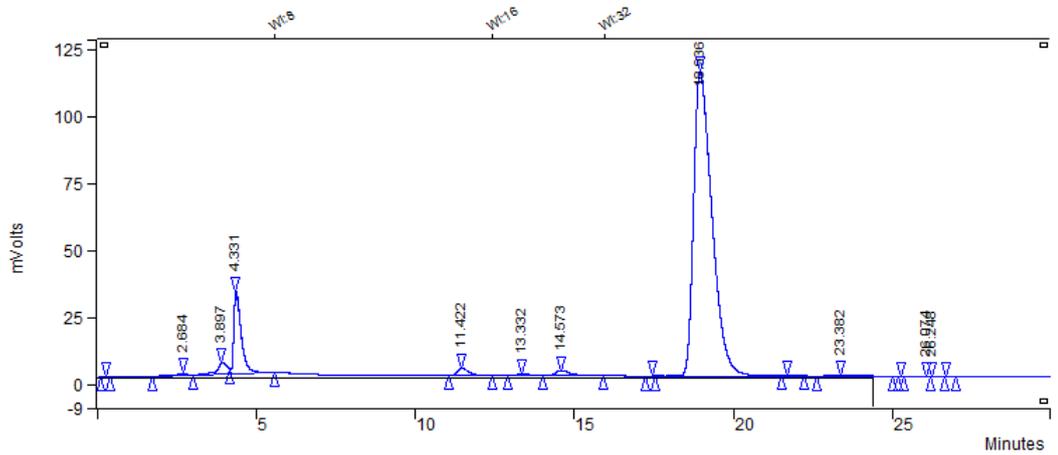
**Figura 41.** VFA amostra dia 20/11/2014.



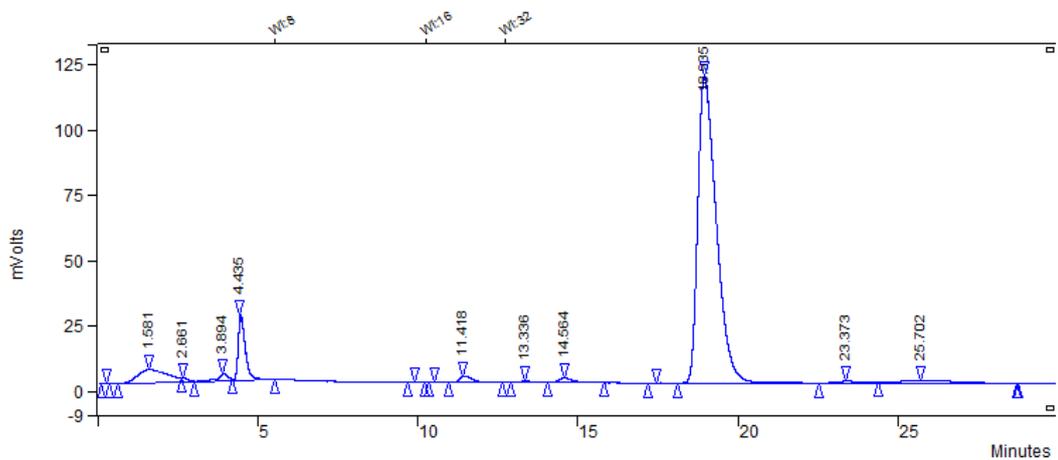
**Figura 42.** VFA amostra dia 26/11/2014.



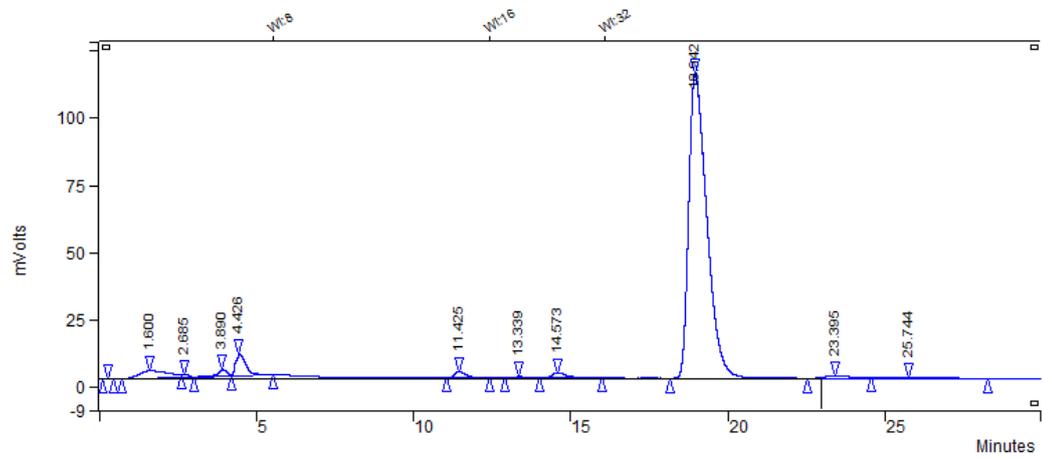
**Figura 43.** VFA amostra dia 28/11/2014.



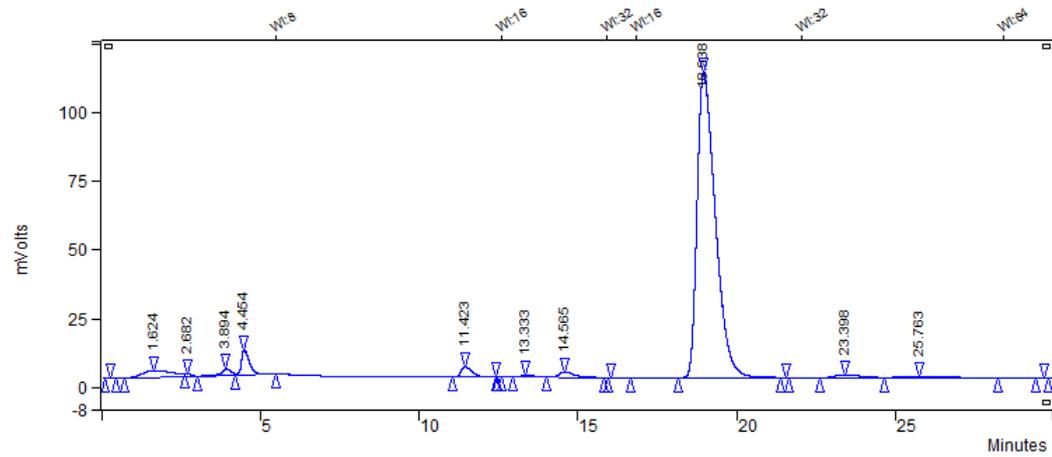
**Figura 44.** VFA amostra dia 10/12/2014.



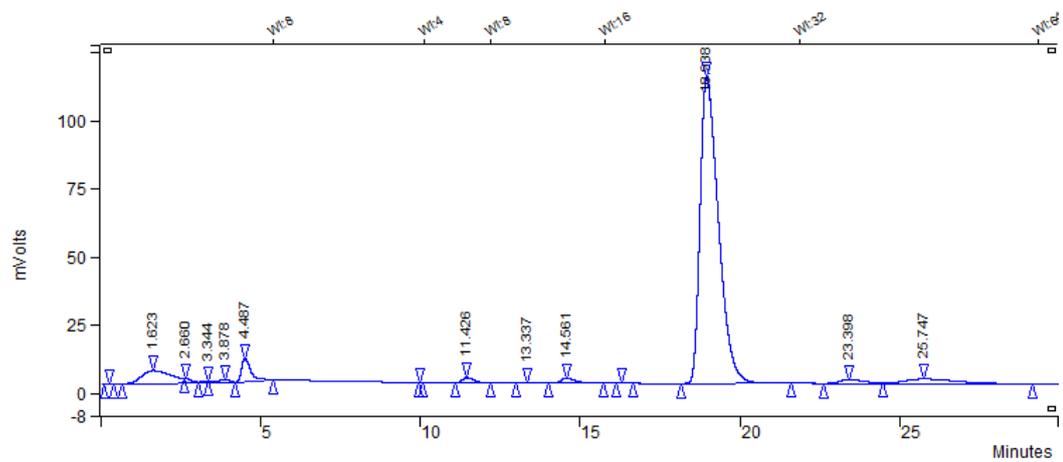
**Figura 45.** VFA amostra dia 12/12/2014.



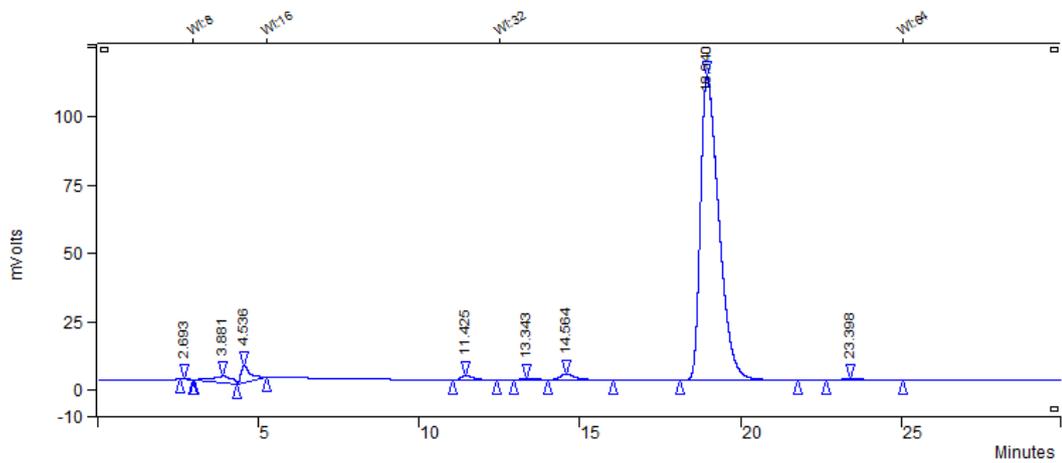
**Figura 46.** VFA amostra dia 17/12/2014.



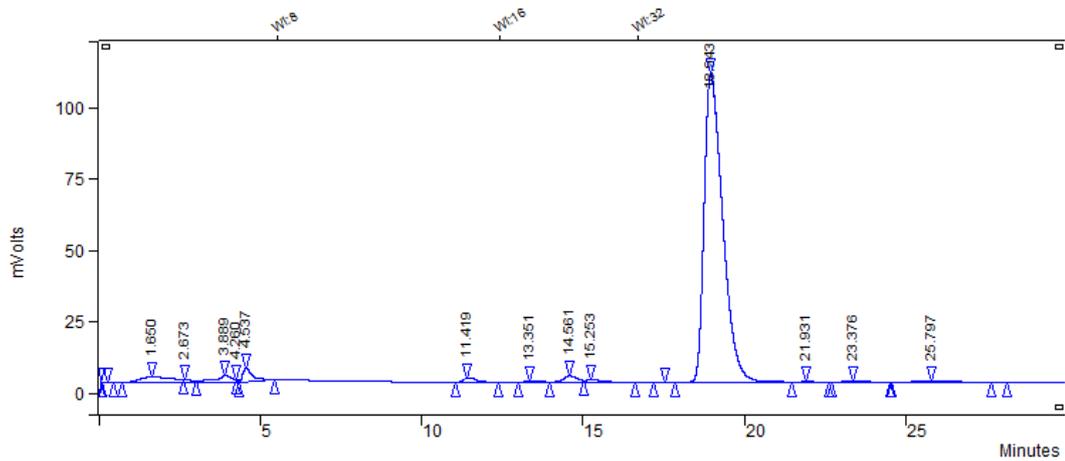
**Figura 47.** VFA amostra dia 19/12/2014.



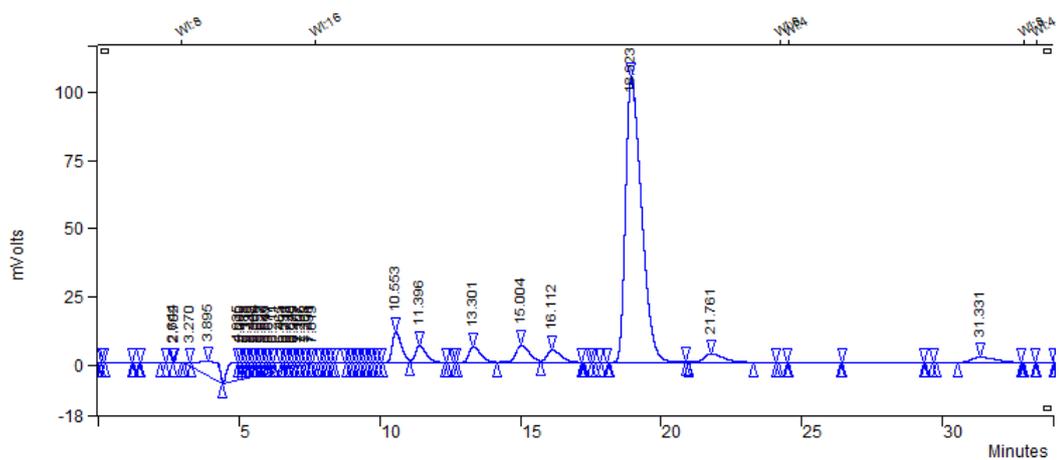
**Figura 48.** VFA amostra dia 14/01/2015.



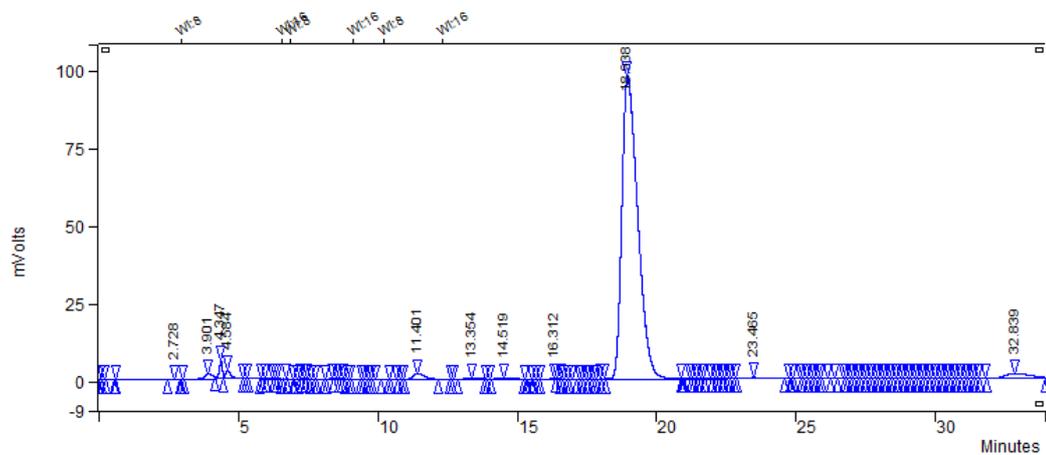
**Figura 49.** VFA amostra dia 16/01/2015.



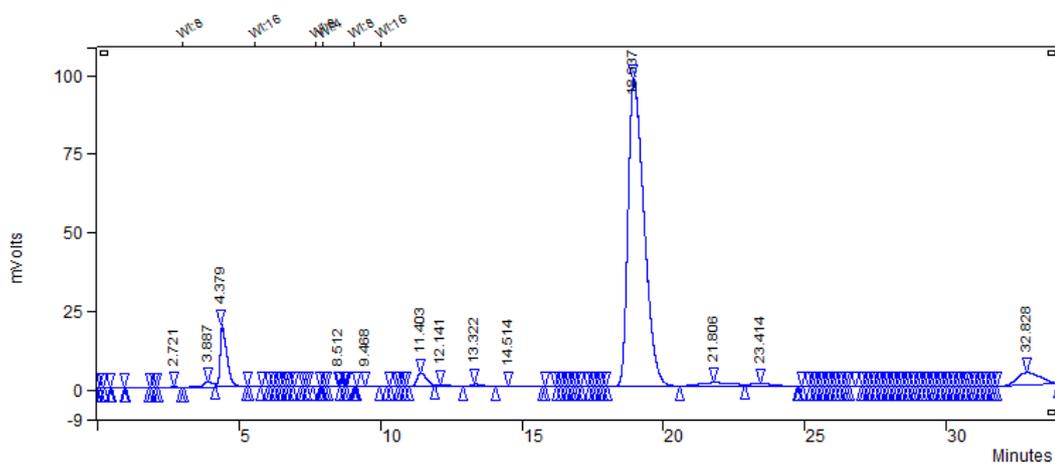
**Figura 50.** VFA amostra dia 20/01/2015.



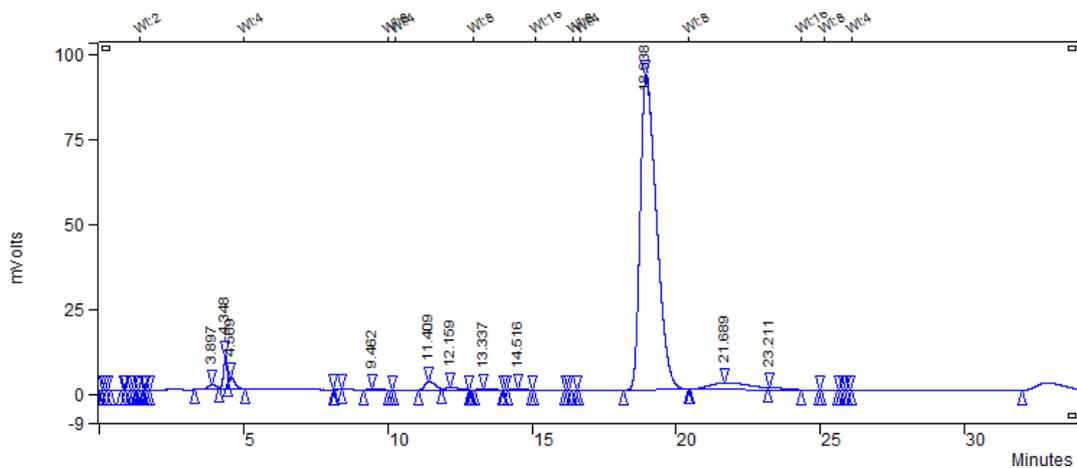
**Figura 51.** Padrão 2 para amostras de VFA.



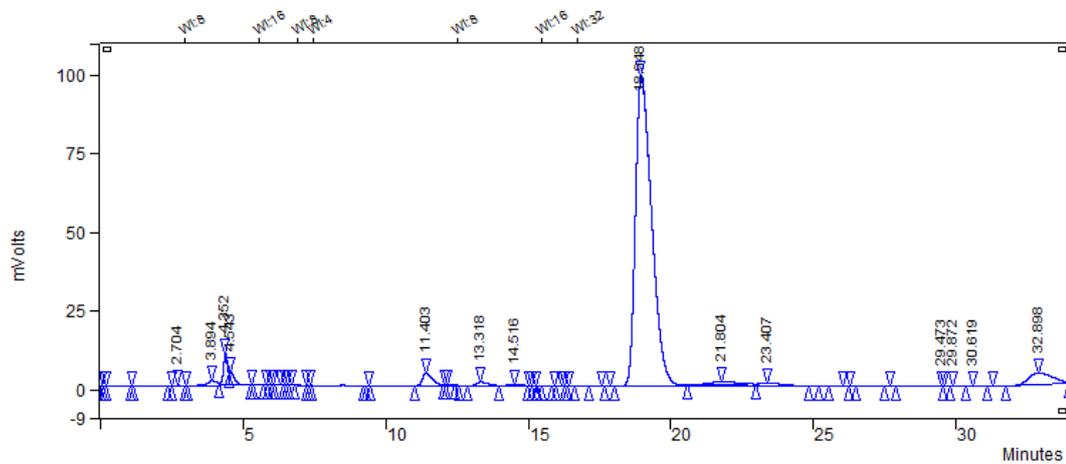
**Figura 52.** VFA amostra dia 26/01/2015.



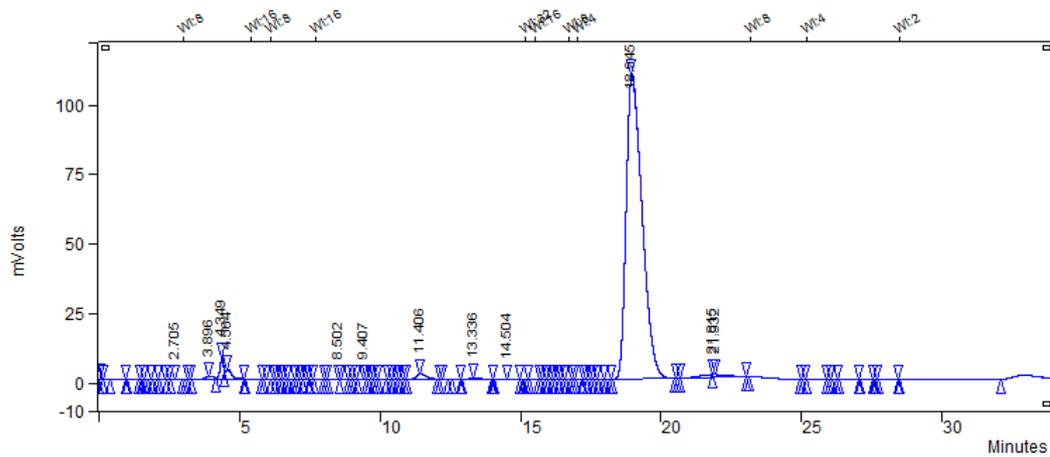
**Figura 53.** VFA amostra dia 29/01/2015.



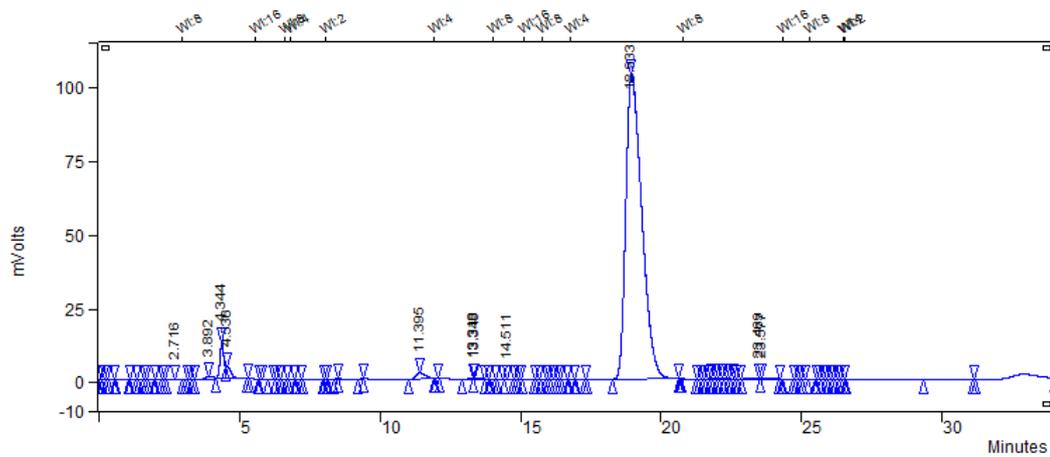
**Figura 54.** VFA amostra dia 02/02/2015.



**Figura 55.** VFA amostra dia 04/02/2015.

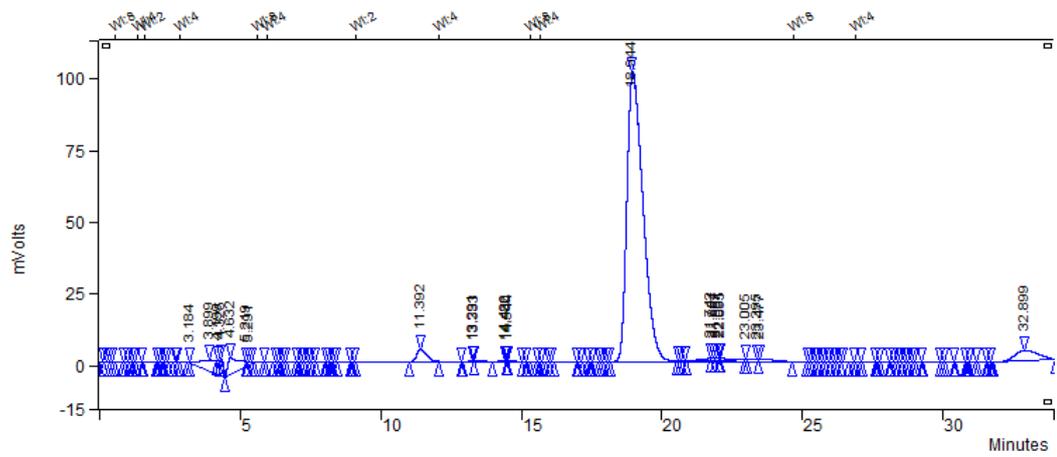


**Figura 56.** VFA amostra dia 06/02/2015.

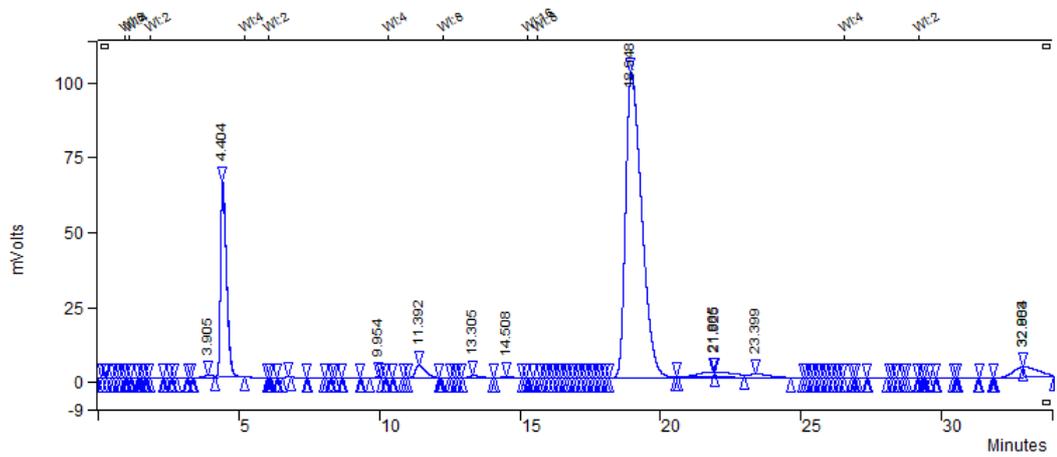


**Figura 57.** VFA amostra dia 09/02/2015.

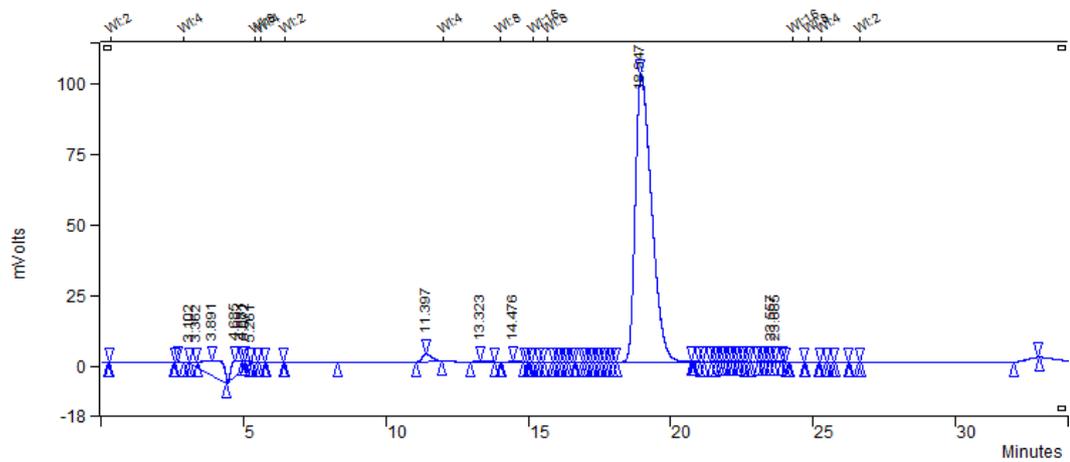




**Figura 61.** VFA amostra dia 18/02/2015.

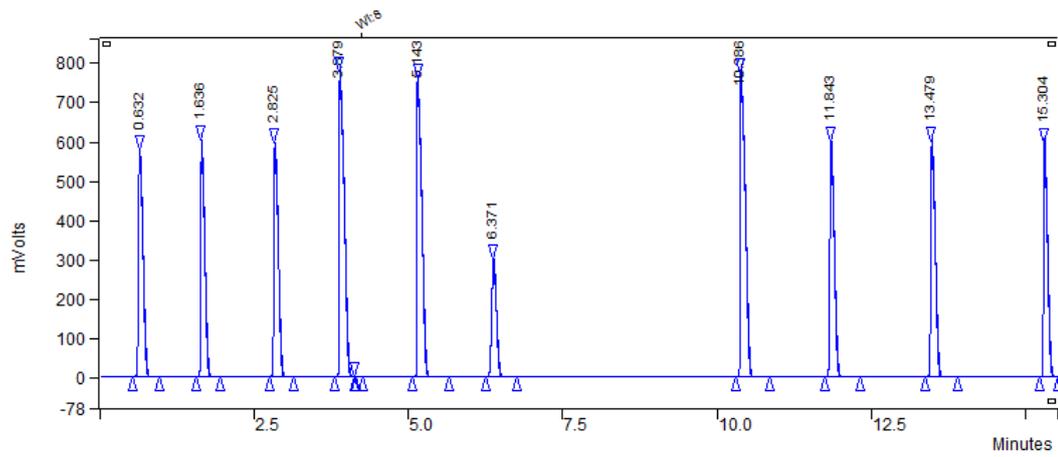


**Figura 62.** VFA amostra dia 20/02/2015.

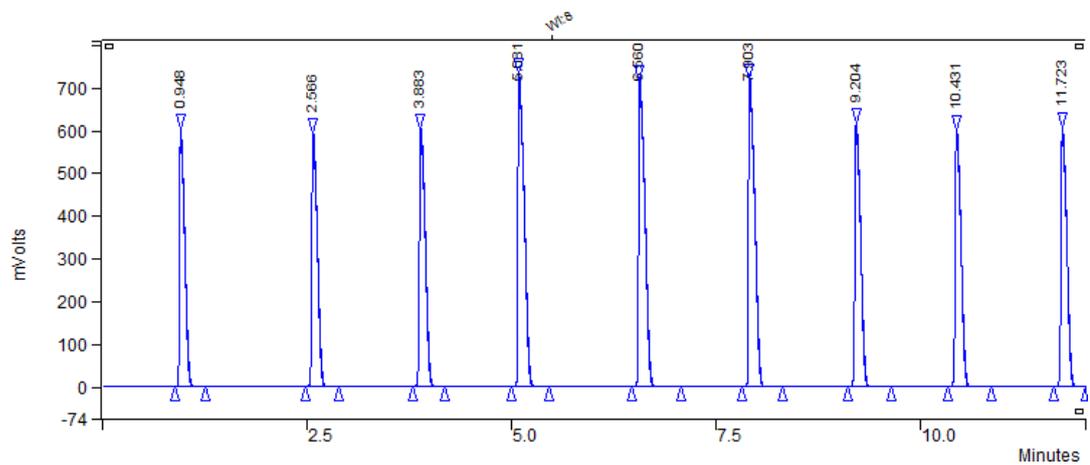


**Figura 63.** VFA amostra dia 23/02/2015.

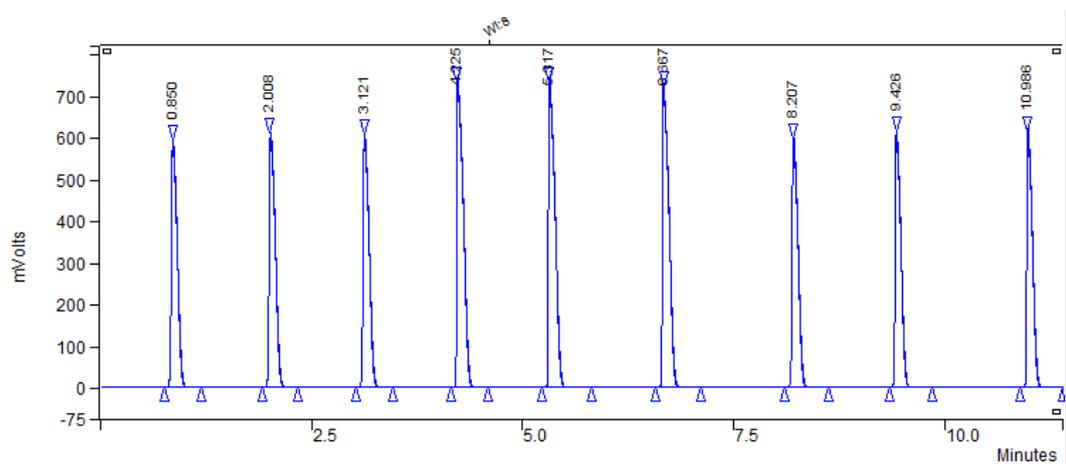
ANEXO D - CROMATOGRAFIA GASOSA COMPOSIÇÃO DO  
BIOGÁS.



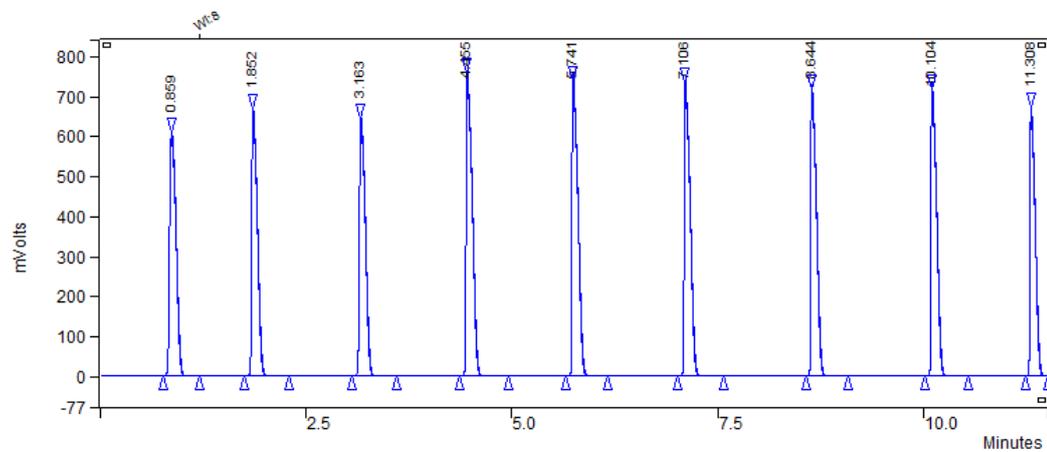
**Figura 64.** Composição do biogás dia 29/07/2014.



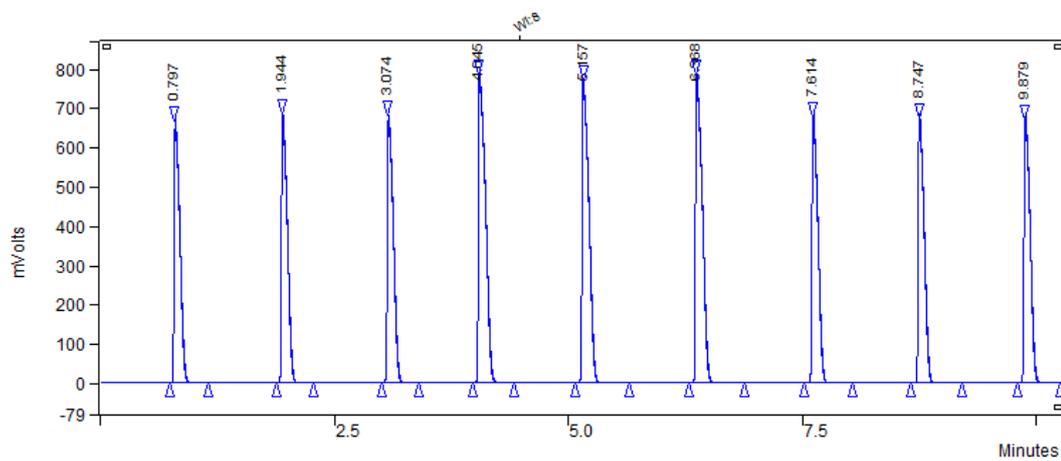
**Figura 65.** Composição do biogás dia 30/07/2014.



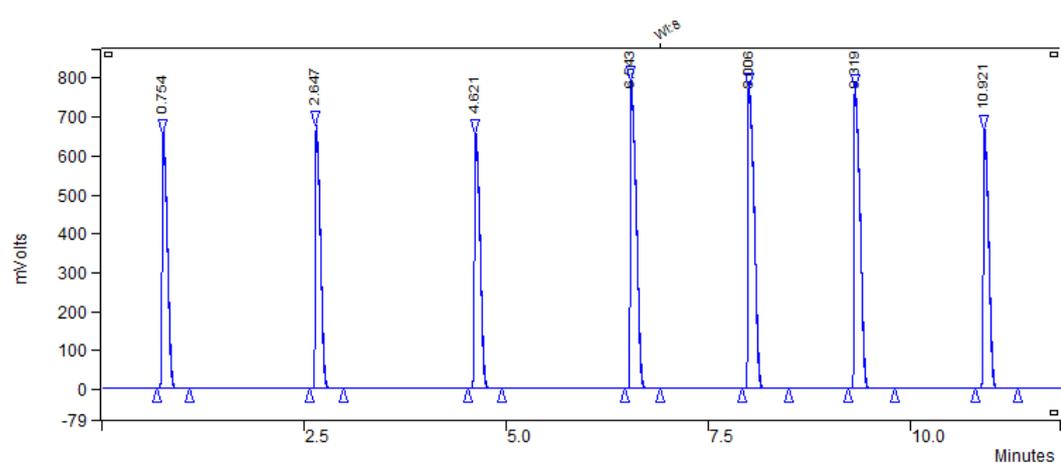
**Figura 66.** Composição do biogás dia 04/08/2014.



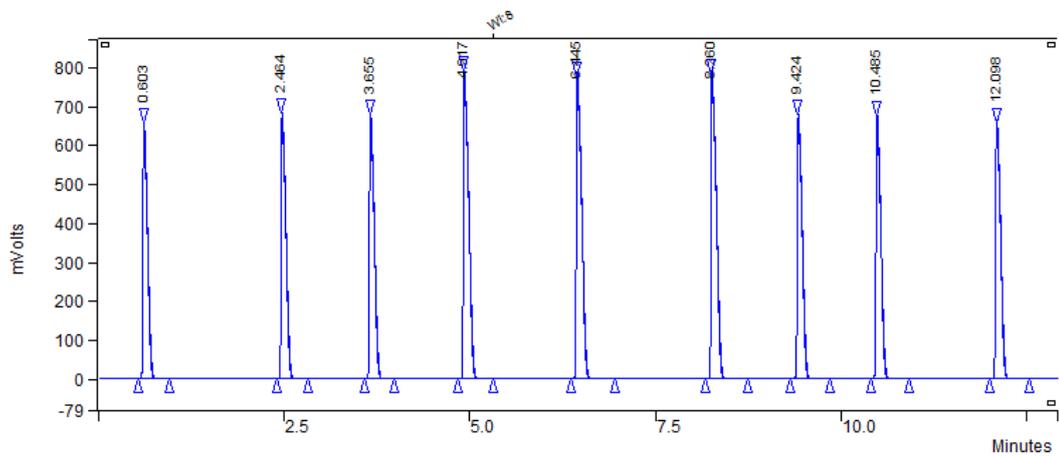
**Figura 67.** Composição do biogás dia 02/09/2014.



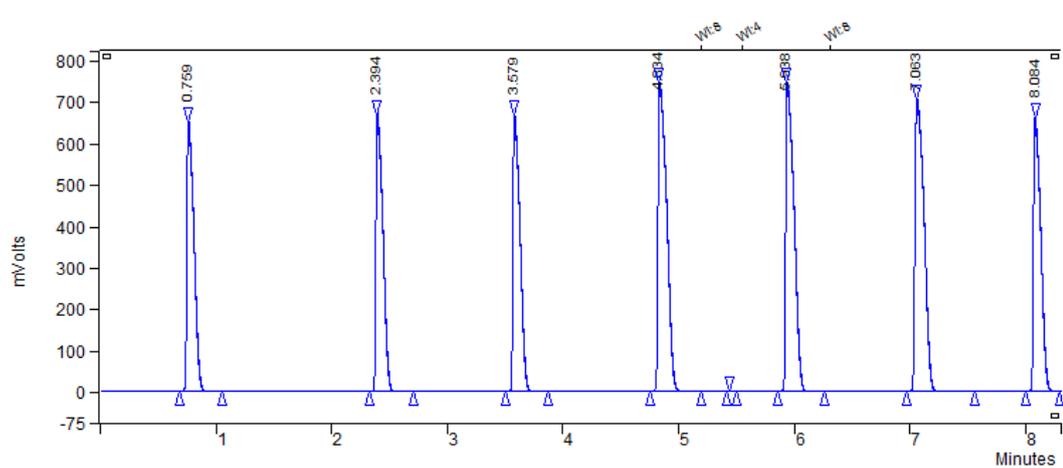
**Figura 68.** Composição do biogás dia 04/09/2014.



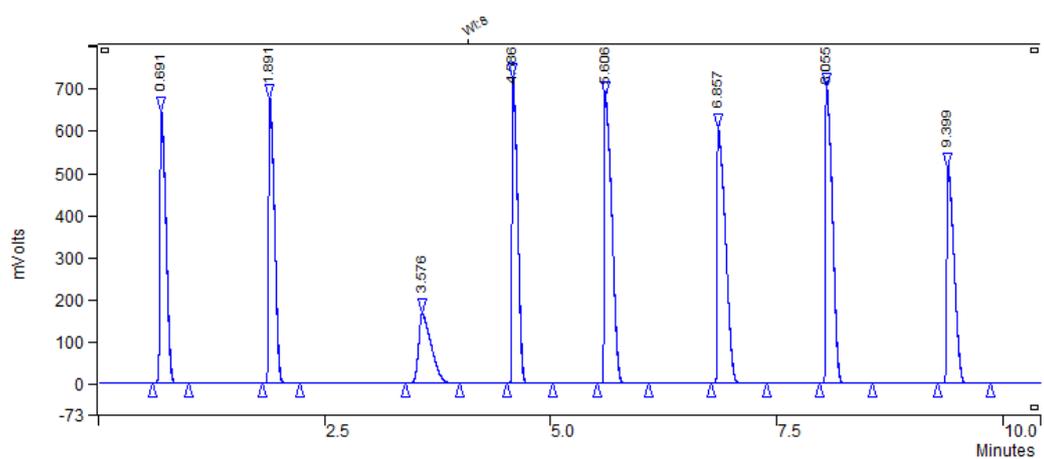
**Figura 69.** Composição do biogás dia 12/09/2014.



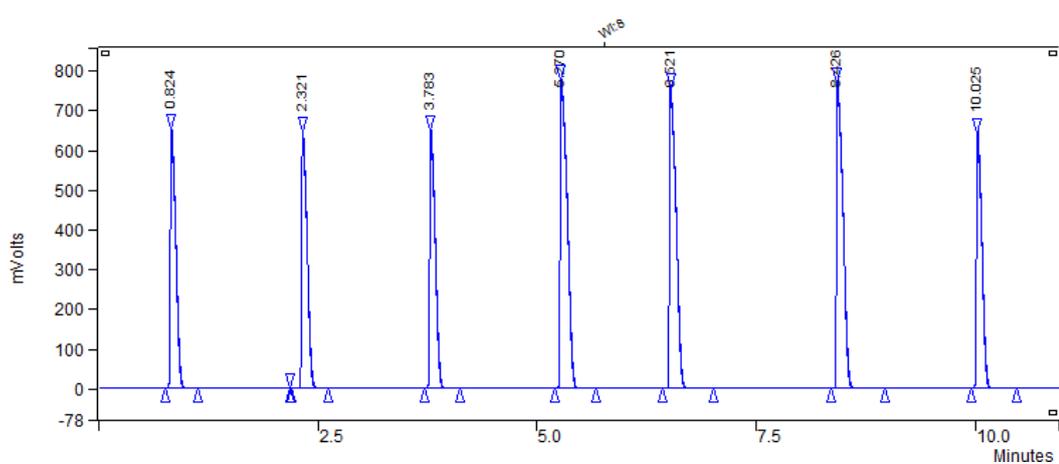
**Figura 70.** Composição do biogás dia 10/09/2014.



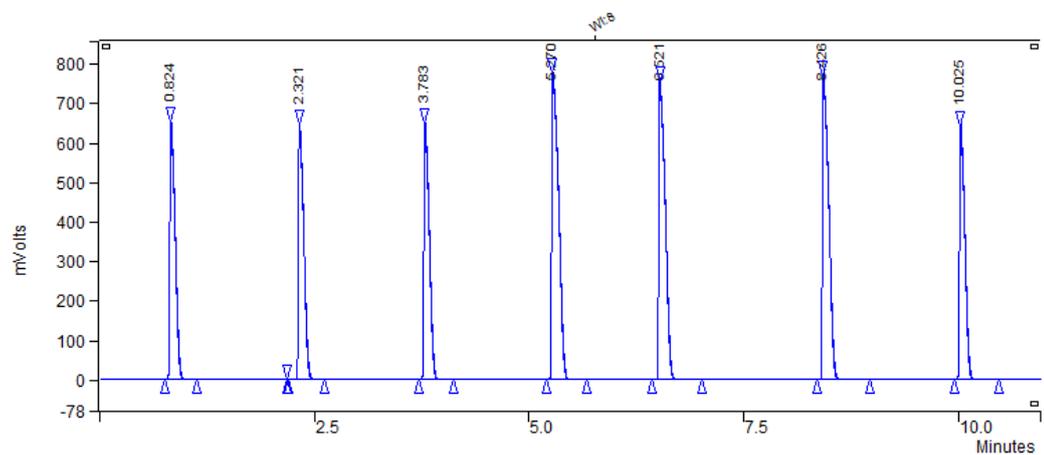
**Figura 71.** Composição do biogás dia 16/09/2014.



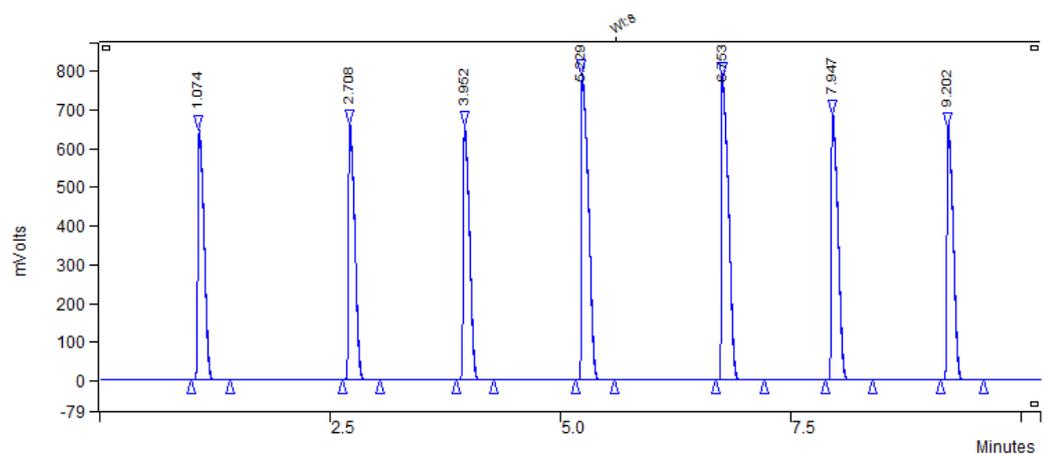
**Figura 72.** Composição do biogás dia 19/09/2014.



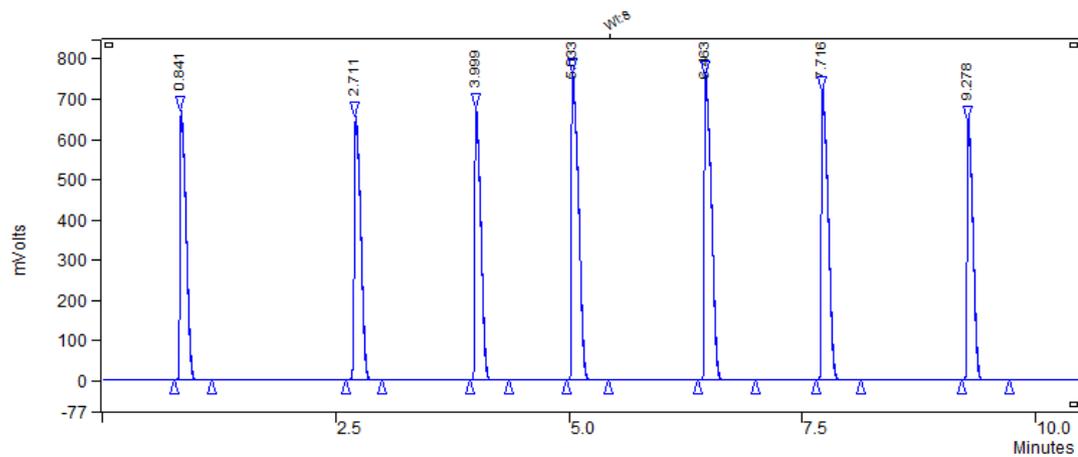
**Figura 73.** Composição do biogás dia 23/09/2014.



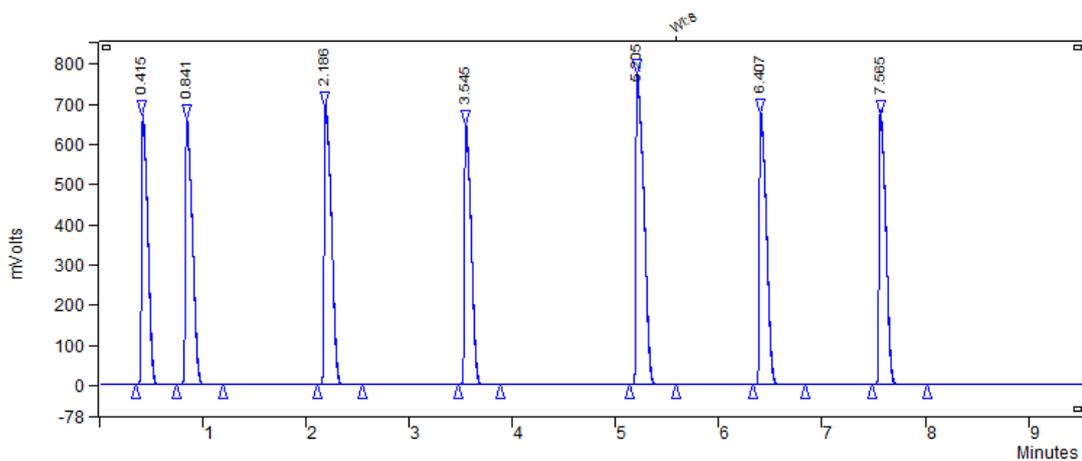
**Figura 74.** Composição do biogás dia 23/09/2014.



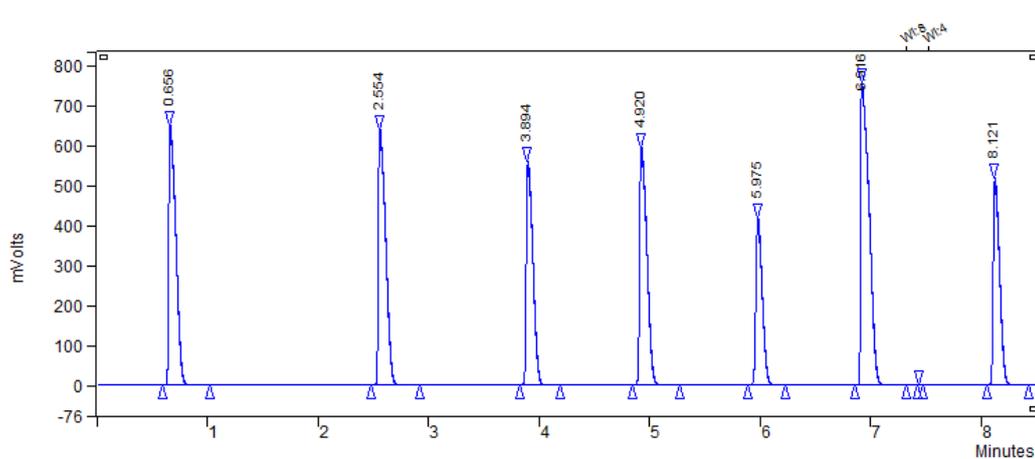
**Figura 75.** Composição do biogás dia 26/09/2014.



**Figura 76.** Composição do biogás dia 30/09/2014.



**Figura 77.** Composição do biogás dia 03/10/2014.



**Figura 78.** Composição do biogás dia 07/10/2014.

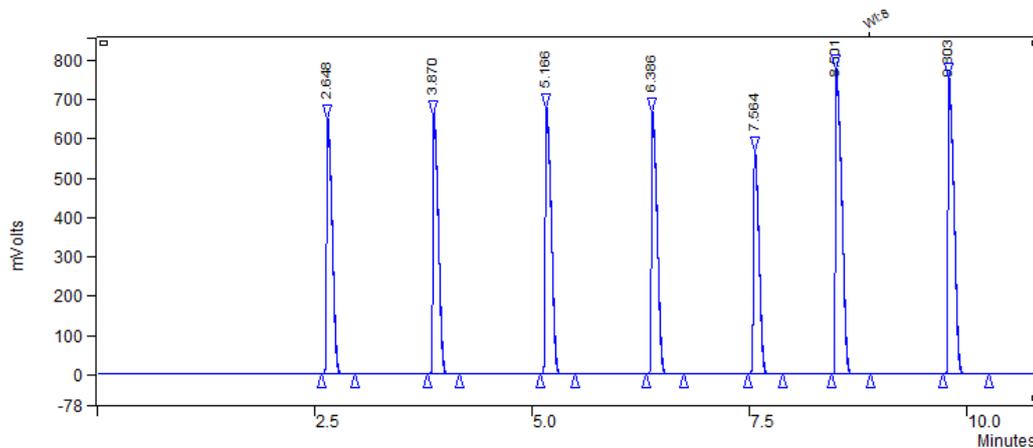


Figura 79. Composição do biogás dia 14/10/2014.

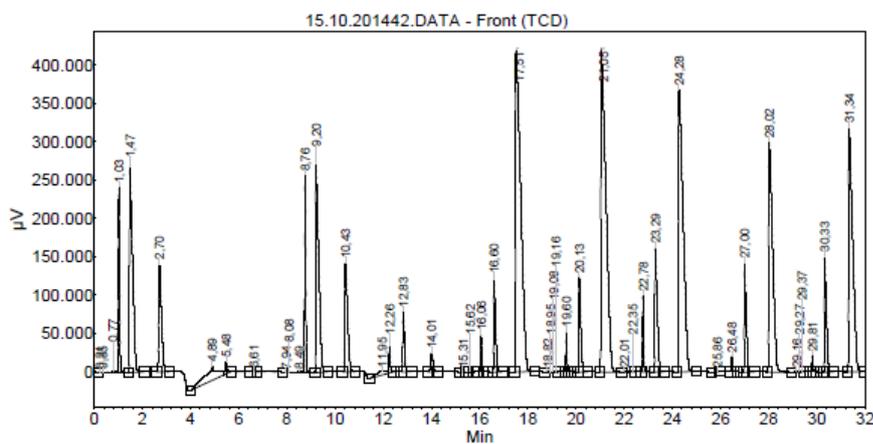


Figura 80. Composição do biogás dia 15/10/2014.

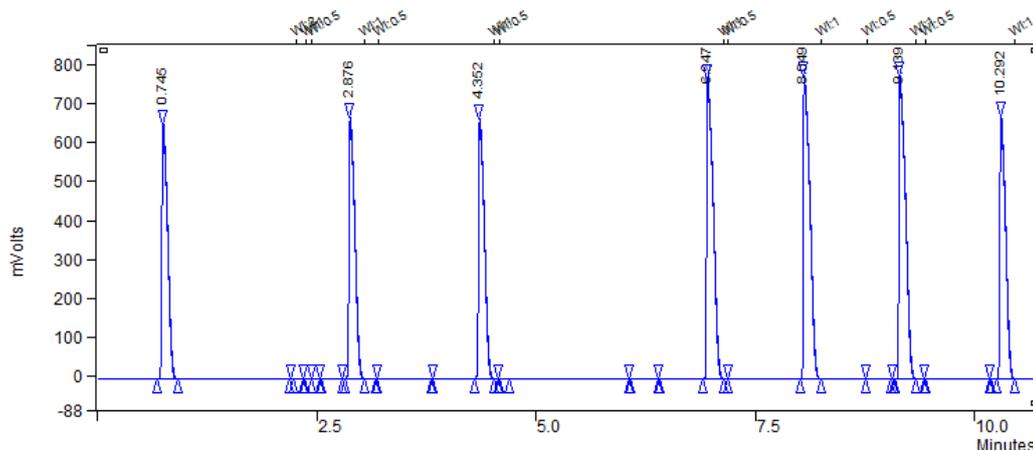
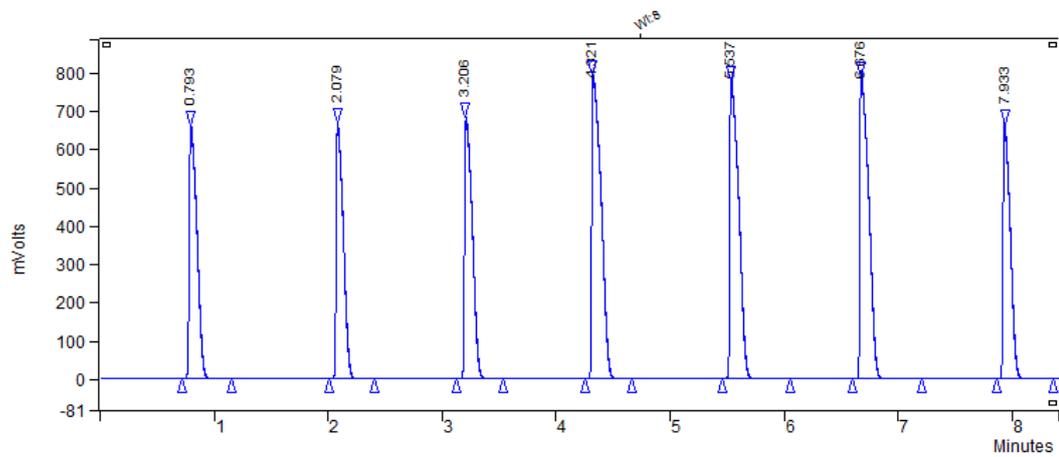
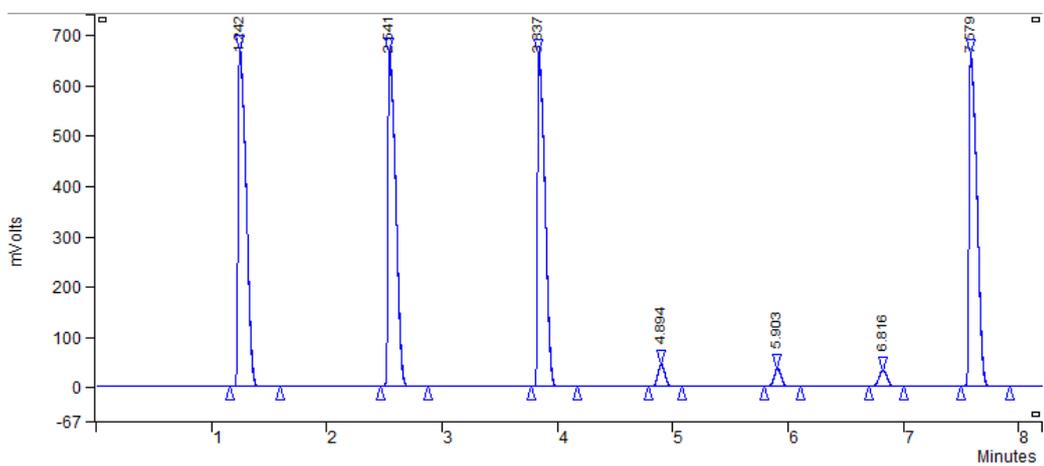


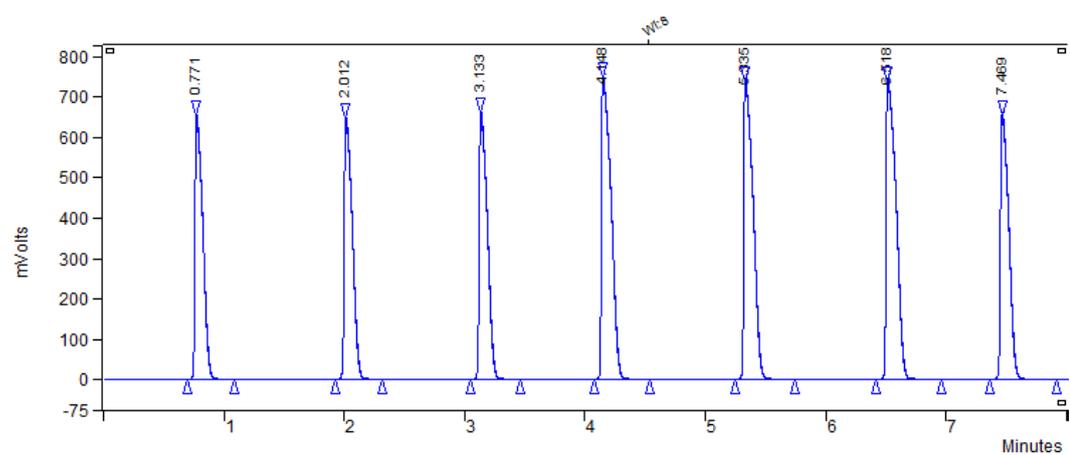
Figura 81. Composição do biogás dia 17/10/2014.



**Figura 82.** Composição do biogás dia 20/10/2014.



**Figura 83.** Composição do biogás dia 24/10/2014.



**Figura 84.** Composição do biogás dia 27/10/2014.

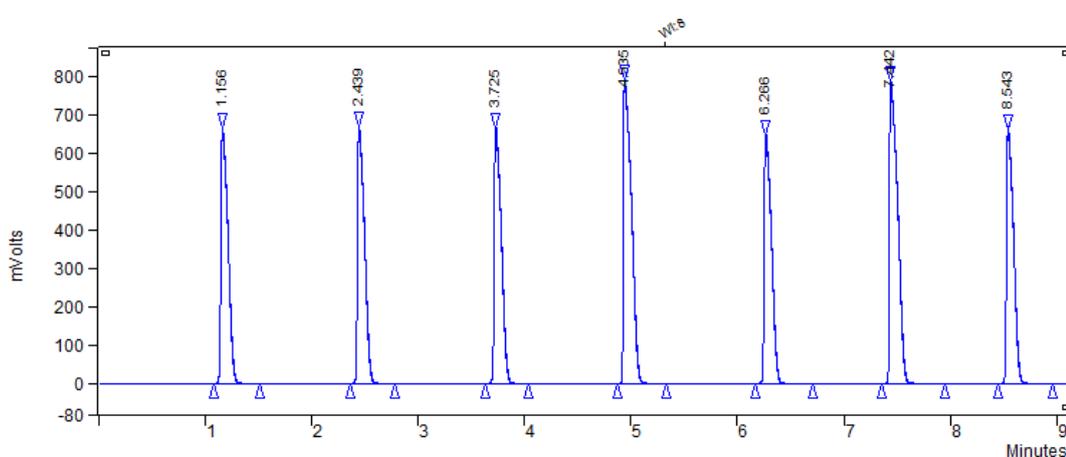


Figura 85. Composição do biogás 28/10/2014.

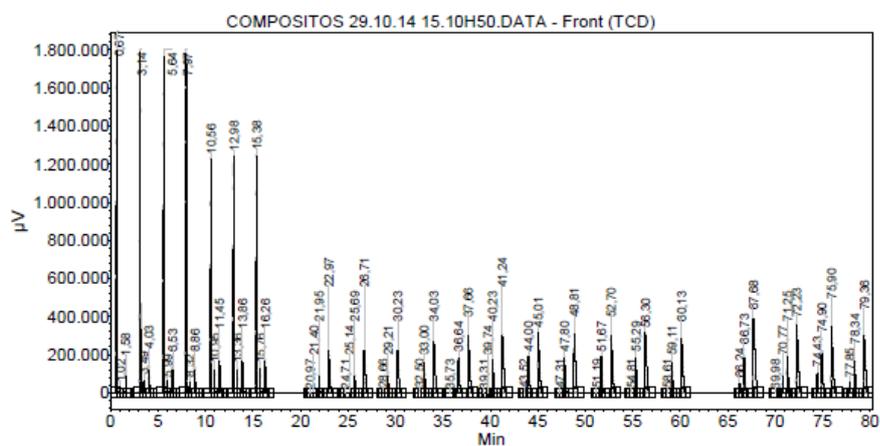


Figura 86. Composição do biogás 31/10/2014.

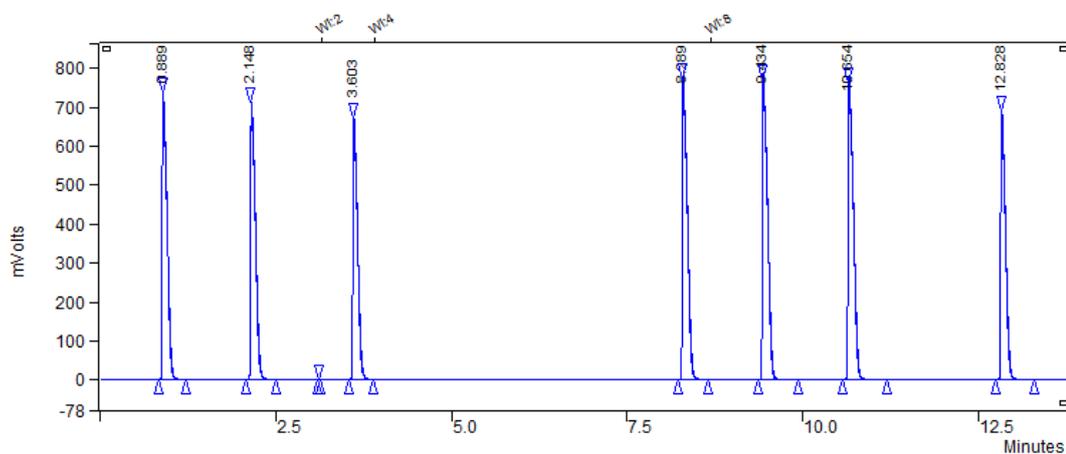
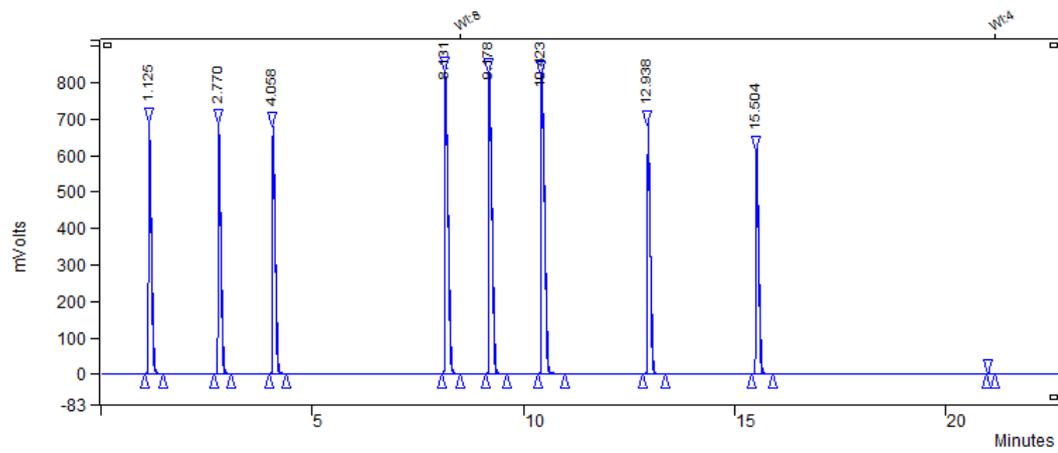
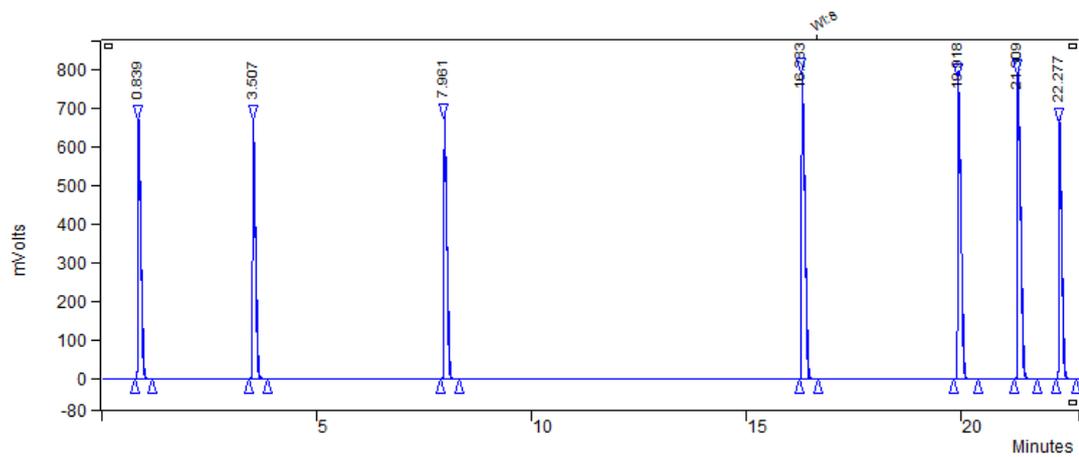


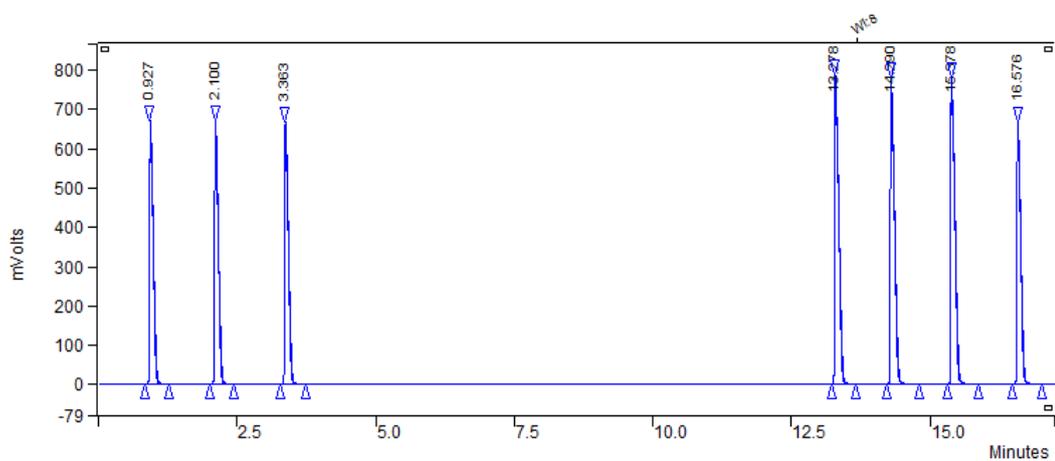
Figura 87. Composição do biogás 26/11/2014.



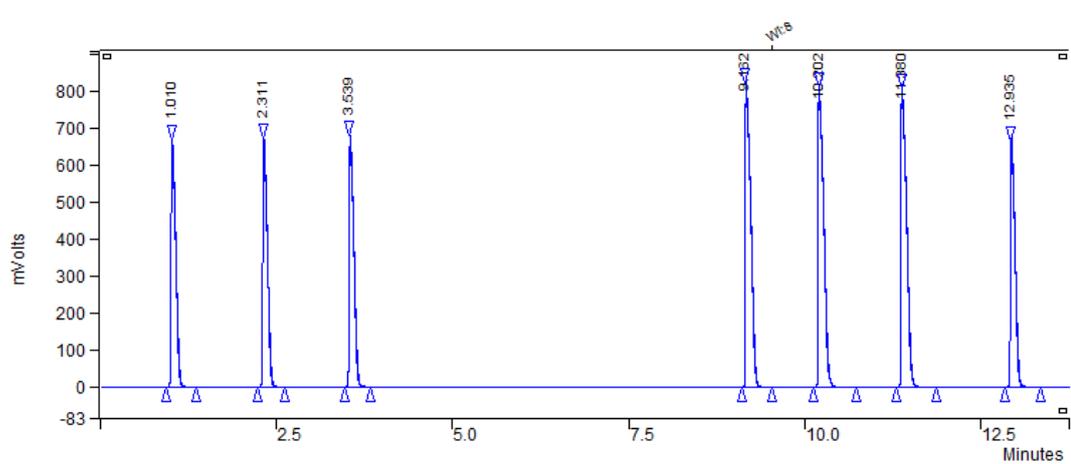
**Figura 88.** Composição do biogás dia 28/11/2014.



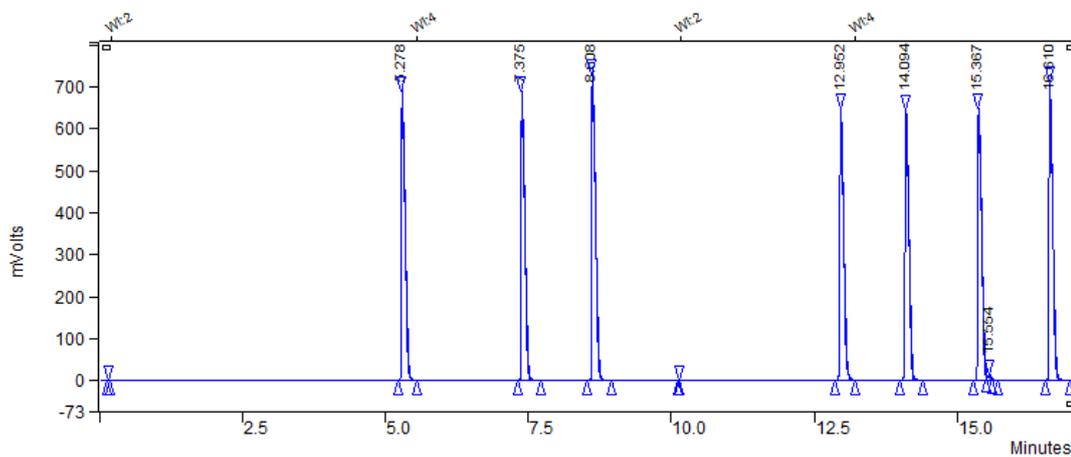
**Figura 89.** Composição do biogás dia 01/12/2014.



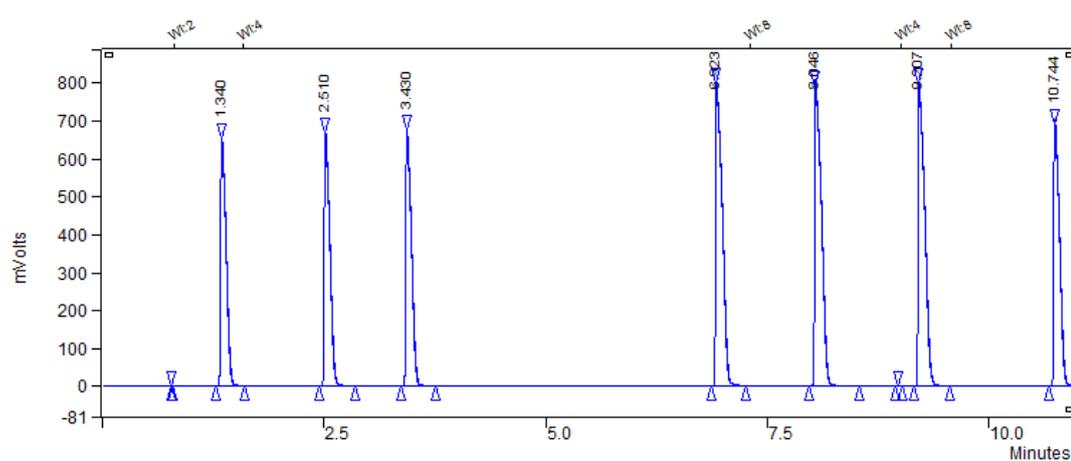
**Figura 90.** Composição do biogás dia 02/12/2014.



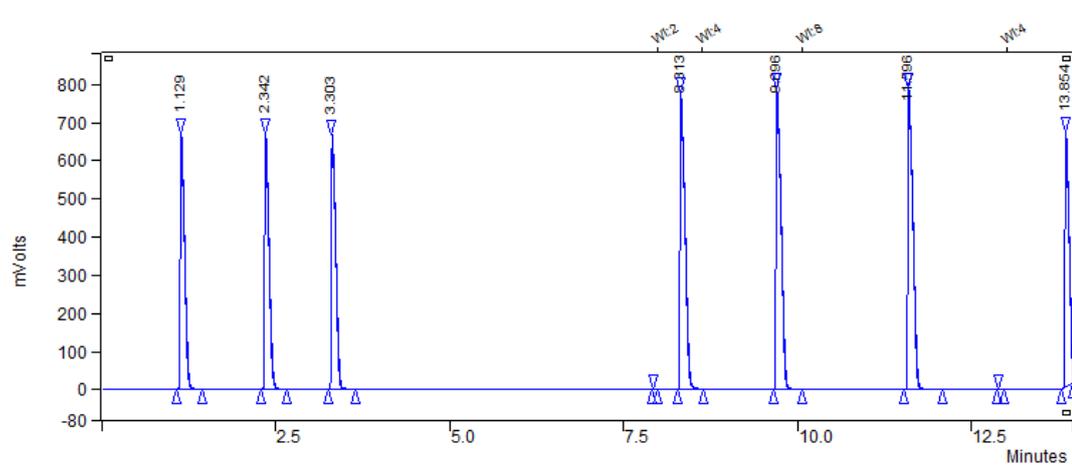
**Figura 91.** Composição do biogás dia 05/12/2014.



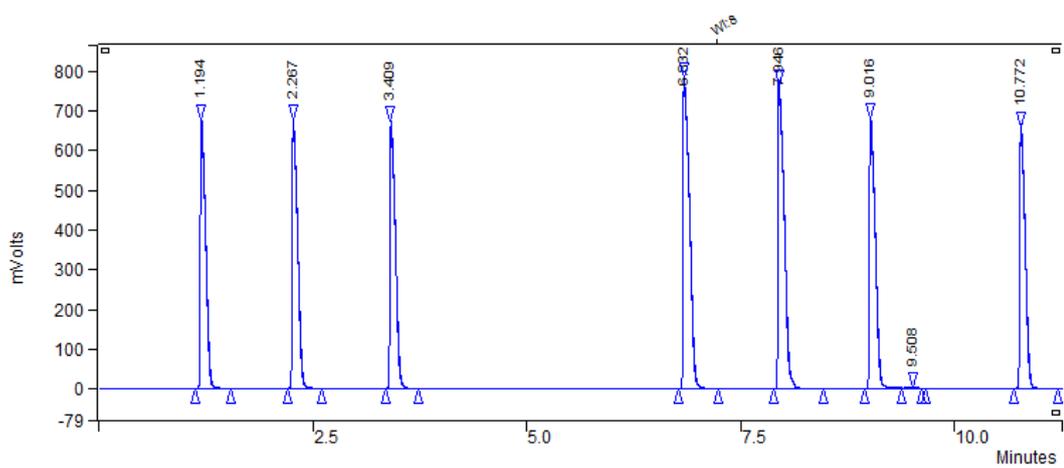
**Figura 92.** Composição do biogás dia 09/12/2014.



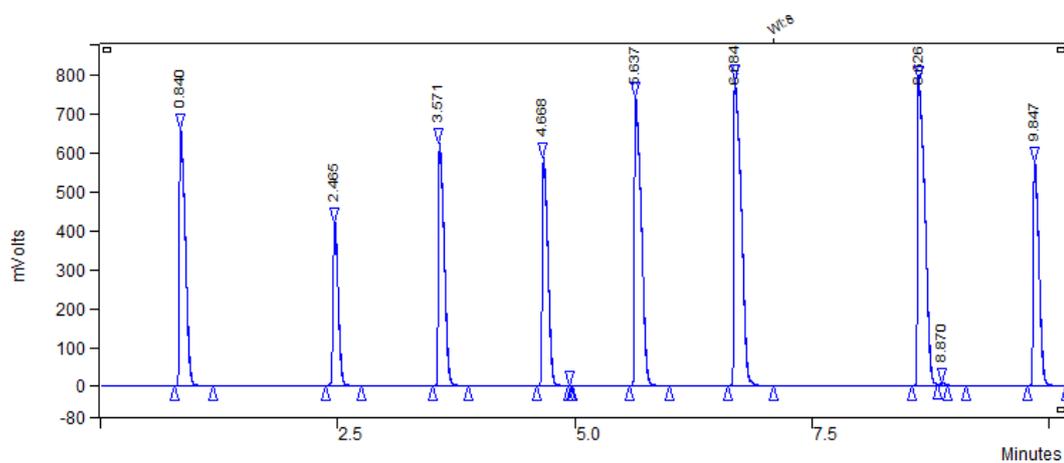
**Figura 93.** Composição do biogás dia 12/12/2014.



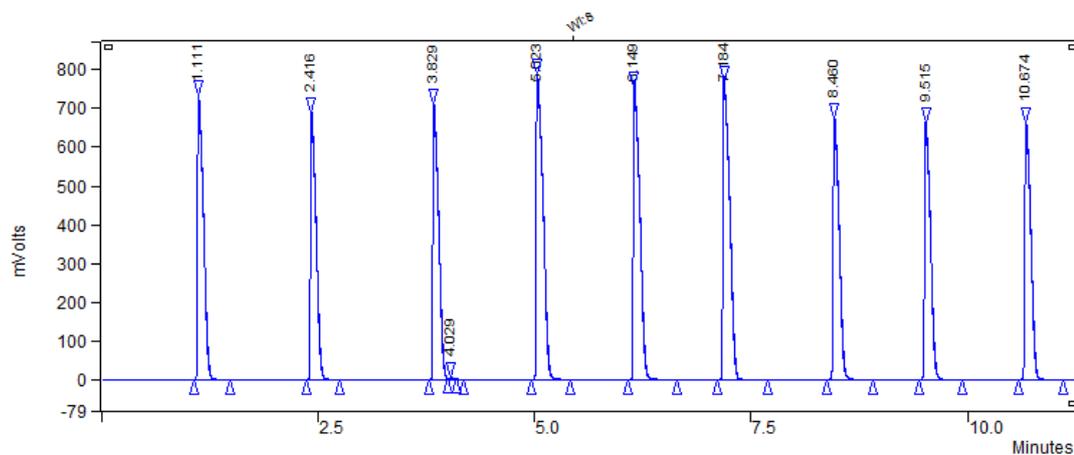
**Figura 94.** Composição do biogás dia 15/12/2014.



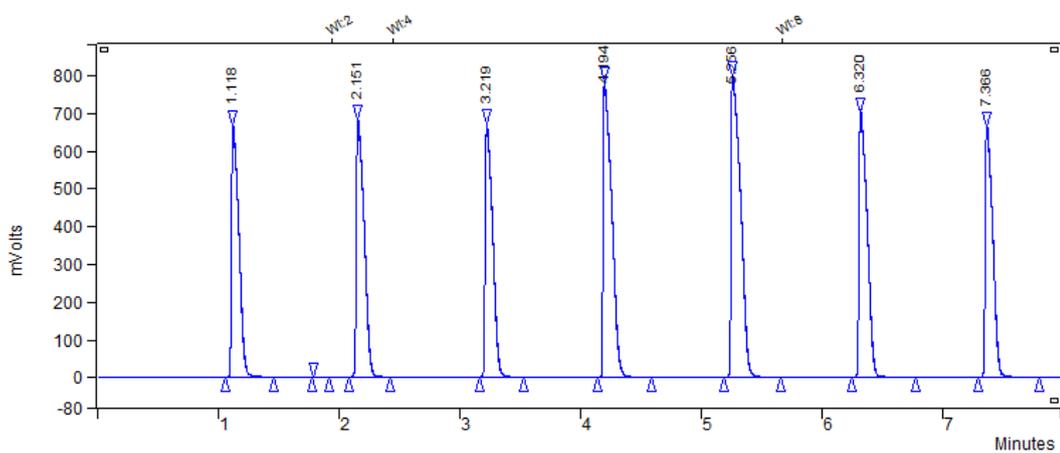
**Figura 95.** Composição do biogás dia 17/12/2014.



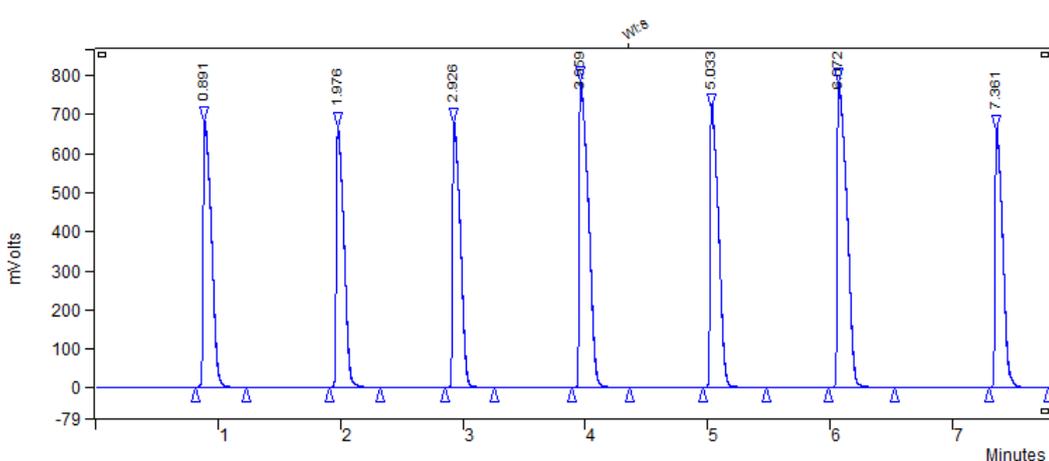
**Figura 96.** Composição do biogás dia 19/12/2014.



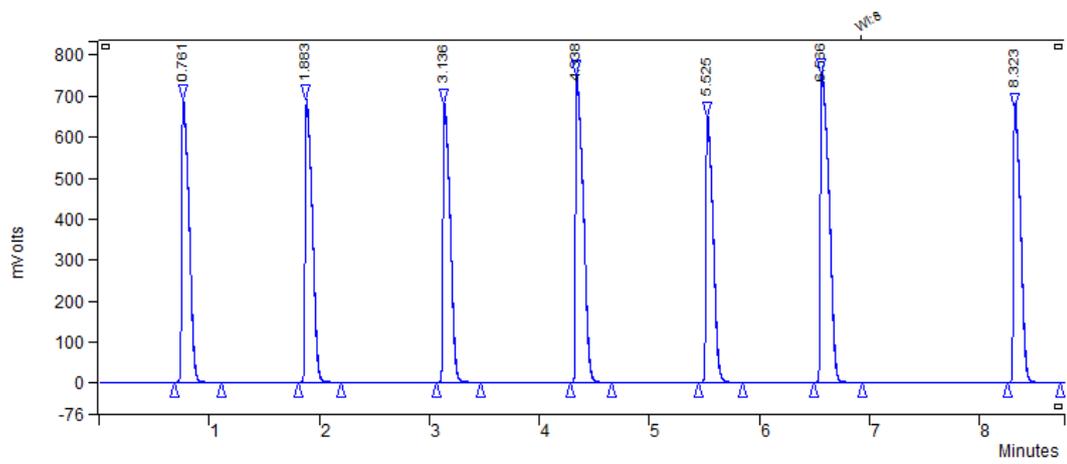
**Figura 97.** Composição do biogás dia 14/01/2015.



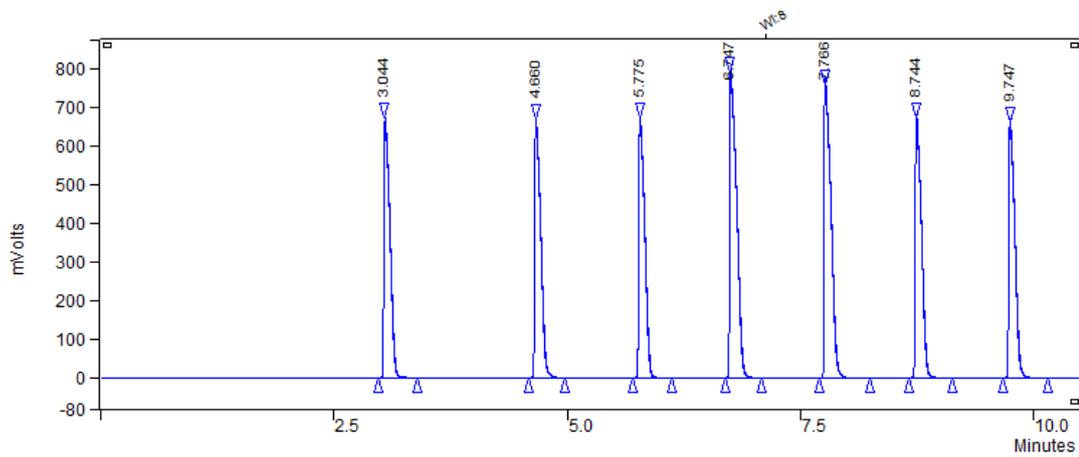
**Figura 98.** Composição do biogás dia 16/01/2015.



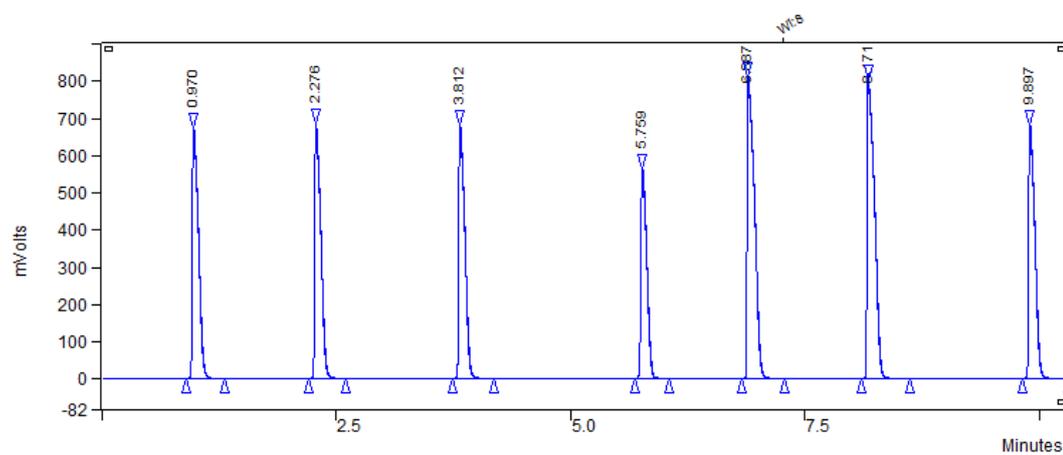
**Figura 99.** Composição do biogás dia 20/01/2015.



**Figura 100.** Composição do biogás dia 26/01/2015.



**Figura 101.** Composição do biogás dia 29/01/2015.



**Figura 102.** Composição do biogás dia 02/02/2015.

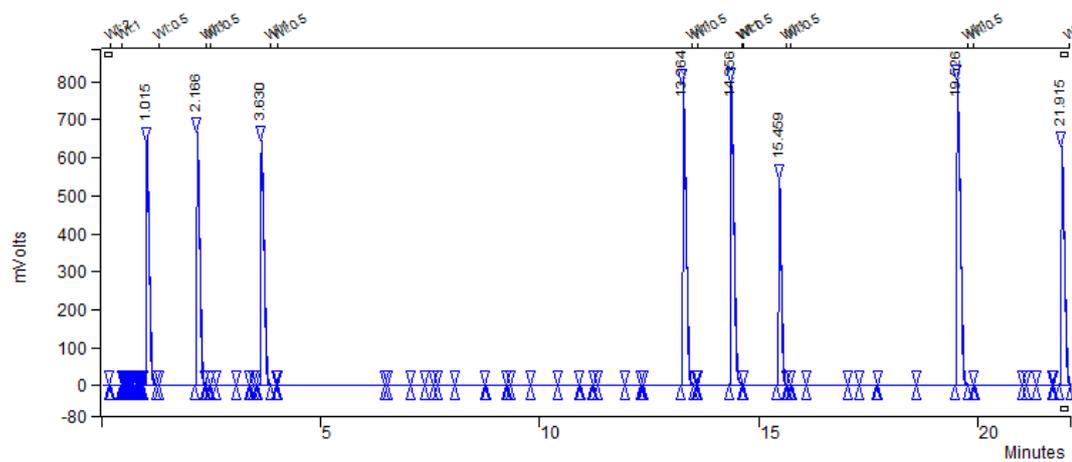


Figura 103. Composição do biogás dia 04/02/2015.

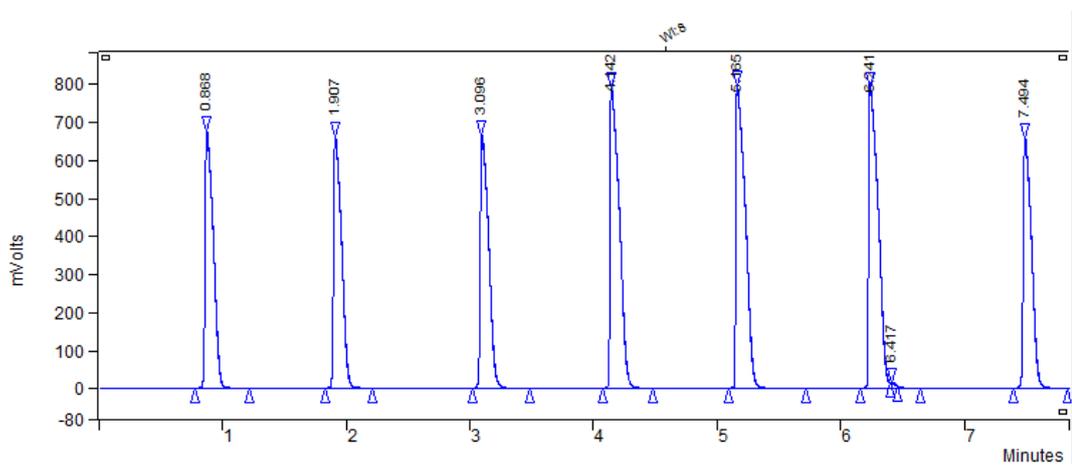


Figura 104. Composição do biogás dia 05/02/2015.

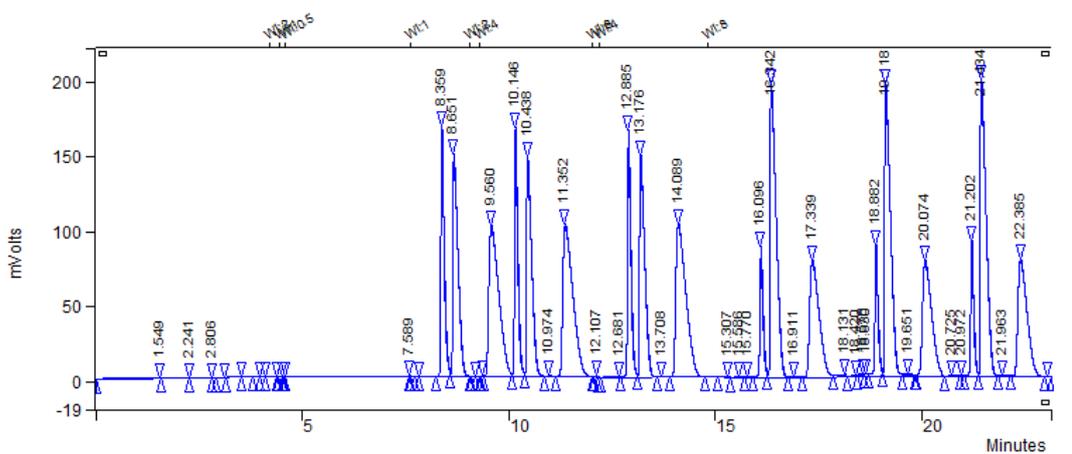


Figura 105. Composição do biogás dia 06/02/2015.

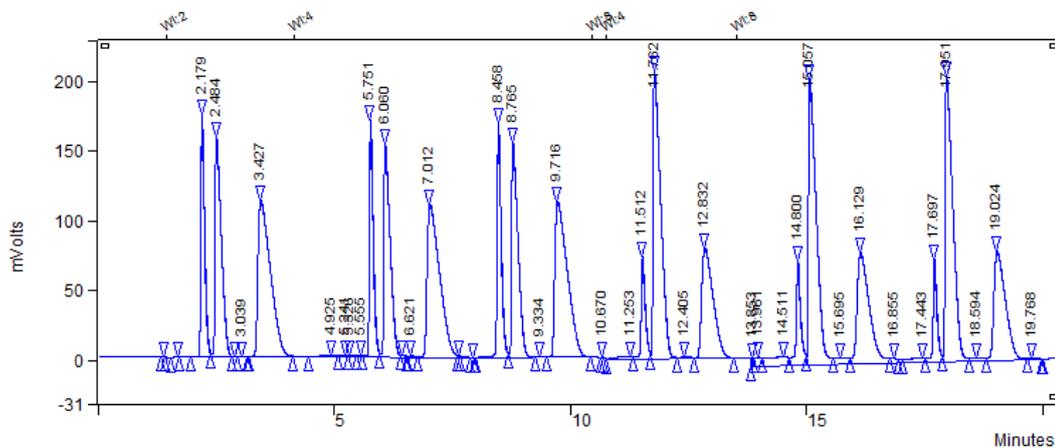


Figura 106. Composição do biogás dia 09/02/2015.

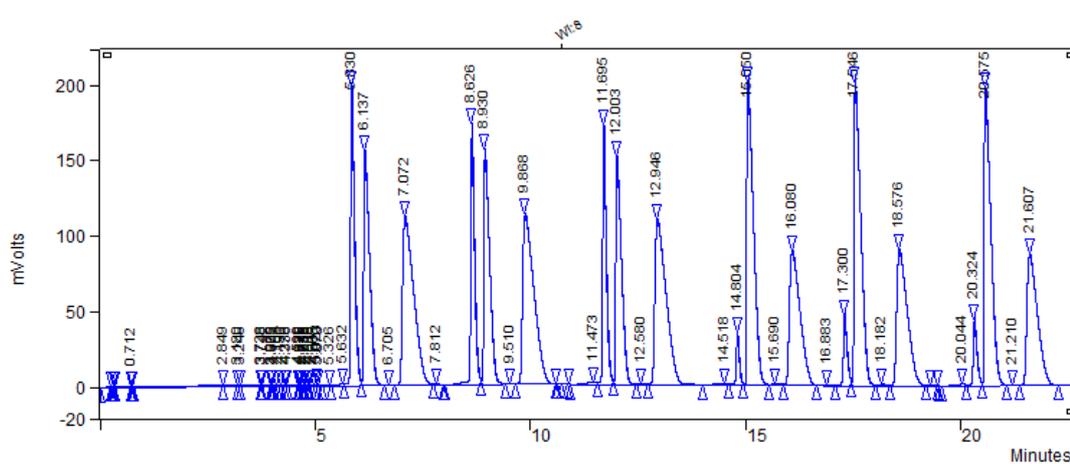


Figura 107. Composição do biogás dia 11/02/2015.

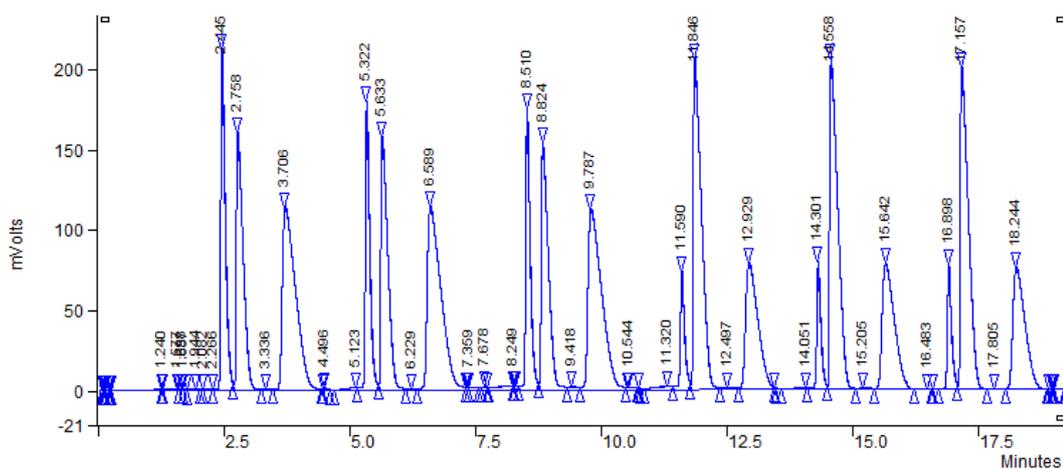
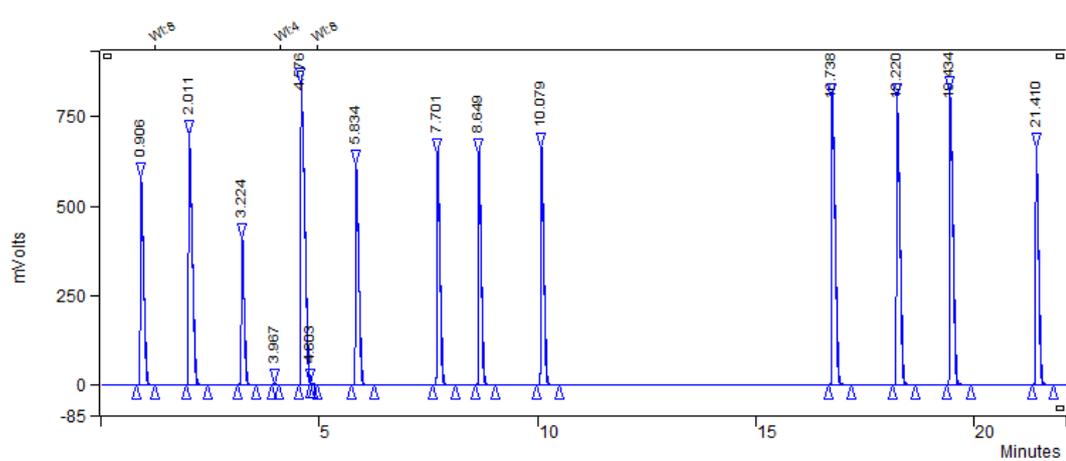
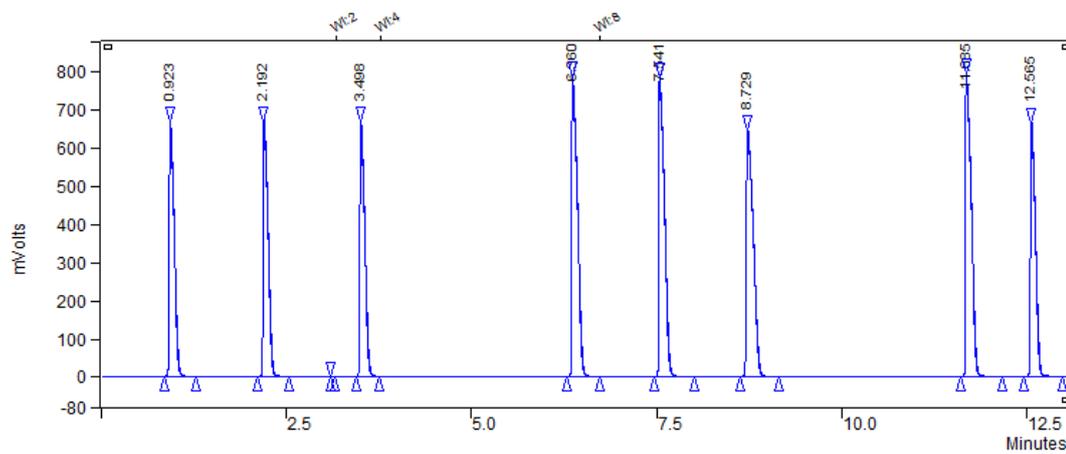


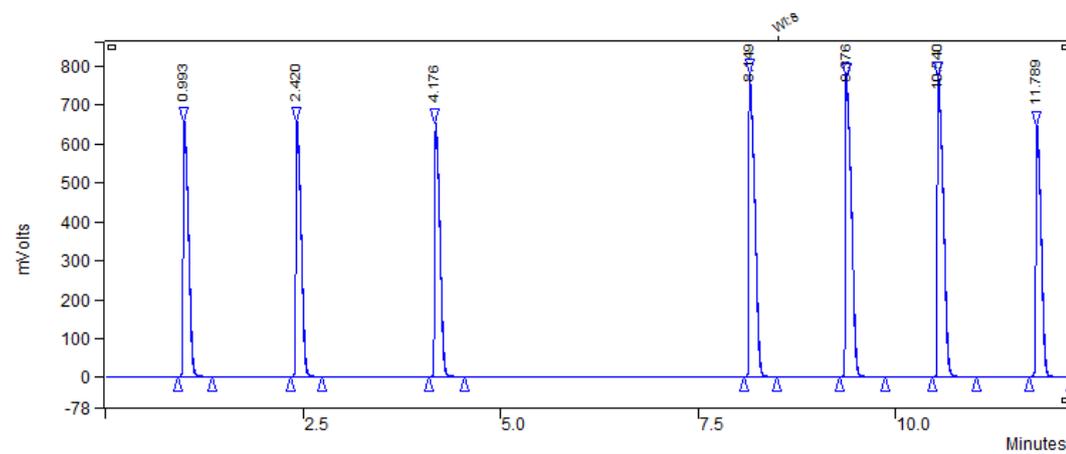
Figura 108. Composição do biogás dia 13/02/2015.



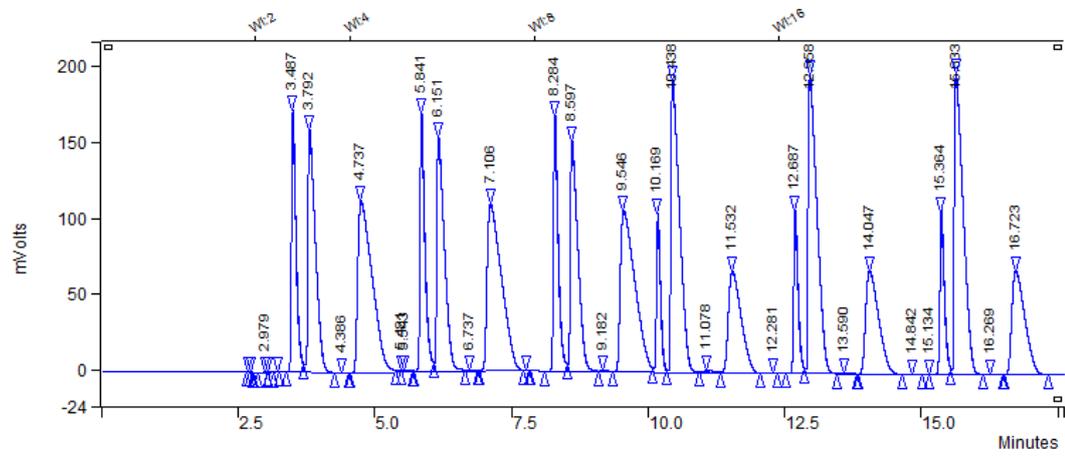
**Figura 109.** Composição do biogás dia 16/02/2015.



**Figura 110.** Composição do biogás dia 18/02/2015.



**Figura 111.** Composição do biogás dia 20/02/2015.



**Figura 112.** Composição do biogás dia 23/02/2015.