

TAMIRES CONDÉ DE ASSIS

**UTILIZAÇÃO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO₂
NO CULTIVO DE MICROALGAS: PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA E
VIABILIDADE ECONÔMICA**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

A848u
2018 Assis, Tamires Condé de, 1989-
Utilização de emissões atmosféricas como fonte de CO₂ no cultivo de microalgas : produtividade de biomassa e viabilidade econômica / Tamires Condé de Assis. – Viçosa, MG, 2018.
xviii, 87f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.
2. Lagoas de estabilização. 3. Dióxido de carbono.
4. Investimentos - Análise. 5. Microalga. 6. Biomassa.
7. Biocombustíveis. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.351

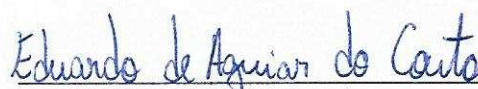
TAMIRES CONDÉ DE ASSIS

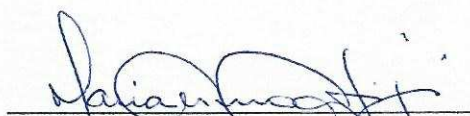
**UTILIZAÇÃO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO₂
NO CULTIVO DE MICROALGAS: PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA E
VIABILIDADE ECONÔMICA**

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

APROVADA: 22 de fevereiro de 2018.


Aníbal da Fonseca Santiago


Eduardo de Aguiar do Couto


Maria do Carmo Calijuri


Maria Lúcia Calijuri
(Orientadora)

**Aos meus pais.
À minha irmã.
E ao Pedro.
Dedico.**

“Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível e, de repente você estará fazendo o impossível.”

São Francisco de Assis

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela presença constante e por me dar forças e coragem em todos em momentos.

Aos meus pais, por sempre acreditarem em mim e me apoiarem em todas as minhas escolhas.

À minha irmã Roberta, pelos conselhos, amizade e apoio. Obrigada pela ajuda, pela troca de experiências e dicas nesses anos.

Ao Pedro, pelo amor, paciência e ajuda. Por ser meu maior incentivador nesses anos e por não me deixar desistir diante de tantos desafios.

À minha família, pelo apoio incondicional e por entenderem minha ausência, muitas vezes necessária.

À professora Lúcia, por confiar em mim, por estar sempre disposta a ajudar e por ser exemplo de determinação e força de vontade.

À Paula, por toda ajuda e sugestões essenciais para a conclusão desse trabalho.

Ao professor Eduardo de Aguiar do Couto, pelo apoio e ajuda com o projeto, pela participação na banca e por todas as contribuições.

Aos professores Aníbal da Fonseca Santiago e Maria do Carmo Calijuri, pela participação na banca e por todas as contribuições concedidas.

À Alexia, pela ajuda imprescindível com as análises e companhia durante o experimento.

A todos do SIGEO/nPA, pelo aprendizado, amizade, momentos de descontração e por me acolherem tão bem. Vocês tornaram essa caminhada mais leve. Em especial à Ju, pelo apoio no início do experimento e por estar sempre disposta a ajudar e à Letícia pela ajuda com as análises, pelas dicas e parceria na busca de esgoto.

Aos colegas que fiz no Mestrado, pela troca de experiências e pelo convívio.

A todos os professores da UFV. Àqueles que participaram da minha graduação, base para eu ter me tornado o que sou hoje e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pelos ensinamentos nesses dois anos.

A todos os funcionários do LESA, pela ajuda, convívio e bons momentos vividos.

Ao professor André Cordeiro Alves dos Santos e toda a equipe do Laboratório de Microbiologia Ambiental da Universidade Federal de São Carlos pela caracterização da comunidade fitoplanctônica.

Ao professor Márcio Arêdes Martins e todos do Laboratório de Biocombustíveis da Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Dilson e ao Arthur pela ajuda com a caracterização do gás de emissão da combustão da gasolina e, pela disposição em ajudar e ensinar.

Ao SAAE – Viçosa, pela parceria e auxílio fundamental com o transporte do esgoto.

Ao CISAB – Zona da Mata por despertar meu interesse pelo saneamento. E a todos os colegas pelo apoio e compreensão.

A todos que estiveram comigo durante essa longa caminhada, o meu muito obrigada.

BIOGRAFIA

Tamires Condé de Assis, filha de Roberto Tostes de Assis e Vera Lúcia Condé, nasceu em Raul Soares – MG, em 16 de julho de 1989. Coursou ensino fundamental na “Escola Estadual Benedito Valadares”, entre 1996 e 2003. Em 2004, ingressou no “Colégio Darwin”, onde concluiu o ensino médio em 2006. Em 2007, iniciou o curso de Química na Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde se formou em bacharel e licenciatura em janeiro de 2012. Em 2016, ingressou no programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFRV, quando iniciou suas atividades do mestrado. Em fevereiro de 2018, defende sua dissertação perante o programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa.

ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	X
LISTA DE FIGURAS	XI
LISTA DE TABELAS	XIII
LISTA DE EQUAÇÕES.....	XIV
RESUMO	XV
ABSTRACT	XVII
1 APRESENTAÇÃO.....	1
2 INTRODUÇÃO GERAL.....	2
2.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
3 HIPÓTESES	6
4 OBJETIVOS.....	7
4.1 OBJETIVO GERAL	7
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
5 CAPÍTULO I: PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL E TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZANDO EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO₂ EM LAGOAS DE ALTA TAXA.....	8
5.1 INTRODUÇÃO	10
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	12
5.2.1 ÁREA DE ESTUDO	12
5.2.2 UNIDADE EXPERIMENTAL	12
5.2.3 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO	16
5.2.4 ANÁLISE DO GECG	17
5.2.5 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	18
5.2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	18
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
5.3.1 INFLUÊNCIA DOS COMPOSTOS PRESENTES NO GECG	19

5.3.2	CONDIÇÕES AMBIENTAIS.....	21
5.3.3	PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA.....	26
5.3.4	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES.....	30
5.3.5	CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	36
5.4	CONCLUSÕES	41
5.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42
6	CAPÍTULO II: VIABILIDADE ECONÔMICA DA UTILIZAÇÃO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO ₂ NO CULTIVO DE MICROALGAS.....	51
6.1	INTRODUÇÃO.....	53
6.2	MATERIAL E MÉTODOS	55
6.2.1	ÁREA DE ESTUDO	55
6.2.2	UNIDADE EXPERIMENTAL	55
6.2.3	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	59
6.2.4	ANÁLISE DE INVESTIMENTOS.....	61
6.2.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	64
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
6.3.1	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	65
6.3.2	ANÁLISE DE INVESTIMENTOS.....	66
6.4	CONCLUSÕES	73
6.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
7	CONCLUSÃO GERAL	77
8	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	77
8.1	REFRÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78
9	ANEXOS	80
	ANEXO I: ANÁLISE DE INVESTIMENTOS QUANDO CO ₂ INDUSTRIAL É UTILIZADO COMO FONTE DE CO ₂ PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA PARA SER UTILIZADA COMO FONTE DE PROTEÍNAS NA ALIMENTAÇÃO ANIMAL.	80

ANEXO II: ANÁLISE DE INVESTIMENTOS QUANDO CO₂ INDUSTRIAL É UTILIZADO COMO FONTE DE CO₂ PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA PARA SER UTILIZADA NO SETOR ENERGÉTICO.	82
ANEXO III: ANÁLISE DE INVESTIMENTOS QUANDO GECG É UTILIZADO COMO FONTE DE CO₂ PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA PARA SER UTILIZADA COMO FONTE DE PROTEÍNAS NA ALIMENTAÇÃO ANIMAL.	84
ANEXO IV: ANÁLISE DE INVESTIMENTOS QUANDO GECG É UTILIZADO COMO FONTE DE CO₂ PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA PARA SER UTILIZADA NO SETOR ENERGÉTICO.	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
AR	Abundância Relativa
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
CCS	<i>Carbon Capture and Storage</i>
Chl <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COT _s	Carbono Orgânico Total solúvel
CV	Coefficiente de Variação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FCNP	Fator de Conversão do Conteúdo de Nitrogênio em Proteína
GECG	Gás de Emissão da Combustão da Gasolina
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LAT	Lagoa de Alta Taxa
LESA	Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental
NMP	Número Mais Provável
nPA	Núcleo de Pesquisas Ambientais Avançadas
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PAR	Radiação Fotossinteticamente Ativa (400 – 700 nm)
pH	Potencial Hidrogeniônico
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TIR	Taxa Interna de Retorno
TMA	Taxa Mínima de Atratividade
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFV	Universidade Federal de Viçosa
VPL	Valor Presente Líquido

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1 - ETE localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais.	12
Figura 5.2 - Unidade experimental com as LATs utilizadas no experimento.....	13
Figura 5.3 - (a) Gerador de energia elétrica utilizado para gerar o gás de emissão e compressor para armazenamento do gás (b) Cilindro de gás com CO ₂ em elevada concentração (99,9%) e (c) Sistema de controle dos gases.....	14
Figura 5.4 - Esquema da coluna de carbonatação. (a) Foto do experimento (b) Dimensões da coluna (1 - Entrada do efluente; 2 - Entrada do CO ₂ ; 3 - Saída do efluente) (Fonte: Couto, 2016).....	15
Figura 5.5 - Esquema do experimento.	16
Figura 5.6 - (a) Montagem do experimento para análise do GECG (b) Coleta do GECG.....	18
Figura 5.7 - Comportamento diurno dos parâmetros (média de todos os dias de coleta) (a) PAR, (b) temperatura, (c) % de OD e (d) pH.	22
Figura 5.8 - Comportamento do pH na LAT 1 durante os dias de coleta do período II.	24
Figura 5.9 - Comportamento do pH na LAT 2 durante os dias de coleta do período II.	24
Figura 5.10 - Comportamento da produtividade de clorofila <i>a</i> nas LATs 1, 2 e 3 em relação à precipitação, durante o período II da operação.....	29
Figura 5.11 - (a) Abundância relativa (AR %) da comunidade fitoplanctônica no início do período I, (b) no início do período II e (c) no final do período II. Espécies que apresentaram abundância relativa inferior a 5% foram contabilizadas no grupo “Outras”.....	37
Figura 5.12 - (a) Biovolume dos organismos fitoplanctônicos presentes no início do período I, (b) no início do período II e (c) no final do período II.	40
Figura 6.1 - ETE localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais.	55

Figura 6.2 - Unidade experimental com as LATs utilizadas no experimento.....	56
Figura 6.3 - (a) Gerador de energia elétrica utilizado para gerar o gás de emissão e compressor para armazenamento do gás (b) Cilindro de gás com CO ₂ em elevada concentração (99,9%) e (c) Sistema de controle dos gases.....	57
Figura 6.4 - Esquema da coluna de carbonatação. (a) Foto do experimento (b) Dimensões da coluna (1 - Entrada do efluente; 2 - Entrada do CO ₂ ; 3 - Saída do efluente) (Fonte: Couto, 2016).....	58
Figura 6.5 - Esquema do experimento.	59
Figura 6.6 - Comportamento do VPL em relação à escala da unidade experimental, quando CO ₂ industrial é utilizado como fonte de CO ₂	71
Figura 6.7 - Comportamento do VPL em relação à escala da unidade experimental, quando GECG é utilizado como fonte de CO ₂	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 - Caracterização do GECCG.....	19
Tabela 5.2 - Valores médios de concentração de clorofila <i>a</i> (mg L ⁻¹), SSV (mg L ⁻¹), produtividade de clorofila <i>a</i> (g m ⁻² dia ⁻¹), relação clorofila <i>a</i> / SSV (%) e os coeficientes de variação CV (%) para essas variáveis no período II para as LATs 1, 2 e 3.....	27
Tabela 5.3 - Caracterização do esgoto doméstico afluyente às LATs.	30
Tabela 5.4 - Concentrações finais e porcentagens de remoção de matéria orgânica e nutrientes em cada uma das LATs.	31
Tabela 6.1 - Valores de mercado da biomassa algal de acordo com algumas aplicações.	64
Tabela 6.2 - Composição da biomassa produzida nas duas LATs.	65
Tabela 6.3 - Valores da concentração de SSV (g m ⁻³), produtividade total diária (g m ⁻² dia ⁻¹), produtividade total anual (kg m ⁻² ano ⁻¹) e, produção anual de biomassa (kg ano ⁻¹) para cada uma das duas LATs.	66
Tabela 6.4 - Investimentos e custos operacionais anuais quando GECCG foi utilizado para a produção de 1 kg de biomassa.....	69
Tabela 6.5 - Investimentos e custos operacionais anuais quando CO ₂ 99,9% foi utilizado para produção de 1 kg de biomassa.....	69
Tabela 6.6 - Análise de investimentos para as LATs 1 e 2 em que foi realizada suplementação com fonte externa de carbono.	70

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 5.1 - Combustão completa da gasolina.....	19
Equação 5.2 - Equilíbrio ácido carbônico e dióxido de carbono	25
Equação 5.3 - Equilíbrio dióxido de carbono e íon bicarbonato.....	25
Equação 5.4 - Equilíbrio íon bicarbonato e íon carbonato.....	25
Equação 5.5 - Equilíbrio monóxido de nitrogênio.....	25
Equação 5.6 - Equilíbrio monóxido de nitrogênio e dióxido de nitrogênio.....	25
Equação 5.7 - Equilíbrio dióxido de nitrogênio.....	25
Equação 5.8 - Equilíbrio dióxido de nitrogênio e ácido nítrico.....	26
Equação 5.9 - Equilíbrio ácido nitroso e ácido nítrico.....	26
Equação 6.1 - Teor de lipídeos.....	60
Equação 6.2 - Teor de nitrogênio.....	61
Equação 6.3 - Teor de proteínas.....	61
Equação 6.4 - Valor Presente Líquido	62
Equação 6.5 - Investimento inicial.....	62
Equação 6.6 - <i>Payback</i>	62
Equação 6.7 - Custo por quilograma de biomassa	64
Equação 6.8 - Custo por quilograma de biomassa ao utilizar CO ₂ industrial	66
Equação 6.9 - Custo por quilograma de biomassa ao utilizar GECCG	67

RESUMO

ASSIS, Tamires Condé de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2018. **Utilização de emissões atmosféricas como fonte de CO₂ no cultivo de microalgas: produtividade de biomassa e viabilidade econômica.** Orientadora: Maria Lúcia Calijuri. Coorientadora: Paula Peixoto Assemany.

Esse estudo abordou a utilização de emissões atmosféricas como fonte de carbono para o cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa (LATs). Para isso foram utilizadas três LATs: em uma foi utilizado CO₂ a uma concentração de 99,9% (LAT 1), na outra, gás de emissão da combustão da gasolina (GECG) (LAT 2) e na terceira (LAT 3) não foi adicionado CO₂. Os gases foram adicionados mediante demanda, quando o pH do meio atingia 7,5. Foram avaliadas a produtividade de biomassa, a eficiência do tratamento do esgoto e a viabilidade econômica ao se usar cada uma das fontes. Os resultados mostraram que não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre as produtividades de clorofila *a* nas três LATs, os valores médios foram 0,09, 0,09 e 0,06 g m⁻² dia⁻¹ respectivamente para as LATs 1, 2 e 3. No que diz respeito às remoções de matéria orgânica e nutrientes, os valores de remoção encontrados também não diferiram estatisticamente entre as três lagoas ($p < 0,05$), sendo que não houve remoção de fósforo em nenhum dos casos. As porcentagens de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) foram de 31,69, 30,78 e 30,42 %. Já em relação à remoção de nitrogênio amoniacal, as porcentagens de remoção não permitiram reduzir a concentração a valores abaixo do máximo permitido pela legislação estadual vigente (26,70, 26,15 e 30,04 mg L⁻¹, nas LATs 1, 2 e 3, respectivamente). Em todos os casos, para a variável *Escherichia coli*, foram removidas 2 unidades logarítmicas. A caracterização da comunidade fitoplanctônica mostrou que a adição de CO₂ favoreceu as clorofíceas em relação às cianobactérias e diatomáceas. Os resultados mostraram também que a fonte de CO₂ não influenciou na composição bioquímica da biomassa, não havendo diferença estatística ($p < 0,05$) entre os resultados encontrados. Os Valores Presentes Líquidos (VPLs) negativos mostraram que nenhum dos dois projetos é viável. Ao se comparar os VPLs, esse valor foi maior quando CO₂ industrial foi utilizado para produzir biomassa que seria utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal. Ao contrário, quando a biomassa produzida foi utilizada como matéria-prima para a produção de biocombustíveis, o VPL foi maior ao utilizar-se GECG como fonte de CO₂. Os

resultados mostraram que os investimentos de instalação de fontes externas de CO₂ em um sistema de lagoas de alta taxa que utiliza esgoto doméstico previamente tratado por tanque séptico não são economicamente viáveis para nenhuma das duas fontes de CO₂ estudadas, quando a biomassa produzida nas LATs é utilizada para a produção de biocombustíveis e como fonte de proteínas na alimentação animal. Mostraram também que nas condições desse estudo, a adição de CO₂, independentemente da fonte utilizada não influenciou no tratamento do esgoto doméstico, nem na produtividade da biomassa.

ABSTRACT

ASSIS, Tamires Condé de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2018. **Use of atmospheric emissions as a source of CO₂ in microalgae cultivation: biomass productivity and economic viability.** Adviser: Maria Lúcia Calijuri. Co-adviser: Paula Peixoto Assemany.

This study assessed the use of atmospheric emissions as a carbon source for the cultivation of microalgae in high rate algal ponds (HRAPs). Three HRAPs were used: in one, CO₂ was used at a concentration of 99,9% (HRAP 1), in the other, flue gas from the combustion of gasoline (FGCG) (HRAP 2) and in the third (HRAP 3) was not added CO₂. The gases were added on demand when the pH of the medium reached 7,5. The biomass productivity, the efficiency of the sewage treatment and the economic viability were evaluated when using each of the sources. The results showed that there was no statistical difference ($p < 0,05$) between chlorophyll *a* productivities in the three HRAPs, mean values were 0,09, 0,09 and 0,06 g m⁻² day⁻¹ respectively for the HRAPs 1, 2 and 3. Regarding removals of organic matter and nutrients, the removal values also did not differ statistically between the three ponds ($p < 0,05$), and there was no removal of phosphorus in any of the cases. The percentages of removal of chemical oxygen demand (COD) were 31,69, 30,78 and 30,42%. Regarding the removal of ammoniacal nitrogen, the percentages of removal did not allow to reduce the concentration to values below the maximum allowed by state legislation (26,70, 26,15 and 30,04 mg L⁻¹, in HRAPs 1, 2 and 3, respectively). In all cases, for the variable *Escherichia coli*, 2 log units were removed. The characterization of the phytoplankton community showed that the addition of CO₂ favored the chlorophytes in relation to cyanobacteria and diatoms. The results also showed that the CO₂ source did not influence the biochemical composition of the biomass, and there was no statistical difference ($p < 0,05$) between the results found. Net Present Values (NPVs) showed that neither project is viable. When comparing NPVs, this value was higher when industrial CO₂ was used to produce biomass that would be used as a source of protein in animal feed. In contrast, when the biomass produced was used as a raw material for the production of biofuels, the NPV was higher when using FGCG as a source of CO₂. The results showed that the investments of installation of external sources of CO₂ in a system of high rate algal

ponds using domestic sewage previously treated by septic tank are not economically viable for either of the two sources of CO₂ studied, when the biomass produced in the HRAPs is used for the production of biofuels and as a source of protein in animal feed. They also showed that under the conditions of this study, the addition of CO₂, regardless of the source used, did not influence domestic sewage treatment or biomass productivity.

1 APRESENTAÇÃO

Esse trabalho é parte dos estudos realizados no Núcleo de Pesquisas Ambientais Avançadas (nPA) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa (UFV) que englobam tratamento de efluentes e produção de biomassa algal, bem como obtenção de bioenergia e outros produtos de valor agregado derivados dessa integração.

O objetivo desse estudo foi avaliar a viabilidade de utilização de emissões atmosféricas como fonte externa de CO₂ no cultivo de microalgas para otimização do tratamento de esgoto doméstico em lagoas de alta taxa (LATs) e produção de biomassa.

Os resultados obtidos até o momento pelo grupo mostraram que a adição de CO₂ permite adotar maiores profundidades nas LATs e otimiza a recuperação de nutrientes por meio da assimilação na biomassa algal (Couto, 2016). As pesquisas mostraram também que ao se utilizar sistemas híbridos para o cultivo, maiores produtividades são alcançadas quando se realiza suplementação com CO₂ (Assis, 2016).

Essa pesquisa é parte integrante do projeto “Biotecnologia de microalgas para valorização de nutrientes e conservação da água e do solo” aprovado junto ao CNPq no edital n°36/2013, Processo 403013/2013-5.

Esse documento foi organizado em dois capítulos principais, além de introdução geral, hipóteses, objetivos e conclusão geral. No Capítulo I, avaliou-se a produtividade da biomassa e a eficiência do tratamento de esgoto doméstico em LATs utilizando duas diferentes fontes de CO₂. No Capítulo II, avaliou-se a viabilidade econômica da utilização de gases de emissão como fonte de CO₂ no cultivo de microalgas.

2 INTRODUÇÃO GERAL

As águas residuárias domésticas caracterizam-se pela presença de nitrogênio e fósforo em elevadas concentrações (42,3 mg L⁻¹ de nitrogênio total e 35,4 mg L⁻¹ de fósforo total (Komolafe et al., 2014)). Esses nutrientes tornam o esgoto doméstico uma opção interessante de meio de cultivo de biomassa algal do ponto de vista ambiental e econômico. A assimilação desses nutrientes pelas microalgas minimiza os impactos negativos causados pelo lançamento desse esgoto em corpos hídricos. Dessa forma, o cultivo de biomassa algal em efluente doméstico proporciona o tratamento do efluente, a recuperação dos nutrientes por meio da biomassa coletada ao final do processo, além da obtenção de uma fonte alternativa de água para reuso.

As lagoas de alta taxa (LATs) são muito utilizadas para o cultivo de microalgas devido à simplicidade de construção e fácil operação, quando comparadas, por exemplo, aos fotobiorreatores (Razzak et al., 2013; Craggs et al., 2014). As condições estabelecidas nos reatores de cultivo permitem que as algas capturem a energia solar para produção de biomassa e O₂. Por meio de uma relação de simbiose, as bactérias utilizam o O₂ liberado pelas algas durante a fotossíntese para decompor aerobiamente a matéria orgânica presente no esgoto. E as algas utilizam o CO₂ oriundo da degradação da matéria orgânica realizada pelas bactérias.

Embora o esgoto doméstico possa suprir a exigência das microalgas em termos de água, nitrogênio e fósforo, existe limitação de carbono inorgânico no meio. Essa limitação se deve principalmente à razão C:N (carbono : nitrogênio) ser normalmente baixa nos esgotos (tipicamente 3:1 em esgotos domésticos) quando comparado à biomassa algal (tipicamente 6:1) (Park e Craggs, 2010; Craggs et al., 2014 e Cooke e Mouradov, 2015). Para aumentar a disponibilidade de carbono, CO₂ pode ser adicionado às lagoas. Essa adição aumenta o crescimento algal e a assimilação de nutrientes (Craggs et al., 2014 e Cooke e Mouradov, 2015).

O CO₂ pode ser adicionado em elevadas concentrações, utilizando cilindros do gás com alto grau de pureza (99,9%), porém essa é uma técnica cara, podendo comprometer a utilização do sistema principalmente em escalas comerciais. Para minimizar o custo, CO₂ pode ser adicionado nas lagoas na forma de gases de emissão. O aproveitamento de emissões atmosféricas além de diminuir os custos do processo do tratamento do efluente, contribui para a mitigação de gases de efeito estufa, cujas emissões vêm aumentando a cada ano.

O cultivo de microalgas pode ser associado a processos industriais que liberam CO₂, de forma que esse gás possa ser canalizado e introduzido no sistema de tratamento. Estudos mostram que certas espécies de microalgas podem ser cultivadas em 10 a 15% de CO₂ (Tang et al., 2011), concentração normalmente presente em plantas de gases de emissão (Lee et al., 2002).

Apesar das vantagens, a utilização de gases de emissão impõe concentrações extremas às microalgas, como a presença de compostos inibitórios como CO, NO_x, SO_x e metais pesados, que podem afetar o metabolismo e a função biológica de algumas espécies de microalgas (Lee et al., 2002, Talec et al., 2013).

É importante destacar que a instalação de sistemas de adição de CO₂ nas LATs demanda investimentos, independentemente da fonte de CO₂ utilizada. É, portanto, necessário verificar se a implantação dessas técnicas é viável economicamente para a produção de biomassa em LATs.

Diante disso, o objetivo desse estudo foi verificar a influência dos compostos presentes no gás de emissão da combustão da gasolina (GECG) no tratamento de esgoto doméstico e produtividade da biomassa. Além disso, realizar uma análise da viabilidade econômica da adição de gás de emissão como fonte de CO₂ em um sistema de lagoas, considerando a biomassa produzida como receita final. Para a apresentação dos resultados obtidos, esta dissertação foi estruturada em dois capítulos escritos na forma de artigos científicos, conforme apresentado a seguir:

- **Capítulo I:** “Produção de biomassa algal e tratamento de efluentes utilizando emissões atmosféricas como fonte de CO₂ em lagoas de alta taxa”
- **Capítulo II:** “Viabilidade econômica da utilização de emissões atmosféricas como fonte de CO₂ no cultivo de microalgas”

2.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CRAGGS, R.; PARK, J.; HEUBECK, S.; SUTHERLAND, D. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal of Botany**, v. 52, n. 1, p. 60-73, 2014.

COOKE, B.; MOURADOV, A. Microalgae as bioremediators of polluted ecosystems. **Current Biotechnology**, v. 4, p. 416-425, 2015.

KOMOLAFE, O.; ORTA, S. B. V.; MONJE-RAMIREZ, I.; NOGUEZ, I. Y.; HARVEY, A. P.; LEDESMA, M. T. O. Biodiesel production from indigenous microalgae grown in wastewater. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 297-304, 2014.

LEE, J. S.; KIM, D. K.; LEE, J. P.; PARK, S. C.; KOH, J. H.; CHO, H. S.; KIM, S. W. Effects of SO₂ and NO on growth of *Chlorella* sp KR 1. **Bioresource Technology**, v. 82, n. 1, p. 1-4, 2002.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

RAZZAK, S. A.; HOSSAIN, M. M.; LUCKY, R. A.; BASSI, A. S.; DE LASA, H. Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing - A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 27, p. 622-653, 2013.

TALEC, A.; PHILISTIN, M.; FERREY, F.; WALENTA, G.; IRISSON, J. O.; BERNARD, O.; SCIANDRA, A. Effect of gaseous cement industry effluents on four species of microalgae. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 353-359, 2013.

TANG, D. H.; HAN, W.; LI, P. L.; MIAO, X. L.; ZHONG, J. J. CO₂ biofixation and fatty acid composition of *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa* in

response to different CO₂ levels. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 3071-3076, 2011.

3 HIPOTÉSES

A presença de compostos como CO e NO_x no gás de emissão da combustão da gasolina (GECG) não afeta o crescimento das microalgas.

A utilização de gases de emissão como fonte de CO₂ é uma alternativa economicamente viável para a deficiência de carbono nas lagoas de alta taxa.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a utilização de emissões atmosféricas como fonte de CO₂ em lagoas de alta taxa.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência dos outros compostos presentes no gás de emissão da combustão da gasolina (GECG) no crescimento das microalgas e produtividade da biomassa;
- Avaliar a eficiência do tratamento de esgoto doméstico em LATs utilizando diferentes fontes de CO₂;
- Avaliar a produtividade de clorofila *a* e a composição da comunidade fitoplanctônica utilizando diferentes fontes de CO₂;
- Avaliar os custos envolvidos na produção de biomassa com adição de CO₂ advindo de gases de emissão.

5 CAPÍTULO I: PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL E TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZANDO EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO₂ EM LAGOAS DE ALTA TAXA

Resumo

O cultivo de microalgas em esgoto doméstico é limitado pela deficiência de carbono no meio. Para contornar esse problema e otimizar a produção de biomassa algal, é realizada a suplementação com uma fonte externa de carbono. Duas fontes externas podem ser utilizadas: carbono na forma de CO₂ industrial ou emissões atmosféricas. Esse estudo avaliou a possibilidade de utilizar emissões atmosféricas como fonte externa de carbono no cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa (LATs) para tratamento de esgoto doméstico e produtividade de biomassa. Para isso foram utilizadas três LATs: em uma foi utilizado CO₂ a uma concentração de 99,9% (LAT 1), na outra, gás de emissão da combustão da gasolina (LAT 2) e na terceira (LAT 3) não houve qualquer suplementação de carbono. Os gases foram adicionados mediante demanda, quando o pH do meio atingia 7,5. Para avaliar o tratamento do esgoto e a produção de biomassa, foram coletadas amostras uma vez por semana, durante a operação. Para o estudo da influência dos demais compostos presentes na emissão atmosférica, foi realizada a caracterização desse gás. Os resultados mostraram que não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre as produtividades de clorofila *a* nas três LATs, os valores médios foram 0,09, 0,09 e 0,06 g m⁻² dia⁻¹ respectivamente para as LATs 1, 2 e 3. No que diz respeito às remoções de matéria orgânica e nutrientes, os valores de remoção encontrados também não diferiram estatisticamente entre as três lagoas ($p < 0,05$), sendo que não houve remoção de fósforo em nenhum dos casos. As porcentagens de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) foram de 31,69, 30,78 e 30,42 %. Já em relação à remoção de nitrogênio amoniacal, as porcentagens de remoção não permitiram reduzir as concentrações a valores abaixo do máximo permitido pela legislação estadual vigente (26,70, 26,15 e 30,04 mg L⁻¹, nas LATs 1, 2 e 3, respectivamente), que estabelece um máximo de 20 mg L⁻¹. Em todos os casos, para a variável *Escherichia coli*, foram removidas 2 unidades logarítmicas. Os demais compostos presentes na emissão, além do CO₂, apesar de terem mantido o pH da LAT 2 mais baixo, não influenciaram no tratamento do esgoto e nem na produtividade da biomassa. A caracterização da comunidade fitoplanctônica mostrou que a adição de CO₂ favoreceu as clorofíceas

em relação às cianobactérias e diatomáceas. Os resultados encontrados indicaram que nas condições desse estudo, utilizando esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico como meio de cultivo de microalgas, a adição de CO₂, independentemente da fonte utilizada, não influenciou no tratamento do esgoto doméstico, nem na produtividade de biomassa. Indicaram também que é possível utilizar GECG como fonte externa de carbono no cultivo de microalgas, uma vez que os resultados encontrados para as duas fontes não diferiram estatisticamente entre si ($p < 0,05$), além disso, os demais gases presentes não são capazes de influenciar o crescimento desses microrganismos.

Palavras-chave: esgoto doméstico; lagoas de alta taxa; microalgas; suplementação com CO₂.

5.1 INTRODUÇÃO

O dióxido de carbono (CO_2) é considerado um dos principais gases agravadores do efeito estufa. No Brasil, o setor de energia é o terceiro maior responsável pelas emissões desse gás, antecedido por mudanças de uso da terra e floresta e, agropecuária. Em 2016, foram emitidas mais de 2 bilhões de toneladas de CO_2 no país. Dessa quantidade, 18,6% diz respeito ao setor de energia, em sua maioria pela queima de combustíveis (Seeg, 2016).

Outra questão ambiental preocupante e que tem recebido muita atenção é o aumento da produção de esgotos domésticos e industriais associados à taxa de crescimento populacional e urbanização e o conseqüente lançamento desse esgoto sem o devido tratamento em corpos d'água. Substâncias presentes no esgoto, como amônia, nitratos e fosfatos podem contribuir para a eutrofização dos corpos receptores (Arbib et al., 2013) se não removidas ou reduzidas até o limite permitido pela legislação. No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH, de 05 de maio de 2008 estabelece os padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos e permite um máximo de 180 mg L^{-1} de demanda química de oxigênio (DQO) e 20 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal no esgoto.

As microalgas destacam-se nesse panorama por sua capacidade de tratarem o esgoto ao mesmo tempo que fixam o CO_2 (Pires et al., 2012; Farrelly et al., 2013). Com taxa de crescimento rápido, elas assimilam os nutrientes em sua biomassa que pode se transformar em matéria prima para produtos como bicompostíveis e fertilizantes (Savage e Hestekin, 2013).

Dentre os fatores que influenciam o crescimento das microalgas em alguns efluentes, a limitação de carbono no meio de cultivo é uma das principais desvantagens. Esta limitação pode prejudicar o crescimento das microalgas e, conseqüentemente, contribuir para uma remoção incompleta de nutrientes (Park e Craggs, 2011b; Sutherland et al., 2016). A fim de superar a limitação de carbono, o CO_2 pode ser adicionado aos sistemas de cultivo.

A suplementação com CO_2 não apenas aumenta a disponibilidade de carbono para o crescimento das microalgas, como também promove a recuperação de nutrientes por assimilação na sua biomassa, uma vez que impedirá o aumento do pH, ocasionado pela atividade fotossintética, mitigando as perdas de nitrogênio pela volatilização da amônia, e a precipitação do fósforo (Heubeck et al., 2007; Fernández

et al., 2012; Cai et al., 2013). Os primeiros estudos sobre o aumento da produção de microalgas por meio de adição de CO₂ datam dos anos de 1960 (Heubeck et al., 2007). Desde então, muitos autores reportam o aumento significativo de produção de biomassa e remoção de nutrientes quando uma fonte externa do gás é utilizada no cultivo (de Godos et al., 2010; Posadas et al., 2015).

Dentre as várias estratégias de captura de CO₂, a fixação biológica pelas microalgas é uma opção ambientalmente sustentável e uma das técnicas mais eficazes (He et al., 2012). A habilidade de algumas espécies de microalgas de tolerar elevadas concentrações de CO₂ permite a integração desse gás ao sistema de cultivo (Li et al., 2008). O uso de gases de emissão para essa finalidade surge como uma alternativa visando ao mesmo tempo a otimização da produção de biomassa algal, o tratamento de esgotos e a mitigação de gases de efeito estufa.

Além do CO₂, normalmente presente entre 5 – 15% (Lee et al., 2002; Li et al., 2008), os gases de emissão podem conter outros compostos como, NO_x, SO_x, carboidratos não queimados (C_nH_m), CO, N₂, O₂ e material particulado (Lee et al., 2002; Van den Hende et al., 2012). Alguns autores já estudaram a tolerância das microalgas a alguns desses compostos (Nagase et al., 2001; Vaz et al., 2016) e também a toxicidade, que pode interferir no crescimento celular de algumas espécies (Lee et al., 2002).

A concentração de CO₂ no gás altera as relações competitivas entre as espécies, levando a mudanças na abundância relativa (Low-Décarie et al., 2011). Estudos mostram que um aumento nas concentrações de CO₂ favorece as clorofíceas sobre as cianobactérias e diatomáceas (Low-Décarie et al., 2011). Entender essas alterações na comunidade fitoplanctônica é muito importante, pois a comunidade presente pode influenciar diretamente na separação da biomassa algal, uma vez que maiores ou menores concentrações de CO₂ podem favorecer ou não o crescimento de espécies mais sedimentáveis (Park et al., 2011). Além disso, dependendo das espécies presentes, a biomassa poderá ser destinada para diferentes propósitos, uma vez que a quantidade de proteínas, carboidratos e lipídeos diferirá para cada espécie (Becker, 2007).

O objetivo desse estudo foi avaliar a produtividade de biomassa, a composição da comunidade fitoplanctônica e a eficiência do tratamento de esgoto doméstico em LATs utilizando duas diferentes fontes de CO₂: CO₂ com elevado grau de pureza (99,9%) e gás de emissão da combustão da gasolina (GECG).

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi conduzido na área experimental do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W). O município de Viçosa está localizado na zona da mata mineira e é caracterizado por um clima úmido com verões chuvosos e invernos secos, apresentando déficit hídrico no período de maio a setembro e um excedente entre dezembro e março. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), considerando-se dados de 1991 a 2016, a precipitação média anual no município foi de 1272 mm e a umidade relativa do ar foi de 80%. Além disso, para o mesmo período, a temperatura média do período seco, entre os meses de abril e setembro, foi de 19,5 °C enquanto no período chuvoso, entre outubro e março, ela foi de 23,3 °C.

5.2.2 UNIDADE EXPERIMENTAL

O experimento foi composto por três LATs alimentadas continuamente com esgoto doméstico previamente tratado por tanque séptico. O tanque é parte integrante da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais operada pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE – Viçosa). A Figura 5.1 apresenta a ETE.



Figura 5.1 - ETE localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais.

As LATs, em escala piloto, utilizadas no experimento possuem as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil = 0,3 m, área superficial = 3,3 m² e volume útil = 1 m³. Essas lagoas são constituídas de fibra de vidro e os pedais em aço inox, com seis lâminas. Os pedais são movimentados por motor elétrico de 0,5 cv. A rotação é reduzida por redutor acoplado ao motor e controlada por inversor de frequência (marca WEG série CFW-10). A Figura 5.2 apresenta a unidade experimental com as LATs utilizadas na pesquisa.



Figura 5.2 - Unidade experimental com as LATs utilizadas no experimento.

Para realização da suplementação com CO₂, foram utilizadas duas fontes: CO₂ em elevada concentração (99,9%), comercializado em cilindros de alta pressão (WHITE MARTINS PRAXAIR INC) e CO₂ advindo de gás de emissão, obtido mediante a queima da gasolina em um gerador de energia elétrica (Schulz S5500MG), armazenado e pressurizado em compressor (Schulz BRAVO CSL BR/100 L Trifásico) para posterior adição nas LATs. A Figura 5.3 apresenta as duas fontes de CO₂ utilizadas durante o experimento.



Figura 5.3 - (a) Gerador de energia elétrica utilizado para gerar o gás de emissão e compressor para armazenamento do gás (b) Cilindro de gás com CO₂ em elevada concentração (99,9%) e (c) Sistema de controle dos gases.

A vazão utilizada nos dois casos, foi de 1 L min⁻¹ e foi controlada por fluxômetros. A adição de CO₂ nas LATs foi controlada por meio do pH, com a utilização de controlador da marca Hach, modelo SC200, com sistema de emissão de sinal elétrico compatível com válvula solenoide, mantendo o pH do efluente nas LATs entre 7,0 e 7,5. A faixa de pH escolhida está dentro da faixa de pH de crescimento ótimo para a maioria das espécies de microalgas (7 – 8) (Couto, 2016), além disso, estudos mostram que o pH não é capaz de influenciar no tratamento do esgoto doméstico em LATs. Posadas et al. (2015) estudaram a influência de diferentes valores de pH (7, 8 e 9) no tratamento de esgoto doméstico em LATs e concluíram que o pH não influenciou no tratamento do esgoto nem na composição

bioquímica da biomassa. Sutherland et al. (2016) também estudaram a influência do pH no tratamento de esgoto doméstico em LATs e chegaram as conclusões de que não houve diferença significativa nas porcentagens de remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica quando o pH variava entre 6,5 a 8,0.

Os dados de pH, temperatura e tempo eram registrados pelo controlador a cada 30 segundos, permitindo acompanhar por quanto tempo o gás era adicionado durante o dia.

A adição de CO₂ foi realizada na parte inferior das LATs, através de coluna de carbonatação, de forma a permitir maior tempo de contato do CO₂ gasoso com o efluente. A coluna de carbonatação utilizada no estudo foi dimensionada de acordo com Putt et al. (2011) e é apresentada na Figura 5.4.

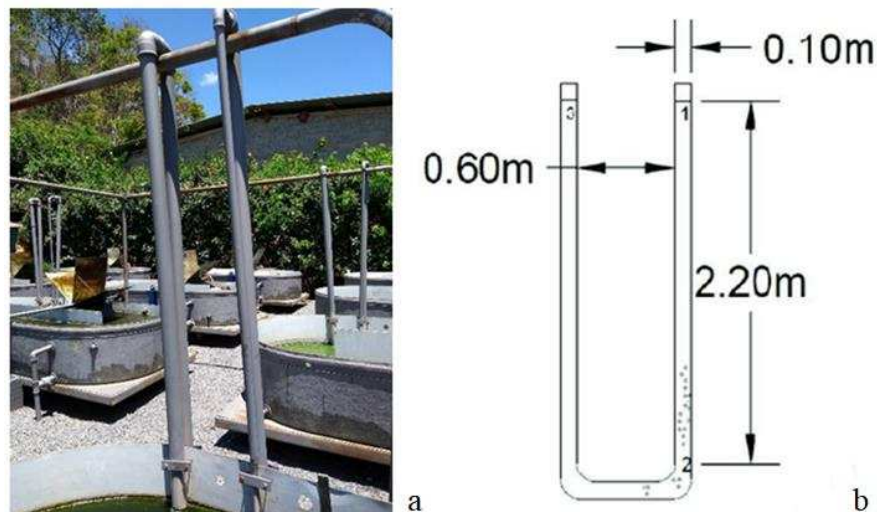


Figura 5.4 - Esquema da coluna de carbonatação. (a) Foto do experimento (b) Dimensões da coluna (1 - Entrada do efluente; 2 - Entrada do CO₂; 3 - Saída do efluente) (Fonte: Couto, 2016).

A entrada do efluente na coluna de carbonatação ocorreu pelo lado direito, por meio de uma mangueira conectada a uma bomba de aquário (Sarlobetter SB 1000A) utilizada na recirculação e o retorno do efluente para a LAT ocorreu pelo lado esquerdo.

Durante a pesquisa foram avaliadas três LATs: a primeira operando com adição de CO₂ a uma concentração de 99,9% (LAT 1), a segunda com adição de gás de emissão proveniente da combustão da gasolina (GECG) (LAT 2) e, a terceira,

uma LAT sem a adição de CO₂ (LAT 3). Na Figura 5.5 é apresentado o esquema do experimento com as três lagoas descritas.

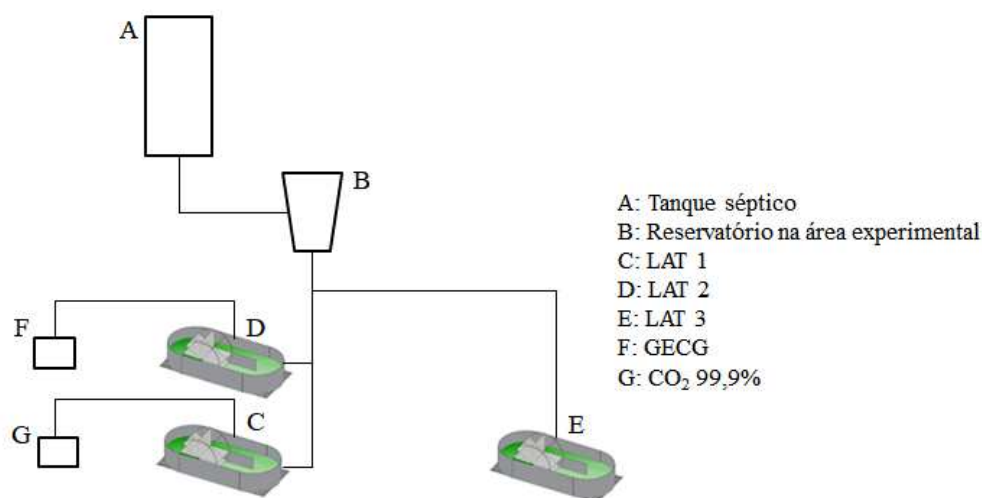


Figura 5.5 - Esquema do experimento.

5.2.3 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO

As LATs foram operadas de julho a dezembro de 2017, em dois períodos distintos: período I (tempo de detenção hidráulica (TDH) = 5 dias), de julho a agosto e período II (tempo de detenção hidráulica (TDH) = 8 dias), de setembro a dezembro. O período I foi utilizado para a produção e adaptação das microalgas e estabilização do sistema, portanto todos os resultados reportados são referentes ao período II. As coletas para realização das análises foram realizadas uma vez por semana em cada uma das três lagoas. As variáveis nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻), fósforo solúvel (P_s), demanda química de oxigênio (DQO – solúvel e total), carbono orgânico total solúvel (COT_s) e sólidos suspensos voláteis (SSV) foram medidas utilizando-se amostras compostas coletadas a cada duas horas ao longo do dia (8 às 18 horas). As análises dessas variáveis seguiram as especificações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O carbono orgânico total solúvel (COT_s) foi determinado pelo equipamento Shimadzu TOC 5000. O pH, a temperatura, o oxigênio dissolvido (OD) e a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foram mensurados *in loco*, de 2 em 2 horas. As variáveis OD, temperatura e pH foram medidas com a utilização da sonda da marca Hach, modelo HQ40d (*Luminescent*

Dissolved Oxygen para oxigênio dissolvido). A radiação fotossinteticamente ativa incidente (PAR) foi mensurada utilizando-se radiômetro LI-COR – LI-193 *Underwater Spherical Quantum Sensor*. Para determinação da clorofila *a* (chl *a*) e *Escherichia coli* (*E. coli*) as amostras foram coletadas uma vez ao dia, às 12 horas. A determinação da clorofila *a* foi feita utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente, como descrito em norma holandesa (Nederlands Norm, 1981), com base em Nush (1980). O método cromogênico-fluorogênico (Colilert®) foi utilizado para analisar *E. coli*

5.2.4 ANÁLISE DO GECCG

A análise do GECCG foi realizada em um analisador de gases - *Wuhan Cubic Optoelectronics/Gasboard 3100* para determinação da concentração percentual em volume de CO₂, CO, CH₄, C_nH_m, H₂ e O₂. Anteriormente à leitura das amostras de gás, o analisador foi calibrado para o zero (N₂) e para cada um dos canais de medida, utilizando padrões de gases de elevado grau de pureza (WHITE MARTINS PRAXAIR INC).

Para coleta do GECCG foi utilizado um *bag* de amostragem de 5 litros (Tedlar SKC Válvula única PP). A coleta foi realizada em um registro localizado antes do fluxômetro e foi feita durante três dias consecutivos, sendo que em cada dia foram coletadas três amostras: às 09 horas, 13 horas e 17 horas. O objetivo de fazer a coleta dessa forma foi averiguar a estabilidade da composição do gás ao longo do dia. As coletas foram realizadas sempre da mesma forma: na primeira coleta do dia o compressor era esvaziado e o gerador ligado para produção do gás. Após aproximadamente três minutos de funcionamento do gerador, o gás era coletado. Nas demais coletas do dia, o gás coletado era o que já estava armazenado no compressor. As amostras foram coletadas e analisadas em seguida. A análise do GECCG foi realizada no Laboratório de Biocombustíveis do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

Durante todas as análises, a vazão foi mantida em 0,7 L min⁻¹, sendo que cada análise durava em média 600 segundos. A aparelhagem consistiu de um *chiller* (para resfriamento do gás à 4°C), seguido de uma membrana hidrofílica (0,22 µm de poro e 25 mm de diâmetro). O resultado final da caracterização do gás foi obtido pela

média de todos os valores durante leitura estável. A Figura 5.6 apresenta a montagem do experimento e a coleta do GECCG.

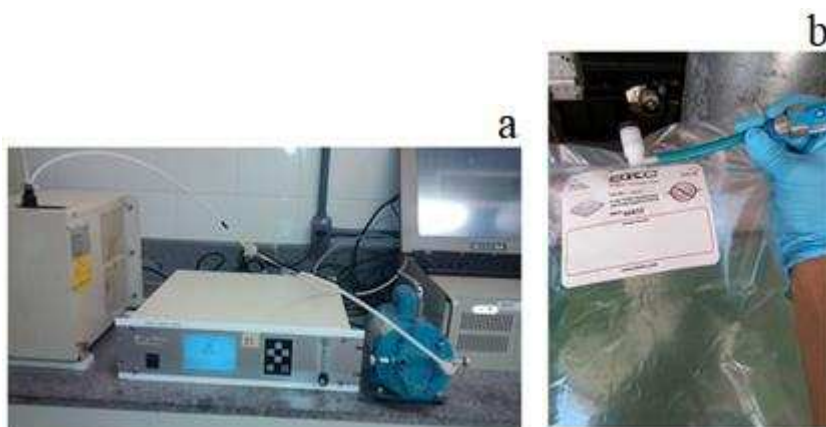


Figura 5.6 - (a) Montagem do experimento para análise do GECCG (b) Coleta do GECCG.

5.2.5 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

No início do período I, no início do período II (após duas adições de gás) e no final do período II, foram coletadas amostras para caracterização da comunidade fitoplanctônica de cada uma das LATs. Após coletadas, as amostras foram conservadas em solução de formol 4% (razão de 1:10 entre solução e amostra) e enviadas para o Laboratório de Microbiologia Ambiental, do Departamento de Biologia da Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, para a identificação.

A comunidade fitoplanctônica foi caracterizada em termos qualitativos e quantitativos. Na análise qualitativa, a identificação foi realizada por meio de microscópio óptico invertido (Olympus CK2), de acordo com método Utermol (1958) e chaves de identificação. A densidade dos organismos por amostra foi determinada utilizando os critérios descritos em APHA (2005). Para os organismos mais abundantes foi realizado o cálculo do biovolume, segundo equação proposta por Wetzel e Likens (1991).

5.2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O software R© foi utilizado para avaliar as diferenças entre os valores médios das variáveis medidas nas LATs. As diferenças estatísticas entre os grupos

experimentais foram avaliadas por análise de variância (teste Tukey), com nível de significância de 95%. Para a confecção dos gráficos apresentados foram utilizados os softwares Microsoft®Excel (Microsoft, 2013) e R© versão 64 3.3.3.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 INFLUÊNCIA DOS COMPOSTOS PRESENTES NO GECG

A Tabela 5.1 apresenta os resultados da análise do GECG utilizado como fonte externa de carbono na LAT 2. O restante da composição do gás (80,24%) é considerado em sua maioria N₂ e óxidos de nitrogênio em pequenas quantidades (Motor Vehicle Exhaust Emissions, 2017).

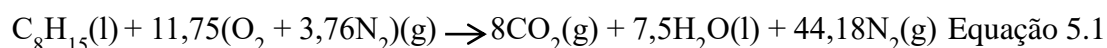
Tabela 5.1 - Caracterização do GECG.

Composto	Concentração (%)
CO	5,92 (0,15)
CO ₂	5,87 (0,17)
CH ₄	0,15 (0,02)
C _n H _m	0,02 (0,01)
H ₂	3,71 (0,13)
O ₂	4,09 (0,32)

Entre parênteses é apresentado o desvio padrão.

n (número de amostras) = 9

Se a combustão da gasolina tivesse sido completa, a emissão seria composta de: 15,33% de CO₂, 1 a 2% de CO, hidrocarbonetos não queimados e NO_x, aproximadamente 13% seria água e o restante seria N₂ (Motor Vehicle Exhaust Emissions, 2017). A Equação 5.1 apresenta a equação de combustão completa da gasolina.



As condições de queima da gasolina no presente estudo, não permitiram combustão completa, por isso os valores de referência citados acima não foram encontrados. O motor utilizado no estudo precisava estar com o afogador “puxado” para dar partida, essa condição propiciava uma mistura ar/combustível (λ) rica ($\lambda <$

1), ou seja, maior quantidade de combustível em relação ao comburente (O_2). Essa razão não estequiométrica levou à combustão incompleta. Como não há oxigênio suficiente para converter todos os átomos de carbono em CO_2 , o monóxido de carbono surge, em grande quantidade, como produto da queima (Silva et al., 2008).

Os hidrocarbonetos não queimados presentes no GECC também são produtos da combustão incompleta. Mínimas emissões desses compostos ocorrem em condições estequiométricas ou levemente pobres, ou seja, maior quantidade de comburente em relação ao combustível. Já o H_2 provém do craqueamento dos hidrocarbonetos na câmara de combustão (Silva et al., 2008).

Com o motor operando com misturas deficientes em oxigênio, as emissões de NO_x são mínimas, já que a redução da temperatura na câmara de combustão devido à combustão incompleta diminui a velocidade de reação para formação de óxido de nitrogênio (Silva et al., 2008).

O dióxido de carbono é o principal componente de interesse do GECC. Comparado com os demais compostos presentes no gás, o CO_2 é o de maior solubilidade, $1,7g\ CO_2\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm, quarenta vezes maior do que a solubilidade do O_2 ($0,042g\ O_2\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm).

O monóxido de carbono, apesar de presente em quantidade quase equivalente ao CO_2 , não é fator preocupante nem interferente no crescimento das microalgas devido à baixa solubilidade desse gás, $0,028g\ CO\ L^{-1}$ de água, 60 vezes menor do que a solubilidade do CO_2 . Dessa forma, espera-se que a presença do CO no GECC não interfira no crescimento das microalgas. O mesmo espera-se para a presença em pequena quantidade, além da baixa solubilidade dos compostos CH_4 ($0,024g\ CH_4\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm), H_2 ($0,0016g\ H_2\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm) e, O_2 . Em relação aos óxidos de nitrogênio apesar de presentes em pequena quantidade, alguns desses compostos são altamente solúveis, em geral, as espécies NO_x consistem de 95% de NO ($0,032g\ NO\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm) e 5% de NO_2 ($213,0g\ NO_2\ L^{-1}$ de água à $20\ ^\circ C$ e 1 atm) (Wang et al., 2008). Quando qualquer um desses compostos dissolve-se em água, há formação de ácido nítrico ou ácido nitroso, que podem contribuir para a diminuição do pH do meio (Equações 5.5 a 5.9). Por outro lado, o NO dissolvido no meio estará disponível como uma fonte de N para as microalgas. Nagase et al. (2001) estudaram a remoção de NO pela microalga *Dunaliella tertiolecta*, em um biorreator do tipo coluna de bolhas e concluíram que uma pequena quantidade de NO foi oxidada no meio antes da sua absorção pelas células

das algas. Eles sugeriram que o NO, por ser uma molécula pequena e apolar, pode difundir através das membranas celulares. Concluíram, também, que o NO era utilizado preferencialmente como fonte de nitrogênio pelas microalgas ao invés do nitrato.

Alguns autores já relataram que o cultivo de microalgas não é influenciado pela composição dos gases de emissão utilizados como fonte externa de carbono. Talec et al. (2013) avaliaram a tolerância de quatro espécies de microalgas aos gases presentes nas emissões de indústria de cimento e concluíram que a presença desses gases não influenciou na taxa de crescimento de nenhuma das espécies estudadas. Doucha et al. (2005) utilizaram emissão da combustão do gás natural no cultivo de *Chlorella* sp. e concluíram que a presença de óxidos de nitrogênio (até 45 mg m⁻³) e monóxido de carbono (3 mg m⁻³) no gás de emissão não influenciou negativamente o crescimento da microalga. Tastan et al. (2013) estudaram os efeitos das vazões de adição de emissões da combustão do gás liquefeito de petróleo e da gasolina no crescimento das microalgas *Phormidium* sp. e *Chlorella* sp. Os resultados obtidos mostraram que ambas as culturas foram capazes de tolerar as condições impostas pelas emissões reais utilizadas no estudo, atingindo produtividade de 1,331 g L⁻¹ para *Phormidium* sp. e 1,636 g L⁻¹ para *Chlorella* sp.

5.3.2 CONDIÇÕES AMBIENTAIS

Na Figura 5.7 é apresentado o comportamento diurno dos parâmetros (média de todos os dias de coleta) no período II: PAR ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), temperatura do efluente nas LATs (°C), porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, % de OD nas LATs e pH.

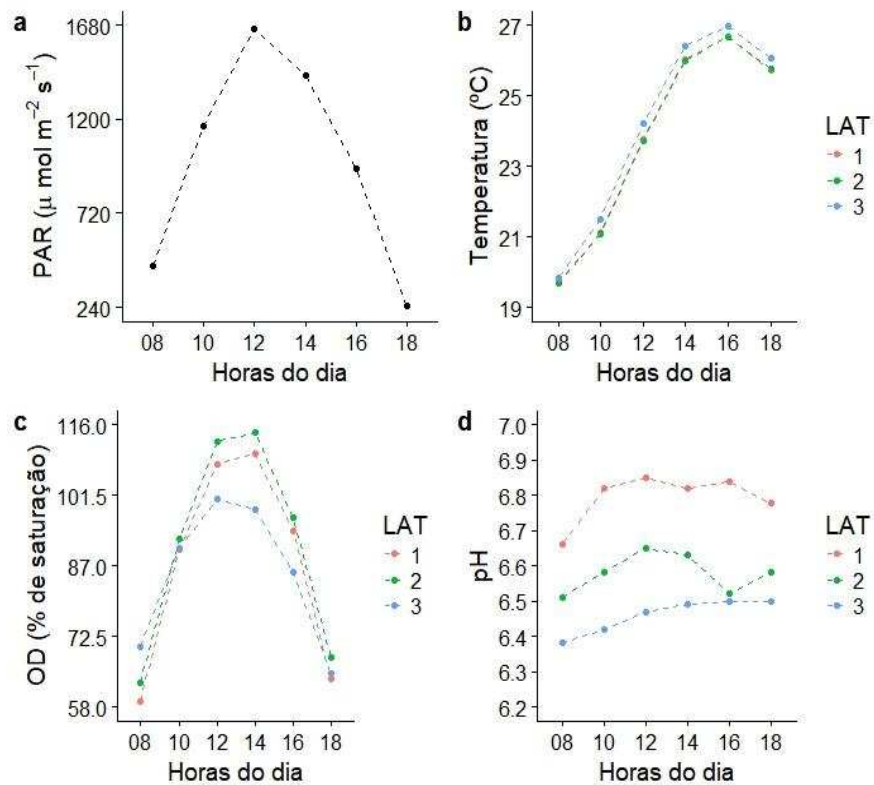


Figura 5.7 - Comportamento diurno dos parâmetros (média de todos os dias de coleta) (a) PAR, (b) temperatura, (c) % de OD e (d) pH.

n (número de amostras) = 12

Na Figura 5.7 (a), é possível observar a variação da radiação fotossinteticamente ativa durante o dia, que em média atingiu seu pico ($1661,96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) às 12 horas. Durante toda a operação, a PAR manteve-se em média entre $259,24$ e $1661,96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, sendo o menor valor medido às 18 horas.

Depois da radiação solar, a temperatura é o fator mais importante no cultivo de microalgas, tanto em sistemas abertos quanto fechados (Razzak et al., 2013). As microalgas têm uma temperatura de crescimento ideal, onde a taxa de crescimento máxima pode ser alcançada. A dependência da taxa de crescimento em relação à temperatura varia de espécie para espécie, mas em geral a faixa ótima varia entre $15 - 30^{\circ}\text{C}$ (Ras et al., 2013). A temperatura do efluente nas lagoas variou em média entre $19,72$ e $26,76^{\circ}\text{C}$ (Figura 5.7 (b)), estando dentro da faixa ótima apontada na literatura para a maioria das espécies. Ao longo do dia, a maior temperatura foi atingida às 16 horas. Observa-se que a temperatura na LAT 3 sempre se manteve acima das temperaturas das LATs 1 e 2, que em média coincidiram.

Os máximos da média de porcentagem de saturação de OD para as LATs 1, 2 e 3 foram respectivamente 110,16%, medido às 14 horas, 114,33%, medido às 14 horas e 100,82% medido às 12 horas. Durante a operação, a LAT 1 atingiu um máximo de 146,62 % de saturação, a LAT 2 184,25% e a LAT 3 140,5%, indicando maior atividade fotossintética na LAT 2. A maior porcentagem de saturação de OD foi observada nas LATs com suplementação de CO₂. Com a maior disponibilidade de CO₂ no meio, uma maior quantidade de O₂ é liberada como produto da fotossíntese.

Sutherland et al. (2015a) utilizaram suplementação com CO₂ (100%) em um sistema de lagoas de alta taxa em escala laboratorial (volume de 15 litros), controlando o pH em diferentes valores mediante a adição do gás. Nos experimentos conduzidos pelos autores, a porcentagem de saturação de OD foi menor quando o pH não era controlado pela adição de CO₂, da mesma forma que os resultados encontrados no presente estudo.

Como pode-se observar na Figura 5.7 (d) o comportamento do pH nas LATs foi semelhante, subindo mais rapidamente do início da manhã até às 12 horas e, caindo no final da tarde. A diferença no comportamento médio do pH nas LATs 1 e 2 para a LAT 3 está na suplementação com CO₂. A queda do pH nas LATs 1 e 2 seguida do seu aumento, está relacionada aos momentos de adição do gás (quando o pH começa a abaixar) e término (quando o pH volta a subir). A queda do pH dura por mais tempo na LAT 2 devido à baixa concentração de CO₂ no gás de emissão, o que aumenta o tempo para reestabelecimento do equilíbrio químico do sistema.

Nas Figuras 5.8 e 5.9 são mostrados os comportamentos dos valores de pH nas LATs 1 e 2 durante todos os dias de coleta do período II. No mês de novembro, o pH se manteve mais baixo devido às condições de chuva e baixa incidência de radiação solar.

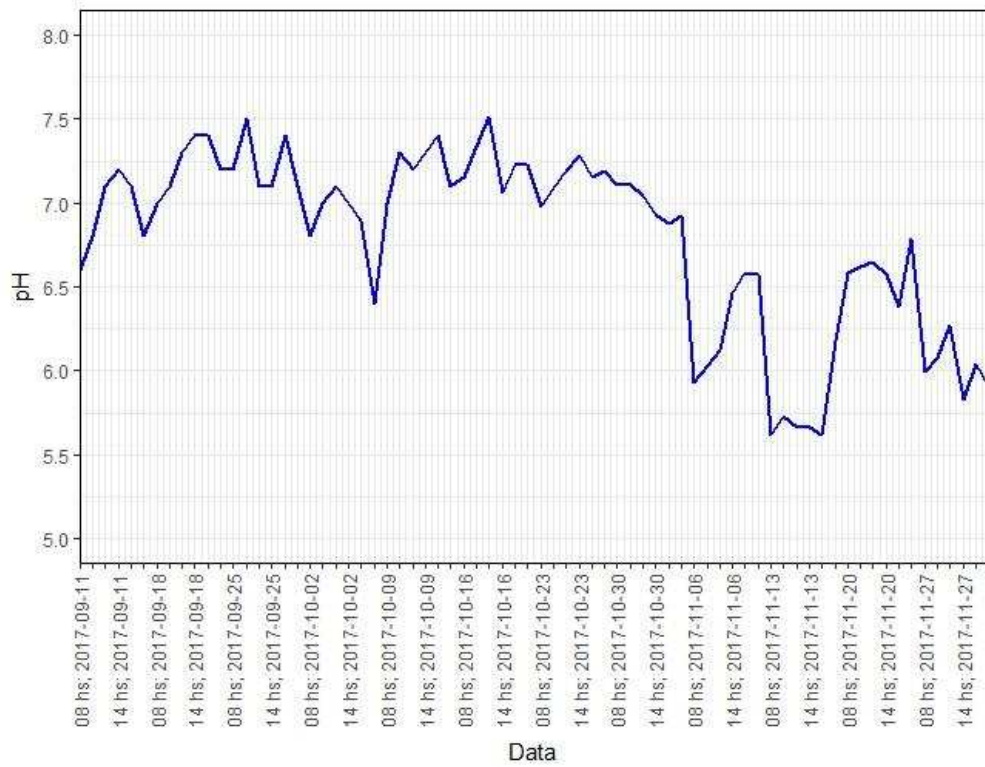


Figura 5.8 - Comportamento do pH na LAT 1 durante os dias de coleta do período II.

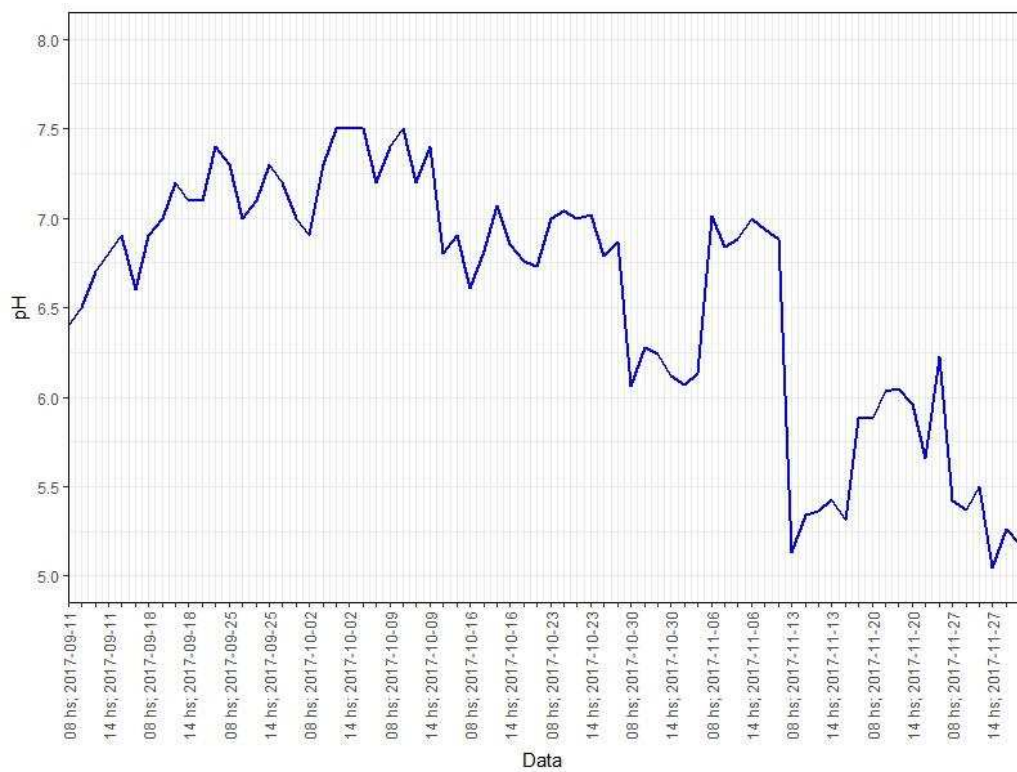
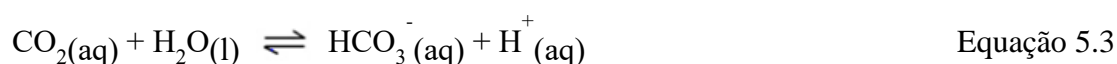


Figura 5.9 - Comportamento do pH na LAT 2 durante os dias de coleta do período II.

Nas Figuras 5.8 e 5.9 é possível observar os momentos de queda do pH em 7,5, com o acionamento da válvula solenoide e adição do gás. Quando o pH 7,0 é atingido e o fornecimento do gás é cessado e, consumo de CO₂ devido à atividade fotossintética faz com que o pH volte a subir.

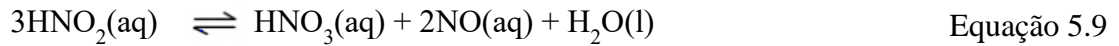
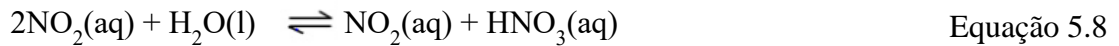
As Equações 5.2, 5.3 e 5.4 mostram os equilíbrios químicos envolvidos.



Em ambientes aquosos com pH entre 6,35 e 10,33 (o pH mais comum das culturas de microalgas), o bicarbonato é a espécie de carbonato dominante (Van Den Hende et al., 2012).

Ao se comparar a LAT 1 com a LAT 2, nota-se que mesmo mantendo-se a mesma faixa de controle de pH, em média ele é menor na LAT 2 do que na LAT 1, isso pode ser explicado devido a presença de óxidos de nitrogênio no gás de emissão da combustão da gasolina. Os NO_x apesar de presentes em uma porcentagem pequena podem interferir no pH do efluente. Quando se dissolvem em água, esses óxidos formam ácido nítrico (HNO₃) ou ácido nitroso (HNO₂) que podem contribuir para a diminuição do pH do meio. Considerando os óxidos NO e NO_x, tem-se os seguintes equilíbrios:





Como o CO_2 era adicionado sob demanda, o valor máximo de pH nas LATs 1 e 2 durante a operação foi de 7,5. Para a LAT 3 esse valor foi de 7,8. Já os valores mínimos medidos foram 5,6, 5,0 e 5,3 para as LATs 1, 2 e 3, respectivamente. Destaca-se que esses últimos foram registrados durante o mês de novembro (mês chuvoso). O valor máximo de pH atingido na LAT 3 (7,8) indica que o carbono não foi fator limitante no crescimento das microalgas. Valores bem mais elevados são reportados na literatura quando esgoto doméstico é utilizado como meio de cultivo para produção de microalgas em lagoas de alta taxa. Park e Craggs (2011a) e Sutherland et al. (2015a), por exemplo, encontraram valores máximos de pH de 9,15 e 11,2, respectivamente quando CO_2 não era adicionado ao meio de cultivo. Valores elevados de pH indicam o consumo de CO_2 e conseqüentemente a sua redução no meio devido à atividade fotossintética das microalgas. Quando o pH não se eleva, é sinal de que existe carbono suficiente no meio de cultivo.

5.3.3 PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA

Na Tabela 5.2 são apresentados os valores médios de concentração de clorofila *a* (mg L^{-1}), SSV (mg L^{-1}), produtividade de clorofila *a* ($\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), relação clorofila *a* / SSV (%), bem como os coeficientes de variação CV (%) para essas variáveis no período II para as três LATs.

Tabela 5.2 - Valores médios de concentração de clorofila *a* (mg L⁻¹), SSV (mg L⁻¹), produtividade de clorofila *a* (g m⁻² dia⁻¹), relação clorofila *a* / SSV (%) e os coeficientes de variação CV (%) para essas variáveis no período II para as LATs 1, 2 e 3.

	Clorofila <i>a</i> (mg L⁻¹)	Produtividade de clorofila <i>a</i> (g m⁻² dia⁻¹)	CV (%)	Produtividade de SSV (g m⁻² dia⁻¹)	CV (%)	Clorofila <i>a</i>/SSV (%)	CV (%)
1	2,37 (0,99)	0,09 (0,04)	41,55	6,00 (2,76)	45,96	1,52 (0,38)	24,89
2	2,42 (0,84)	0,09 (0,03)	34,92	6,12 (3,20)	52,29	1,64 (0,59)	35,73
3	1,64 (1,32)	0,06 (0,05)	80,60	5,29 (4,04)	76,31	1,29 (0,73)	56,46

Entre parênteses é apresentado o desvio padrão.
n (número de amostras) = 12

Os resultados apresentados na Tabela 5.2 mostram que a LAT 3 apresentou, em média durante a operação, concentração de clorofila *a* menor do que as concentrações apresentadas pelas LATs 1 e 2 e, conseqüentemente, menores produtividades de clorofila *a*. Dessa forma, a suplementação com CO₂ provocou um aumento de 44,82 e 47,55% na concentração de clorofila *a* e na produtividade de clorofila *a* nas LATs 1 e 2, respectivamente. No entanto, as variáveis clorofila *a* e produtividade de clorofila *a* não diferiram estatisticamente entre os três tratamentos ($p < 0,05$). As produtividades de SSV também foram maiores nas LATs em que foi realizada suplementação com CO₂, mas da mesma forma que para as outras variáveis, não houve diferença estatística ($p < 0,05$). Couto (2016) avaliou a produção de biomassa em LATs com diferentes profundidades, com e sem adição de CO₂, utilizando efluente doméstico pré-tratado por reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Digestion*) e, encontrou produtividade de biomassa de 7,5 g m⁻² dia⁻¹ quando CO₂ 99,9% foi adicionado aos sistemas de cultivo mantendo o pH entre 7 e 8. Utilizando também esgoto doméstico pré-tratado por reator UASB como meio de cultivo para a produção de microalgas em LATs, Santiago (2013) encontrou produtividade de SSV igual a 11,5 g m⁻² dia⁻¹, sem adição de CO₂ ao sistema. Craggs et al. (2012) obtiveram produtividade de SSV de 8,0 g m⁻² dia⁻¹ (valores medianos) em LATs construídas em escala de demonstração (1,25 ha) que não possuíam adição de CO₂.

Posadas et al. (2015) estudaram a influência do pH e da fonte de CO₂ (puro ou gás de emissão) no tratamento de esgoto doméstico secundário e na produtividade de biomassa em lagoas de alta taxa em escala piloto, durante 6 meses. Da mesma forma que no estudo apresentado aqui, os resultados encontrados pelos autores mostraram que a fonte do CO₂, seja puro ou de gás de emissão, não influenciou na produtividade da biomassa.

No início da operação todas as três LATs apresentaram relação clorofila *a* /SSV próximas da faixa 1 – 1,5%. Segundo Veloso et al. (1991), razões inferiores a 1% mostram populações não saudáveis de microalgas, devido a fatores que podem estar relacionados à predação ou demanda por nutrientes. Durante o período II, somente a LAT 3 atingiu, em dois momentos, valores abaixo de 1% (0,49% no dia 70 e 0,35% no dia 126). Nos primeiros dias de operação a relação clorofila *a* / SSV

atingiu valores próximos da faixa 1 – 1,5 % para todas as lagoas, chegando a valores máximos de 2,14, 2,48 e 2,28% respectivamente para as LATs 1, 2 e 3. Os valores médios da relação clorofila *a* / SSV nas lagoas 1, 2 e 3 não diferiram estatisticamente entre si. Couto (2016) operou essas mesmas lagoas em condições diferentes de profundidade com e sem adição de CO₂ e, seus resultados indicaram que nas LATs com adição de CO₂, o crescimento da biomassa algal contribuiu de forma mais efetiva para as concentrações de SSV. Já nas LATs sem adição de CO₂, o crescimento de bactérias e outros microrganismos heterotróficos tem maior importância no valor de SSV.

Apesar das análises estatísticas mostrarem que não houve diferença entre os resultados, os valores dos coeficientes de variação apresentados na Tabela 5.2 mostram que a adição de CO₂ melhorou a estabilidade do sistema, uma vez que os maiores CVs foram encontrados na LAT controle, em que não foi realizada suplementação com uma fonte externa de carbono.

A incidência de chuva nos últimos dias da operação contribuiu para a queda na concentração de clorofila *a* e produtividade em todas as três lagoas. A Figura 5.10, apresenta o comportamento da produtividade de clorofila *a* ($\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em relação à precipitação durante o período II.

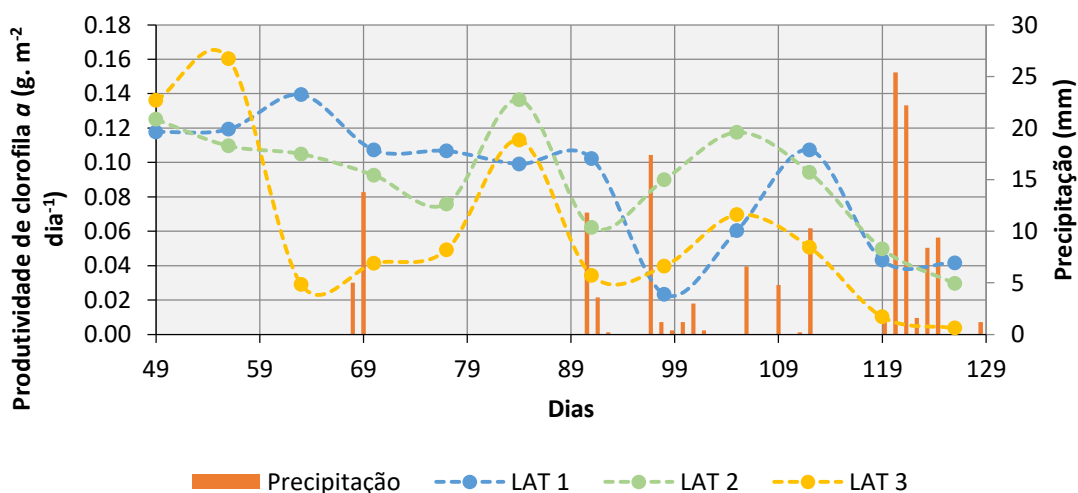


Figura 5.10 - Comportamento da produtividade de clorofila *a* nas LATs 1, 2 e 3 em relação à precipitação, durante o período II da operação.

Observa-se que a partir do dia 89 houveram vários dias de chuva e, conseqüentemente, menor incidência de radiação solar, menor temperatura e, por

consequente, menor atividade fotossintética e menores foram os valores de produtividade de clorofila *a*. A LAT 3, chegou a atingir o mínimo de 0,004 g m⁻² dia⁻¹. Com elevados níveis de carbono inorgânico dissolvido (devido à baixa atividade fotossintética) e, sob condições de baixa temperatura e pouca luz, as principais enzimas que catalisam a entrada do CO₂ no Ciclo de Calvin são inativadas (Mehrabadi et al., 2017).

5.3.4 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES

Na Tabela 5.3 é apresentada a caracterização do esgoto doméstico utilizado como meio de cultivo.

Tabela 5.3 - Caracterização do esgoto doméstico afluyente às LATs.

	Esgoto doméstico
DQO_T (mg L⁻¹)	233,97 (109,81)
DQOs (mg L⁻¹)	174,47 (63,84)
COTs (mg L⁻¹)	46,13 (23,15)
N-NH₄⁺ (mg L⁻¹)	77,40 (8,86)
N-NO₃⁻ (mg L⁻¹)	1,18 (0,95)
NTK (mg L⁻¹)	87,76 (9,93)
Ps (mg L⁻¹)	12,34 (1,88)
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL⁻¹)	7,4x10 ⁴ (3,1x10 ⁵)

Entre parênteses é apresentado o desvio padrão.
n (número de amostras) = 12

Na Tabela 5.4 são apresentados os resultados médios (mg L⁻¹), os coeficientes de variação (%) e as porcentagens de remoção das variáveis DQOs, COTs, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, NTK, P_s e *E. coli* em cada uma das LATs.

Tabela 5.4 - Concentrações finais e porcentagens de remoção de matéria orgânica e nutrientes em cada uma das LATs.

	LAT 1	CV (%)	% Remoção	LAT 2	CV (%)	% Remoção	LAT 3	CV (%)	% Remoção
DQOs (mg L⁻¹)	110,25 (15,09)	13,69	31,69	110,82 (34,24)	30,90	30,78	112,86 (19,96)	17,69	30,42
COTs (mg L⁻¹)	31,20 (2,91)	9,33	23,55	30,75 (1,97)	6,40	24,57	30,10 (0,59)	1,96	25,50
N-NH₄⁺ (mg L⁻¹)	26,70 (3,86)	14,47	65,15	26,15 (3,28)	12,54	65,69	30,04 (9,79)	32,59	60,97
N-NO₃⁻ (mg L⁻¹)	93,58 (84,12)	89,89	-19702,69	80,17 (77,51)	96,69	-17455,29	100,33 (76,78)	95,37	-20276,70
NTK (mg L⁻¹)	32,29 (10,84)	33,58	40,92	36,23 (6,25)	17,24	37,87	33,34 (8,84)	26,50	49,96
Ps (mg L⁻¹)	13,23 (2,00)	15,11	-8,42	13,50 (1,64)	12,13	-11,26	13,76 (1,39)	10,11	-13,48
<i>E. coli</i> (NMP100mL⁻¹)	5,8x10 ² (2,1x10 ⁴)	3,6x10 ¹	2 unid log ^a	8,9x10 ² (6,2x10 ³)	0,7x10 ¹	2 unid log ^a	8,7x10 ² (2,0x10 ⁴)	2,3x10 ¹	2 unid log ^a

Em parênteses é apresentado o desvio padrão.

Resultados negativos de remoção indicam um aumento na variável.

^a Remoção em unidades logarítmicas.

n (número de amostras) = 12

A remoção de matéria orgânica do esgoto doméstico foi avaliada em termos de DQO_s e COT_s. Em todas as três lagoas, a concentração final de DQO solúvel alcançada está abaixo da concentração máxima permitida (180 mg L⁻¹) pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008 (que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes e, dá outras providências).

As porcentagens de remoção de DQOs e COTs foram próximas para as três lagoas, não apontando diferença estatística entre os tratamentos ($p < 0,05$). As porcentagens de remoção encontradas para as duas variáveis citadas, estão abaixo dos valores encontrados por Assis et al. (2017), que utilizaram as mesmas lagoas de alta taxa com suplementação de CO₂ para tratar esgoto doméstico pré - tratado em um reator UASB. Os autores encontraram remoção de 46% para DQO_s e 53% para COTs. Posadas et al. (2015) estudaram a influência do pH e da fonte de CO₂ no tratamento de esgotos e produção de biomassa. Os autores encontraram diferenças quase insignificantes entre as remoções de DQO e COT em diferentes valores de pH (7, 8 e 9), o que sugere pouca influência do pH na remoção de matéria orgânica de águas residuárias. Quando se comparavam as fontes de CO₂, os autores encontraram eficiências de remoção ligeiramente superiores quando gás de emissão foi utilizado como fonte de CO₂, ao invés de CO₂ em elevadas concentrações. Vale destacar que os autores trabalharam com esgoto doméstico e lagoas de alta taxa em escala piloto (volume útil aproximado de 800 L). Da mesma forma, para o presente trabalho não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre os valores de remoção de matéria orgânica nas lagoas, indicando que para a remoção de matéria orgânica não há diferença entre os tratamentos.

Segundo Picot et al. (1991), as principais vias de remoção de nutrientes em lagoas de alta taxa são: 1) assimilação fotossintética, ou seja, incorporação de nutrientes à biomassa algal e 2) volatilização do nitrogênio e precipitação do fósforo com elevação do pH do meio. Park e Craggs (2011a) destacaram a assimilação e a nitrificação como as principais rotas de transformação de N-NH₄⁺. Apesar da preferência das microalgas por nitrogênio amoniacal, o nitrato pode representar uma importante fonte de nitrogênio para o crescimento desses microrganismos (Couto, 2016).

O aumento na concentração de nitrato aliado às elevadas remoções de nitrogênio amoniacal, indicam a ocorrência de nitrificação. Uma vez que valores de pH > 8,5 não foram atingidos, mesmo na LAT 3 onde não houve o controle do pH, a assimilação pela biomassa representou a principal forma de transformação do nitrogênio amoniacal. Valores de pH elevados (> 9) prejudicam o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (Sutrheland et al., 2015), porém como em todas as três LATs o pH foi mantido abaixo de 9, o desenvolvimento dessas bactérias não foi prejudicado.

Os valores apresentados na Tabela 5.4 mostram que em nenhuma das lagoas a concentração final de nitrogênio amoniacal atendeu o valor máximo estabelecido na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG N°1 de 05 de maio de 2008 (20 mg L⁻¹). Observa-se também que todas as três lagoas atingiram valores de remoção semelhantes, não diferindo estatisticamente entre si (p < 0,05).

É importante destacar que o fato do esgoto doméstico anaerobiamente tratado possuir elevada concentração de N-NH₄⁺, torna a remoção encontrada consideravelmente satisfatória. Couto et al. (2015) trataram esgoto doméstico de um reator UASB com uma concentração inicial de N-NH₄⁺ inferior, 45,3 mg L⁻¹ e, também não atingiram os limites de lançamento de nitrogênio amoniacal estabelecidos pela legislação estadual. Nesse estudo, a nitrificação também foi a principal forma de transformação do nitrogênio. González-Fernandez et al. (2011) também tiveram a nitrificação como principal processo de transformação de N-NH₄⁺ no tratamento de efluente anaeróbio em lagoas com produção de microalgas, obtendo até 80 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻ no efluente tratado. Os autores atribuíram a elevada concentração de nitrato ao fato de que, por não ser um efluente facilmente biodegradável, o OD foi utilizado pelas bactérias preferencialmente na nitrificação em relação à oxidação da matéria orgânica.

Tanto no esgoto doméstico, quanto nas três LATs, a maior parte do nitrogênio total corresponde ao nitrogênio amoniacal. Camargo Valero (2008) sugere que o aumento das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal em relação ao NTK seria em razão de que grande parte do nitrogênio amoniacal estaria sendo convertido a nitrogênio orgânico devido à assimilação pelas algas.

Alguns autores estudaram a influência do pH, da fonte e da concentração de CO₂ na remoção de nutrientes. Posadas et al. (2015) avaliaram suplementação com CO₂ em elevadas concentrações e gás de emissão em diferentes valores de pH. Os

autores afirmaram que nem a fonte, nem o pH (7, 8 ou 9) exerceram efeito significativo nas remoções de nitrogênio. Sutherland et al. (2016) concluíram que o aumento da produtividade de microalgas com adição de CO₂ não resultou em aumento da remoção de nutrientes dissolvidos (nitrogênio e fósforo). Para esses autores, assim como os resultados apresentados aqui, as concentrações de nitrato foram maiores quando não se controlava o pH. A adição de CO₂ pode ter inibido o processo de nitrificação, através da diminuição da atividade das bactérias nitrificantes com o decaimento do pH.

O fato de o nitrogênio representar uma maior porcentagem do peso seco das algas torna a assimilação pela biomassa menos evidente para o fósforo (Nurdogan e Oswald, 1995). Os ortofosfatos representam cerca de 80% do fósforo total durante o tratamento biológico em uma lagoa de alta taxa. Dentre as diversas formas de ortofosfatos presentes em equilíbrio, a forma predominante, diante do pH usual do esgoto doméstico, é HPO₄²⁻ (Nurdogan e Oswald, 1995), que juntamente com H₂PO₄⁻ são as formas preferidas pelas algas durante seu metabolismo (Cai et al., 2013).

Como nesse trabalho, valores de pH elevados não foram atingidos, a remoção de fósforo via precipitação química não era esperada. Os resultados apresentados na Tabela 5.4 mostram que o tratamento não foi capaz de remover fósforo dissolvido, apresentando inclusive aumento da sua concentração em todas as três lagoas.

Lizzul et al. (2014) utilizaram gases de emissão para cultivo da microalga *Chlorella sorokiniana* em diferentes meios de cultura. Os resultados encontrados pelos autores não mostraram diferenças na remoção de fósforo quando CO₂ era utilizado como fonte externa de carbono. Em todos os tipos de meio de cultivo estudados, os níveis de fosfato permaneceram altos e praticamente constantes durante a operação, indicando poucos sinais de remoção.

Mehrabadi et al. (2017) avaliaram a influência de diferentes concentrações de CO₂ no cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa, em dois períodos do ano, verão e inverno. Os autores conseguiram boas remoções de fósforo, até 61% de remoção no verão, enquanto que no inverno as porcentagens de remoção caíram pela metade independentemente da concentração de CO₂ utilizada. Os autores atribuíram esse fato às baixas temperaturas e baixa incidência de radiação solar nessa época do ano.

Em se tratando de remoção de nutrientes no tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa utilizando suplementação com CO₂, diversos resultados são encontrados na literatura, porém não há um consenso sobre o real efeito da suplementação no

tratamento de águas residuárias. Na literatura, é comum o relato de resultados satisfatórios (Heubeck et al., 2007; Arbib et al., 2017) em que a suplementação com CO₂ otimizou a remoção de nutrientes, mas também de resultados em que, a suplementação, apesar de aumentar a produção de biomassa, não aumentou a remoção de nutrientes e de matéria orgânica (de Godos et al., 2010; Sutherland et al., 2015a).

Em relação à remoção de *Escherichia coli*, todas as três LATs apresentaram remoção de 2 unidades logarítmicas, não diferindo estatisticamente entre si ($p < 0,05$), o que está em consonância com outros estudos que também encontraram remoções iguais ou próximas (Santiago et al., 2013; Assis, 2016). A remoção de *E. coli* nas lagoas de alta taxa está relacionada com diversos fatores, crescimento da biomassa algal que pode reduzir os efeitos da radiação ultravioleta no interior da lagoa e prejudicar a inativação dos microrganismos, ou até mesmo servir de abrigo para indicadores de contaminação fecal (Couto, 2016), a própria incidência de radiação ultravioleta (Ansa et al., 2012), e o pH, que quando atinge valores elevados (> 9) contribui para o decaimento desses microrganismos (Maynard et al., 1999).

Heubeck et al. (2007) investigaram a influência da adição de CO₂ do biogás no tratamento de esgoto e produtividade de biomassa em lagoas de alta taxa. Nos experimentos sem adição de CO₂, os resultados de remoção de *E. coli* foram maiores (remoção de 2 unidades logarítmicas) do que quando se utilizava suplementação com CO₂. Os autores atribuíram esse resultado aos elevados valores de pH (> 9) atingidos durante a operação. Craggs et al. (2012) também trabalharam com tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa e da mesma forma obtiveram remoção de 2 unidades logarítmicas na concentração de *E. coli*.

Os coeficientes de variação apresentados aqui não seguiram uma tendência como os apresentados na Tabela 5.2 que indicaram maior estabilidade dos sistemas que receberam adição de CO₂. No caso da remoção de matéria orgânica e nutrientes, a adição de CO₂ só melhorou a estabilidade do sistema quando se considera a remoção de nitrogênio amoniacal.

Aliado aos vários dias de chuva e, conseqüentemente menor incidência de radiação solar, menor temperatura e, por conseguinte, menor atividade fotossintética, a alta concentração de matéria orgânica no esgoto utilizado advindo de tanque séptico contribuiu para a baixa frequência de adição de CO₂. Sutherland et al. (2015b) concluíram que baixas frequências de adição de CO₂ impactam

negativamente o tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa. Segundo os autores, não há benefícios em termos de produtividade de biomassa ou tratamento de esgoto quando se compara LATs com baixa frequência de adição de CO₂ e LATs sem adição de CO₂.

Ao comparar os dados da caracterização do esgoto doméstico utilizado nesse estudo com os dados de caracterização de esgoto doméstico pré-tratado por reator UASB, nota-se diferença principalmente em termos de concentração de matéria orgânica. Quando comparado ao esgoto doméstico pré-tratado por reator UASB, o esgoto doméstico tratado previamente por tanque séptico possui maior carga de matéria orgânica. Alguns estudos realizados utilizando-se esgoto doméstico advindo de reator UASB como meio de cultivo para produção de microalgas em LATs permitem afirmar isso. Couto (2016) utilizou em seu estudo esgoto com concentração de DQO total igual a 168,3 mg L⁻¹, já Assis (2016) trabalhou com esgoto doméstico com concentração de DQO total = 105 mg L⁻¹. Ao comparar esses dados com os dados apresentados na Tabela 5.3, observa-se que os dados encontrados na caracterização do esgoto utilizado nesse estudo foram maiores. Esses autores relataram o aumento do pH, relacionado ao consumo e, conseqüentemente demanda por CO₂, devido à atividade fotossintética das microalgas. Nas LATs sem adição de CO₂, Couto (2016) mediu um pH máximo de 11,3. Já Santiago (2013), que também trabalhou com esgoto doméstico pré-tratado por reator UASB encontrou valores de pH acima de 8,0.

A utilização de esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico foi favorável no sentido de que a elevada concentração de matéria orgânica no esgoto fez com que não houvesse a necessidade de adicionar CO₂ ao meio de cultivo, implicando na economia do sistema e, indicando que a respiração das bactérias heterotróficas foi suficiente para suprir a demanda de carbono inorgânico das microalgas. Portanto, pode-se afirmar que a característica da água residuária afluyente às LATs é de primordial importância no desempenho desse sistema quanto à necessidade de suplementação de carbono.

5.3.5 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A abundância relativa (AR %) da comunidade fitoplanctônica em cada uma das LATs no (a) início do período I, (b) no início do período II e (c) no final do período II, é apresentada na Figura 5.11.

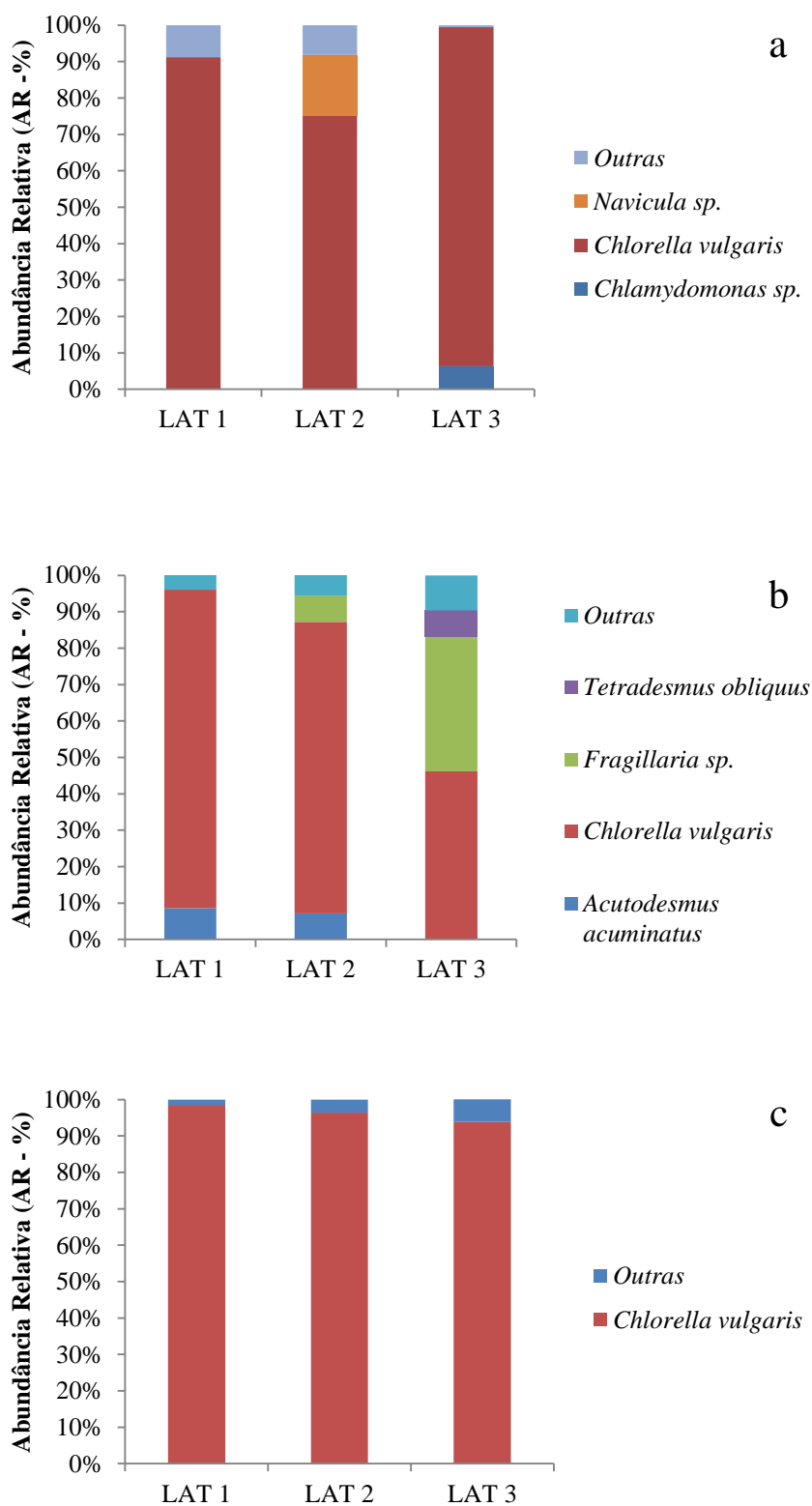


Figura 5.11 - (a) Abundância relativa (AR %) da comunidade fitoplanctônica no início do período I, (b) no início do período II e (c) no final do período II. Espécies

que apresentaram abundância relativa inferior a 5% foram contabilizadas no grupo “Outras”.

No início do período I, o gênero predominante nas três LATs foi *Chlorella* sp., sendo que a espécie mais abundante foi *Chlorella vulgaris*. A densidade de microrganismos nas LATs 1, 2 e 3 foi respectivamente $1,96 \times 10^6$, $1,26 \times 10^6$ e $3,81 \times 10^6$. Nas LATs 1 e 3 a predominância foi de clorofíceas, já na LAT 2 16,6% de abundância foi referente ao gênero *Navicula* sp. que pertence ao clado *Bacillariophyta* (diatomáceas).

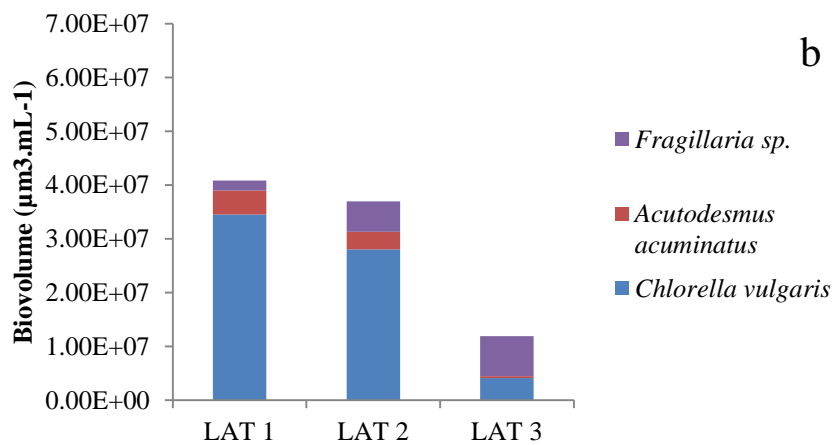
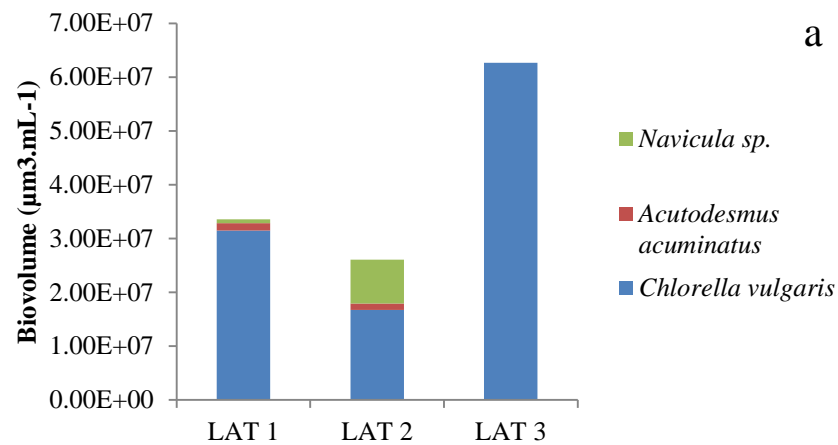
No início do período II, a espécie mais abundante permaneceu sendo a *Chlorella vulgaris* nas três lagoas. Nas LATs 1 e 2 a predominância continuou das clorofíceas, já na LAT 3, 37% da abundância relativa foi do gênero *Fragillaria* sp. que pertence ao clado *Bacillariophyta* e 3,4% da cianobactéria *Lyngbya* sp. Em relação à densidade de organismos por mL de amostra, a adição de CO₂ nas LATs 1 e 2 permitiu manter a densidade inicial ($2,24 \times 10^6$ e $1,98 \times 10^6$), já na LAT 3, a densidade caiu uma unidade logarítmica ($5,04 \times 10^5$).

Ao final do período II, as clorofíceas voltaram a dominar em todas as três lagoas, com 98,5%, 96,4% e 93,8% de abundância relativa nas LATs 1, 2 e 3, respectivamente. Nos últimos dias da operação, as condições ambientais de precipitação, e diminuição da temperatura e radiação incidente não permitiram a adição de CO₂, por esse motivo, ocorreram alterações na comunidade fitoplanctônica presente nas lagoas, com predominância da espécie *Chlorella vulgaris*. Por conta das condições ambientais, a densidade de organismos por mL de amostra diminuiu em relação às duas amostras coletadas no início do período I e no início do período II: $2,45 \times 10^5$, $8,89 \times 10^4$ e $4,84 \times 10^5$ nas LATs 1, 2 e 3 respectivamente.

Os resultados da primeira (início do período I) e segunda coleta (início do período II) mostraram que a adição de CO₂ favoreceu as clorofíceas em relação às cianobactérias e diatomáceas. Uma vez que espécies pertencentes a esses dois clados só apareceram de forma mais significativa na LAT 3.

A presença do gênero *Chlorella* sp. já era esperada e a abundância é justificada pela preferência desse gênero por ambientes ricos em nutrientes e com elevada taxa de intensidade luminosa, além de serem capazes de suportar elevada carga orgânica (Sutherland et al., 2014; Couto, 2016).

O biovolume algal, ou seja, o tamanho das algas em relação à sua biomassa está relacionado à participação de espécies de dimensões lineares máximas diferentes na estrutura de uma comunidade (Bellinger e Sigeo, 2010). O tamanho das algas pode variar dentro de uma mesma espécie, de uma espécie para outra e dentro de uma mesma espécie ao longo das fases de crescimento do ciclo de vida. Os resultados de biovolume para amostras coletadas no início do período I, no início do período II e no final do período II são apresentados na Figura 5.12.



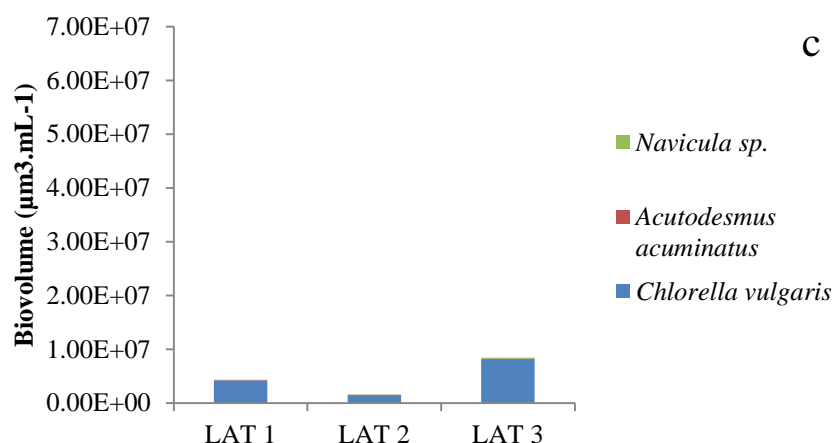


Figura 5.12 - (a) Biovolume dos organismos fitoplanctônicos presentes no início do período I, (b) no início do período II e (c) no final do período II.

Os gêneros predominantes usados para o cálculo do biovolume foram *Chlorella*, *Acutodesmus*, *Navicula* e *Fragilaria*. A análise das Figuras 5.12 (a) e (b) mostra que a adição de CO₂ não aumentou o biovolume nas LATs 1, 2 e 3.

Alguns autores afirmam que a abundância relativa de organismos fitoplanctônicos difere significativamente quando o meio é submetido a diferentes concentrações de CO₂ (Tortell et al., 2002; Low-Décarie et al., 2011; Low-Décarie et al., 2015; Sutherland et al., 2016). Os mecanismos fisiológicos de cada clado podem influenciar na capacidade dos organismos em absorver e utilizar o CO₂ (Raven, 1991; Tortell, 2000; Kardol et al., 2010), o que altera a capacidade competitiva de cada espécie levando, inclusive a mudanças taxonômicas na comunidade.

Sutherland et al. (2016) estudaram o efeito de diferentes concentrações de CO₂ (0,5, 2, 5 e 10%) no tratamento de esgoto por microalgas em lagoas de alta taxa durante o inverno. Os resultados mostraram que o biovolume total aumentou à medida que a concentração de CO₂ aumentava e que foi significativamente maior nas adições com CO₂ nas concentrações de 2 e 5 %, voltando a diminuir quando a concentração de 10% era utilizada. Os autores concluíram que as alterações na comunidade fitoplanctônica foram conduzidas principalmente pelas diferenças no pH do meio, devido às diferentes concentrações de CO₂ utilizadas e, que a adição do gás pode ser uma ferramenta para auxiliar no controle dos gêneros presentes nas lagoas de alta taxa.

Low-Décarie et al. (2015) estudaram o efeito de elevadas concentrações de CO₂, adição de nutrientes e a combinação desses fatores no crescimento de organismos fitoplanctônicos, para isso foi utilizado meio de cultivo sintético. Os resultados mostraram que o aumento da concentração de CO₂ além de aumentar o crescimento, também causou mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica. Os mesmos autores concluíram em estudos anteriores que o aumento da concentração de CO₂ levou a mudanças na capacidade competitiva entre os principais grupos taxonômicos, favorecendo as clorofíceas sobre as cianobactérias e diatomáceas (Low-Décarie et al., 2011).

Low-Décarie et al. (2011) estudaram o efeito de concentrações elevadas de CO₂ no crescimento e competição de comunidades fitoplanctônicas. O experimento foi conduzido em escala laboratorial com condições ambientais controladas e o meio de cultivo utilizado foi o *Bold's Basal Medium* modificado com silicatos e vitaminas. Os autores avaliaram seis espécies compreendendo as cianobactérias, diatomáceas e clorofíceas em meios com concentrações de CO₂ variando de 380 a 1000 ppm. Os resultados mostraram que as cianobactérias são mais eficientes na captura e aproveitamento do carbono do que as clorofíceas. Essa eficiência permitiu que as cianobactérias crescessem mais rápido do que as clorofíceas em baixas concentrações de CO₂, porém essa vantagem diminuiu à medida que a concentração de CO₂ aumenta.

Essa vantagem das cianobactérias em relação às clorofíceas em baixas concentrações de CO₂ foi observada na LAT 3, em que não houve adição de CO₂. No início do período II, a porcentagem de abundância relativa das clorofíceas nas LATs 1 e 2 foi de respectivamente 97,5 e 91,7%, enquanto que na LAT 3 foi de 59,6%. O restante da porcentagem de abundância relativa na LAT 3, 40,4%, foi de cianobactérias e diatomáceas.

5.4 CONCLUSÕES

Os resultados da análise do GECG indicaram a possibilidade de utilização de emissões atmosféricas como fonte externa de carbono no cultivo de microalgas, uma vez que os demais gases presentes não são capazes de influenciar o crescimento das microalgas devido às baixas solubilidades, exceto pelos óxidos de nitrogênio, que contribuíram para a diminuição do pH do meio, mas que ainda assim não

influenciaram o crescimento desses microrganismos. A limitação de carbono na LAT 3 levou a valores de clorofila *a* / SSV menores que 1% em alguns momentos da operação, indicando populações não saudáveis de microalgas, ou seja, maior concentração de organismos heterotróficos do que autotróficos.

Os resultados de caracterização da comunidade fitoplanctônica mostraram que a adição de CO₂ favoreceu as clorofíceas em relação às cianobactérias e diatomáceas.

A adição de CO₂ em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico não resultou no aumento da remoção de nutrientes do esgoto, nem na produtividade de biomassa, uma vez que os valores encontrados não diferiram estatisticamente ($p < 0,05$). Esses resultados podem ser atribuídos à elevada concentração de matéria orgânica no esgoto utilizado como meio de cultivo, que fez com que o pH se elevasse menos, não demandando adição de CO₂. A baixa frequência de adição de CO₂, fez com que os três sistemas não diferissem no que diz respeito ao tratamento de esgoto e produtividade de biomassa. Como não houve diferença entre os resultados, conclui-se que nas condições desse estudo não é necessário adicionar CO₂ aos sistemas de cultivo.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANSA, E. D. O.; LUBBERDING, H. J.; GIJZEN, H. J. The effect of algal biomass on the removal of faecal coliform from domestic wastewater. **Applied Water Science**, v. 2, p. 87-94, 2012.

APHA. American Public Health Association 2005. Standard Methods for examination of water and wastewater. Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation. 2005.

APHA. American Public Health Association 2012. Standard Methods for examination of water and wastewater. Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation. 2012.

ARBIB, Z.; RUIZ, J.; ALVAREZ-DIAZ, P.; GARRIDO-PEREZ, C.; BARRAGAN, J.; PERALES, J. A. Effect of pH control by means of flue gas addition on three

different photo-bioreactors treating urban wastewater in long-term operation. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 226-235, 2013.

ARBIB, Z.; DE GODOS, I.; RUIZ, J.; PERALES, J. A. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 66-72, 2017.

ASSIS, L. R. Cultivo de microalgas em esgoto doméstico com utilização de sistemas híbridos: lagoas de alta taxa e biorreator em filme. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. 102p. 2016.

ASSIS, L. R.; CALIJURI, M. L.; COUTO, E. A.; ASSEMAN, P. P. Microalgal biomass production and nutrients removal from domestic sewage in a hybrid high-rate pond with biofilm reactor. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 191-199, 2017.

BECKER, E. W. Micro-algae as a source of protein. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 2, p. 207-210, 2007.

BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. Freshwater algae: Identification and use as bioindicators. John Wiley & sons, Chichester, 2010.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. B. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013.

CAMARGO VALERO, M. A. Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds. Phd Thesis. School of Civil Engineering. The University of Leeds, Leeds. 156p. 2008.

COUTO, E. A.; CALIJURI, M. L.; ASSEMAN, P. P.; TANGO, M. D.; SANTIAGO, A. F. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 140-145, 2015.

COUTO, E. A. Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. 244p. 2016.

CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, n. 3, p. 329-337, 2012.

DE GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCIA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUNOZ, R. Influence of flue gas sparging on the performance of high rate algae ponds treating agro-industrial wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, n. 1-3, p. 1049-1054, 2010.

DOUCHA, J.; STRAKA, F.; LIVANSKY, K. Utilization of flue gas for cultivation of microalgae (*Chlorella* sp.) in an outdoor open thin-layer photobioreactor. **Journal of Applied Phycology**, v. 17, n. 5, p. 403-412, 2005.

FARRELLY, D. J.; EVERARD, C. D.; FAGAN, C. C.; McDONNELL, K. P. Carbon sequestration and the role of biological carbon mitigation: A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 21, p. 712-727, 2013.

FERNANDEZ, G. A.; FERNANDEZ, J. M.; MAGAN, J. J.; MOLINA, E. Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1344-1353, 2012.

GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCIA-GONZALEZ, M. C. Nitrogen transformations under different conditions in open ponds by means of microalgae-bacteria consortium treating pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 960-966, 2011.

HE, L.; SUBRARNANIAN, V. R.; TANG, Y. J. Experimental analysis and model-based optimization of microalgae growth in photo-bioreactors using flue gas. **Biomass & Bioenergy**, v. 41, p. 131-138, 2012.

HEUBECK, S.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. Influence of CO₂ scrubbing from biogas on the treatment performance of a high rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p. 193-200, 2007.

KARDOL, P.; CAMPANY, C. E.; SOUZA, L.; NORBY, R. J.; WELTZIN, J. F.; CLASSEN, A. T. Climate change effects on plant biomass alter dominance patterns and community evenness in an experimental old-field ecosystem. **Global Change Biology**, v. 16, n. 10, p. 2676-2687, 2010.

LEE, J. S.; KIM, D. K.; LEE, J. P.; PARK, S. C.; KOH, J. H.; CHO, H. S.; KIM, S. W. Effects of SO₂ and NO on growth of *Chlorella* sp KR-1. **Bioresource Technology**, v. 82, n. 1, p. 1-4, 2002.

LI, Y.; HORSMAN, M.; WU, N.; LAN, C. Q.; DUBOIS-CALERO, N. Biofuels from microalgae. **Biotechnology Progress**, v. 24, n. 4, p. 815-820, 2008.

LIZZUL, A. M.; HELLIER, P.; PURTON, S.; BAGANZ, F.; LADOMMATOS, N.; CAMPOS, L. Combined remediation and lipid production using *Chlorella sorokiniana* grown on wastewater and exhaust gases. **Bioresource Technology**, v. 151, p. 12-18, 2014.

LOW-DECARIE, E.; FUSSMANN, G. F.; BELL, G. The effect of elevated CO₂ on growth and competition in experimental phytoplankton communities. **Global Change Biology**, v. 17, n. 8, p. 2525-2535, 2011.

LOW-DECARIE, E.; BELL, G.; FUSSMANN, G. F. CO₂ alters community composition and response to nutrient enrichment of freshwater phytoplankton. **Oecologia**, v. 177, n. 3, p. 875-883, 2015.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary lagoons: A review of removal mechanisms and performance. **Water Research**, v. 33, n. 1, p. 1-13, 1999.

MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Effect of CO₂ addition on biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal mesocosms. **Algal Research-Biomass Biofuels and Bioproducts**, v. 22, p. 93-103, 2017.

MOTOR VEHICLE EXHAUST EMISSIONS. Disponível em: http://www.volkspage.net/technik/ssp/ssp/SSP_230.pdf Acesso em 08 de dezembro de 2017.

NAGASE, H.; YOSHIHARA, K.; EGUCHI, K.; OKAMOTO, Y.; MURASAKI, S.; YAMASHITA, R.; HIRATA, K.; MIYAMOTO, K. Uptake pathway and continuous removal of nitric oxide from flue gas using microalgae. **Biochemical Engineering Journal**, v. 7, n. 3, p. 241-246, 2001.

NEDERLANDS NORM.NEM 6520. Netherlands. 1981

NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 33-43, 1995.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35-42, 2011b.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6637-6649, 2011.

PICOT, B.; ELHALOUANI, H.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by high-rate pond system in a mediterranean climate (France). **Water Science and Technology**, v. 23, n. 7-9, p. 1535-1541, 1991.

PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SIMOES, M. Carbon dioxide capture from flue gases using microalgae: Engineering aspects and biorefinery concept. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 5, p. 3043-3053, 2012.

POSADAS, E.; MORALES, M. D.; GOMEZ, C.; FERNANDEZ, G. A.; MUNOZ, R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 2015.

PUTT, R., SINGH, M., CHINNASAMY, S., DAS, K.C. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO₂ mass transfer. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 3240–3245, 2011.

RAS, M.; STEYER, J. P.; BERNARD, O. Temperature effect on microalgae: a crucial factor for outdoor production. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 12, n. 2, p. 153-164, 2013.

RAVEN, J. A. Physiology of inorganic c acquisition and implications for resource use efficiency by marine-phytoplankton - relation to increased CO₂ and temperature. **Plant Cell and Environment**, v. 14, n. 8, p. 779-794, 1991.

RAZZAK, S. A.; HOSSAIN, M. M.; LUCKY, R. A.; BASSI, A. S.; DE LASA, H. Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing-A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 27, p. 622-653, 2013.

SANTIAGO, A. F. Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. 158p. 2013.

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. D.; DOS REIS, A. J. D. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13-14, p. 1877-1885, 2013.

SAVAGE, P. E.; HESTEKIN, J. A. A Perspective on algae, the environment, and energy. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 32, n. 4, p. 877-883, 2013.

SILVA, R.; DE MENEZES, E. W.; CATALUÑA, R. Rendimento térmico e emissões de contaminantes atmosféricos de gasolinas formuladas com etanol, MTBE e TAAE. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 980-984, 2008.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. Disponível em: <http://seeg.eco.br/> Acesso em 01 de novembro de 2017.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Wastewater microalgal production, nutrient removal and physiological adaptation in response to changes in mixing frequency. **Water Research**, v. 61, p. 130-140, 2014.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. The effects of CO₂ addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal. **Water Research**, v. 70, p. 9-26, 2015a.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Frequency of CO₂ supply affects wastewater microalgal photosynthesis, productivity and nutrient removal efficiency in mesocosms: implications for full-scale high rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, n. 5, p. 1901-1911, 2015b.

SUTHERLAND, D. L.; MONTEMEZZANI, V.; MEHRABADI, A.; CRAGGS, R. J. Winter-time CO₂ addition in high rate algal mesocosms for enhanced microalgal performance. **Water Research**, v. 89, p. 301-308, 2016.

TALEC, A.; PHILISTIN, M.; FERREY, F.; WALENTA, G.; IRISSON, J. O.; BERNARD, O.; SCIANDRA, A. Effect of gaseous cement industry effluents on four species of microalgae. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 353-359, 2013.

TASTAN, B. E.; DUYGU, E.; ILBAS, M.; DONMEZ, G. Utilization of LPG and gasoline engine exhaust emissions by microalgae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 246, p. 173-180, 2013.

TORTELL, P. D. Evolutionary and ecological perspectives on carbon acquisition in phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 3, p. 744-750, 2000.

TORTELL, P. D.; DiTULLIO, G. R.; SIGMAN, D. M., MOREL, F. M. M. CO₂ effects on taxonomic composition and nutrient utilization in an Equatorial Pacific phytoplankton assemblage. **Marine Ecology Progress Series**, v. 236, p. 37 – 43, 2002.

UTERMÖL, H. Zur Vervollkommnung ver quantitativen Phytoplankton Methodic. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VAN DEN HENDE, S.; VERVAEREN, H.; BOON, N. Flue gas compounds and microalgae: (Bio-)chemical interactions leading to biotechnological opportunities. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1405-1424, 2012.

VAZ, B. D.; COSTA, J. A. V.; DE MORAIS, M. G. CO₂ Biofixation by the cyanobacterium *Spirulina* sp LEB 18 and the green alga *Chlorella fusca* LEB 111 grown using gas effluents and solid residues of thermoelectric origin. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 178, n. 2, p. 418-429, 2016.

VELOSO, V.; REIS, A.; GOUVEIA, L.; FERNANDES, H. L.; EMPIS J. A.; NOVAIS, J. M. Lipid production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresource Technology**, v. 38, n. 2-3, p. 115-119, 1991.

WANG, H. Q.; WU, Z. B.; LIU, Y.; SHENG, Z. Y. The characterization of ZnO-anatase-rutile three-component semiconductor and enhanced photocatalytic activity of nitrogen oxides. **Journal of Molecular Catalysis a-Chemical**, v. 287, n. 1-2, p. 176-181, 2008.

WETZEL. R. G.; LIKENS. G. E. *Limnological Analysis*. 2^a ed. Springer-Verlag. 391p. 1991.

6 CAPÍTULO II: VIABILIDADE ECONÔMICA DA UTILIZAÇÃO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS COMO FONTE DE CO₂ NO CULTIVO DE MICROALGAS

Resumo

A utilização de uma fonte externa de carbono para otimização da produção de biomassa incorre em custos de investimentos e gastos operacionais no sistema. Em se tratando de aproveitamento de emissões atmosféricas, os custos estão relacionados com captura, transporte e compressão do gás. Esse estudo avaliou a viabilidade econômica de utilizar emissões atmosféricas como fonte externa de carbono no cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa (LATs) alimentadas continuamente com esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico, considerando a biomassa como receita final. Para isso foram utilizadas duas LATs: em uma foi utilizado CO₂ a uma concentração de 99,9% (LAT 1) e, na outra gás de emissão da combustão da gasolina (GECG) (LAT 2). Os gases foram adicionados mediante demanda, quando o pH do meio atingia 7,5. Para avaliar a viabilidade econômica foram calculados, o Valor Presente Líquido (VPL), a taxa ideal para o investimento e o tempo necessário para se pagar o investimento de instalação dos sistemas de adição de CO₂ nas lagoas. O cálculo da receita final foi realizado com base na produtividade de biomassa. O estudo de viabilidade econômica indicou VPLs negativos quando ambas as fontes de CO₂ foram utilizadas, não permitindo calcular nem a taxa ideal para o investimento, nem o tempo necessário para pagá-lo. Ao se comparar os VPLs, esse valor foi maior para o CO₂ industrial quando a biomassa produzida foi utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal. Ao contrário, quando a biomassa produzida foi utilizada no setor energético, o VPL foi maior ao utilizar-se GECG como fonte de CO₂. Dessa forma, os resultados mostraram que os investimentos de instalação de fontes externas de CO₂ em um sistema de lagoas de alta taxa que utiliza esgoto doméstico previamente tratado por tanque séptico não são economicamente viáveis para nenhuma das duas fontes de CO₂ estudadas, quando a biomassa produzida nas LATs é utilizada para a produção de biocombustíveis e como fonte de proteínas na alimentação animal. Os resultados mostraram também que a adição de CO₂ não influenciou na composição bioquímica da biomassa.

Palavras-chave: análise de investimentos; lagoas de alta taxa; suplementação com CO₂; Valor Presente Líquido.

6.1 INTRODUÇÃO

A queima de combustíveis fósseis para a produção de energia é responsável por grande parte das emissões antropogênicas de dióxido de carbono (CO₂) (Farrelly et al., 2013). No Brasil, as emissões desse gás devido à queima de combustíveis aumentaram 20,5% nos últimos sete anos (Seeg, 2016). Com as necessidades energéticas crescentes, a previsão é que essas emissões cresçam ainda mais. Uma redução no consumo de energia ou melhorias nos processos de combustão podem ajudar a reduzir as emissões de CO₂ (Fernández et al., 2012a). Alternativamente, as técnicas de captura e armazenamento de carbono (CCS - *carbon capture and storage*) mostram um grande potencial na redução do CO₂ liberado para a atmosfera a partir dos processos de queima (Herzog et al., 2000).

CCS refere-se a estratégias de captura do CO₂ de gases de combustão, seguido de armazenamento a longo prazo por centenas de anos. Apesar de serem capazes de contribuir com até 55% para a mitigação do CO₂ (Herzog et al., 2000), as técnicas de captura e sequestro desse gás são apontadas como não economicamente viáveis (Stewart e Hessami, 2005). O processo é dispendioso desde a captura, separação do gás, até a injeção em sumidouros geológicos e oceânicos. Também existe a preocupação de que esses métodos não sejam eficazes e seguros para sequestro a longo prazo, podendo ocorrer vazamentos dos reservatórios resultando na liberação de grandes volumes do gás (Farrelly et al., 2013). O maior desafio com essa abordagem é o custo adicional da separação de CO₂ dos gases de emissão sem nenhum ganho econômico do processo (Packer, 2009; Pires et al., 2012).

Dentre as estratégias de captura de carbono, a mitigação biológica de CO₂ chama a atenção por ser uma solução ambiental e economicamente sustentável (Stewart e Hessami, 2005). As microalgas destacam-se em meio aos demais organismos fotossintetizantes capazes de fixar CO₂, por sua habilidade de fixar esse gás enquanto captam a energia solar, com uma eficiência 10 a 50 vezes maior do que as plantas terrestres e aquáticas convencionais (Li et al., 2008). Além disso, a biomassa de microalgas pode ser usada como matéria-prima para produção de biocombustíveis e, também na fabricação de suplementos alimentares ricos em proteínas para aquicultura e pecuária (Ho et al., 2011; Fernández et al., 2012b; Farrelly et al., 2013), representando benefícios adicionais do processo de mitigação

de CO₂. O cultivo de microalgas torna-se ainda mais sustentável quando esgoto é utilizado como meio de cultivo (Wang et al., 2008).

A produção de microalgas em sistemas abertos utilizando esgoto doméstico como meio de cultivo é limitada pelo carbono. A baixa razão C:N (carbono: nitrogênio) normalmente encontrada nos esgotos domésticos, aliada a baixa concentração de CO₂ na atmosfera e baixo coeficiente de transferência de massa entre o ar e o meio de cultivo restringem o crescimento e a produtividade desses organismos (Fernández et al., 2012b). Para contornar esse problema, CO₂ deve ser fornecido ao cultivo, seja em elevadas concentrações ou na forma de gases de emissão, dependendo da finalidade da biomassa algal. Para biomassa para consumo humano, por exemplo, o uso de CO₂ em elevadas concentrações, ou misturas de CO₂-ar, é estritamente justificado. Esse mercado permite o uso de CO₂ industrial, apesar do seu alto preço, porque o preço da biomassa resultante da microalga também é alto (Fernández et al., 2012b). O uso de gases de emissão é vantajoso para aplicações de biomassa de microalgas de baixo custo e quando o processo é em larga escala, demandando grandes quantidades desse gás.

Mesmo tendo um preço inferior quando comparado ao CO₂ puro (Van den Hende et al., 2012), a utilização de CO₂ advindo de gases de emissão no cultivo de microalgas possui um custo. Dentre os vários custos incorridos no processo destaca-se os com a instalação e manutenção do sistema de cultivo e, os relacionados aos processos de captura e compressão do gás (Thomas et al., 2016), que representam 75% dos gastos (Stewart e Hessami, 2005). Dessa forma para determinar a viabilidade do processo, é necessária uma análise econômica. Idealmente, os custos com matéria-prima no cultivo de microalgas são zero se gases de emissão forem utilizados juntamente com o tratamento de esgoto (Wang et al., 2008; Fernández et al., 2012a), já que dentre as matérias-primas necessárias ao cultivo, o dióxido de carbono é o consumível mais caro (Fernández et al., 2012a).

Destaca-se que o custo da mitigação biológica de CO₂ depende da produtividade da biomassa algal, do conteúdo de carbono no gás de emissão e da eficiência do processo como um todo (Farrely et al., 2013).

O objetivo desse estudo foi realizar uma análise da viabilidade econômica da adição de gás de emissão como fonte de CO₂ em um sistema de lagoas de alta taxa, considerando a biomassa produzida como receita final.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi conduzido na área experimental do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W). O município de Viçosa está localizado na zona da mata mineira e é caracterizado por um clima úmido com verões chuvosos e invernos secos, apresentando déficit hídrico no período de maio a setembro e um excedente entre dezembro e março. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), considerando-se dados de 1991 a 2016, a precipitação média anual no município foi de 1272 mm e a umidade relativa do ar foi de 80%. Além disso, para o mesmo período, a temperatura média do período seco, entre os meses de abril e setembro, foi de 19,5 °C enquanto no período chuvoso, entre outubro e março, ela foi de 23,3 °C.

6.2.2 UNIDADE EXPERIMENTAL

O experimento foi composto por duas LATs alimentadas continuamente com esgoto doméstico previamente tratado por tanque séptico. O tanque é parte integrante da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais operada pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE – Viçosa). A Figura 6.1 apresenta a ETE.



Figura 6.1 - ETE localizada no bairro Romão dos Reis, em Viçosa – Minas Gerais.

As LATs foram operadas de julho a dezembro de 2017, em dois períodos distintos: período I (tempo de detenção hidráulica (TDH) = 5 dias), de julho a agosto e período II (tempo de detenção hidráulica (TDH) = 8 dias), de setembro a dezembro. O período I foi utilizado para a produção e adaptação das microalgas e estabilização do sistema, portanto todos os resultados reportados são referentes ao período II.

As LATs em escala piloto utilizadas no experimento possuem as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil = 0,3 m, área superficial = 3,3 m² e volume útil = 1 m³. Essas lagoas são constituídas de fibra de vidro e os pedais em aço inox, com seis lâminas. Os pedais são movimentados por motor elétrico de 0,5 cv. A rotação é reduzida por redutor acoplado ao motor e controlada por inversor de frequência (marca WEG série CFW-10). A Figura 6.2 apresenta a unidade experimental com as LATs utilizadas na pesquisa.



Figura 6.2 - Unidade experimental com as LATs utilizadas no experimento.

Para realização da suplementação com CO₂, foram utilizadas duas fontes: CO₂ em elevada concentração (99,9%), comercializado em cilindros de alta pressão (WHITE MARTINS PRAXAIR INC) e CO₂ advindo de gás de emissão, obtido mediante a queima da gasolina em um gerador de energia elétrica (Schulz S5500MG), armazenado e pressurizado em compressor (Schulz BRAVO CSL

BR/100 L Trifásico) para posterior adição nas LATs. A Figura 6.3 apresenta as duas fontes de CO₂ utilizadas durante o experimento.

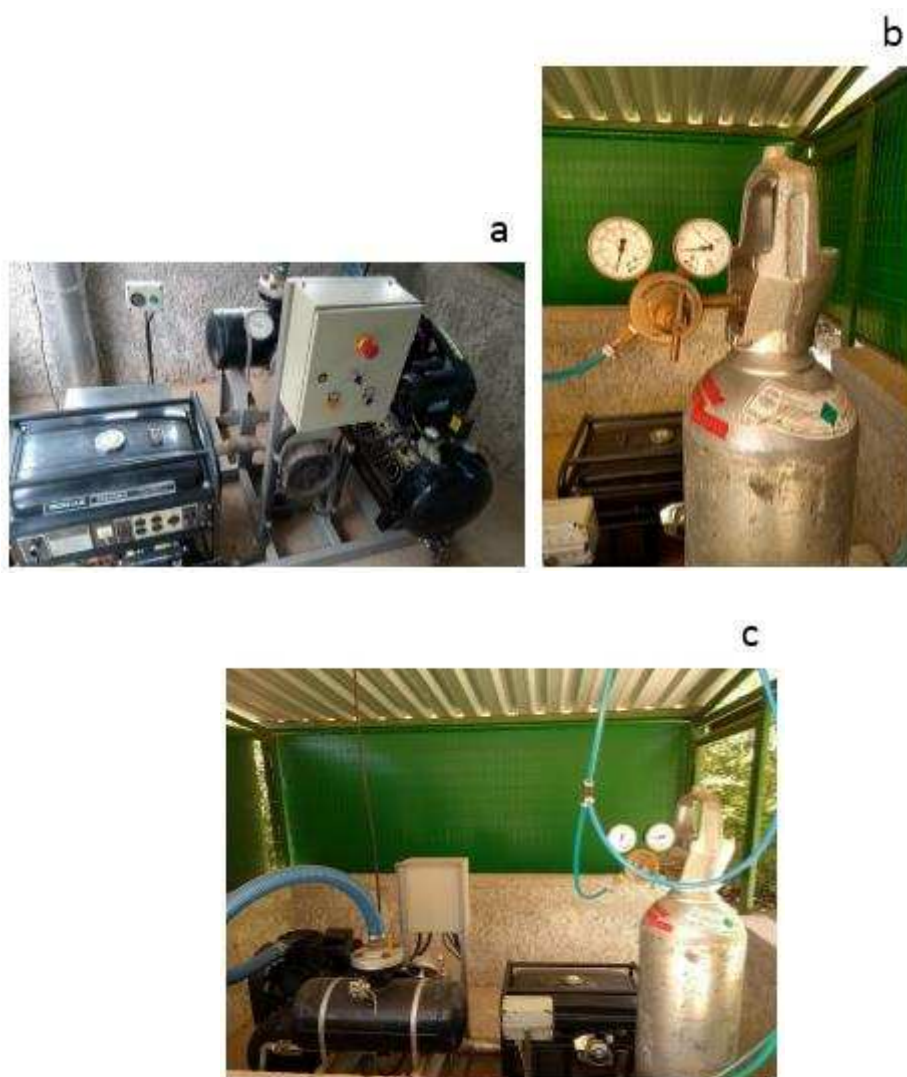


Figura 6.3 - (a) Gerador de energia elétrica utilizado para gerar o gás de emissão e compressor para armazenamento do gás (b) Cilindro de gás com CO₂ em elevada concentração (99,9%) e (c) Sistema de controle dos gases.

A vazão utilizada nos dois casos, foi de 1 L min⁻¹ e foi controlada por fluxômetros. A adição de CO₂ nas LATs foi controlada por meio do pH, com a utilização de controlador da marca Hach, modelo SC200, com sistema de emissão de sinal elétrico compatível com válvula solenoide, mantendo o pH do efluente nas LATs entre 7,0 e 7,5. A faixa de pH escolhida está dentro da faixa de pH de crescimento ótimo para a maioria das espécies de microalgas (7 – 8) (Couto, 2016),

além disso, estudos mostram que o pH não é capaz de influenciar no tratamento do esgoto doméstico em LATs. Posadas et al. (2015) estudaram a influência de diferentes valores de pH (7, 8 e 9) no tratamento de esgoto doméstico em LATs e concluíram que o pH não influenciou no tratamento do esgoto nem na composição bioquímica da biomassa. Sutherland et al. (2016) também estudaram a influência do pH no tratamento de esgoto doméstico em LATs e chegaram as conclusões de que não houve diferença significativa nas porcentagens de remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica quando o pH variava entre 6,5 a 8,0.

Os dados de pH, temperatura e tempo eram registrados pelo controlador a cada 30 segundos, permitindo acompanhar por quanto tempo o gás era adicionado durante o dia.

A adição de CO₂ foi realizada na parte inferior das LATs, através de coluna de carbonatação, de forma a permitir maior tempo de contato do CO₂ gasoso com o efluente. A coluna de carbonatação utilizada no estudo foi dimensionada de acordo com Putt et al. (2011) e é apresentada na Figura 6.4.

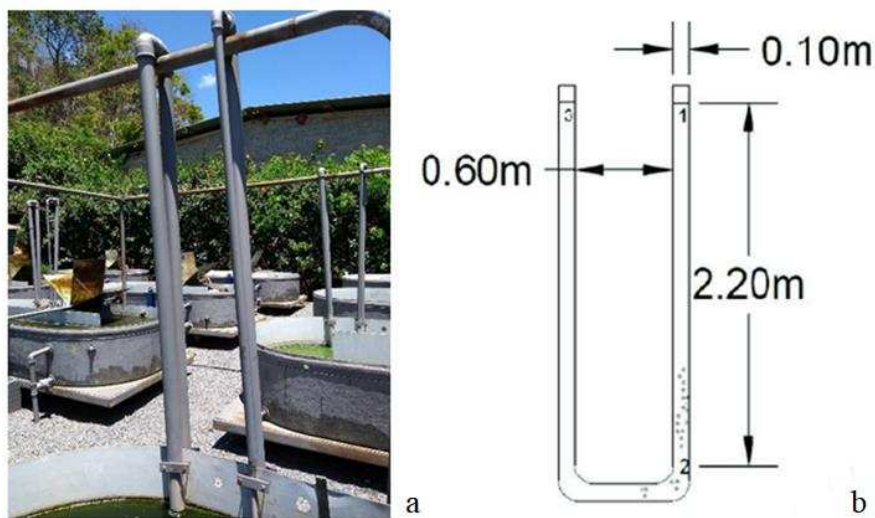


Figura 6.4 – Esquema da coluna de carbonatação. (a) Foto do experimento (b) Dimensões da coluna (1 - Entrada do efluente; 2 - Entrada do CO₂; 3 - Saída do efluente) (Fonte: Couto, 2016).

A entrada do efluente na coluna de carbonatação ocorreu pelo lado direito, por meio de uma mangueira conectada a uma bomba de aquário (Sarlobetter SB

1000A) utilizada na recirculação e o retorno do efluente para a LAT ocorreu pelo lado esquerdo.

Durante a pesquisa foram avaliadas duas LATs: a primeira operando com adição de CO₂ a uma concentração de 99,9% e, a segunda com adição de gás de emissão proveniente da combustão da gasolina. Na Figura 6.5 é apresentado o esquema do experimento com as duas lagoas descritas.

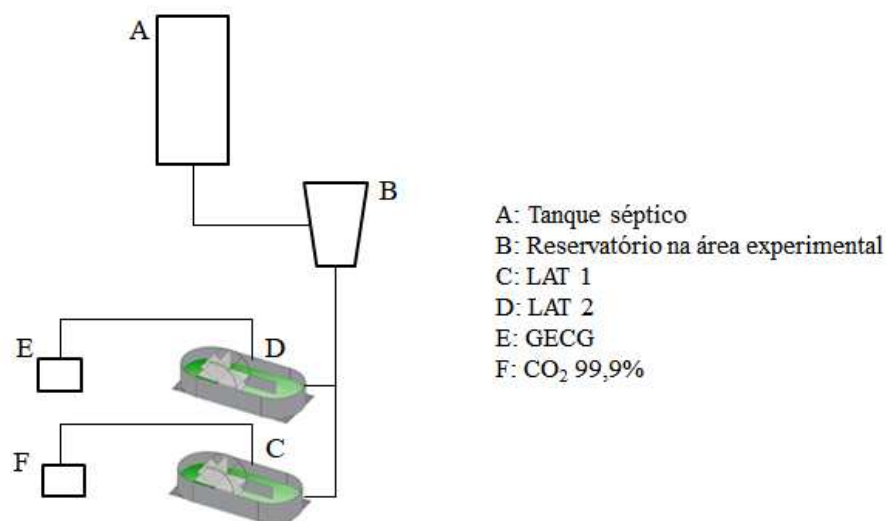


Figura 6.5 - Esquema do experimento.

6.2.3 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

A biomassa foi coletada, semanalmente, ao longo do último mês da operação. Essa biomassa foi concentrada por centrífuga refrigerada (HITACHI CR21GIII) de alta rotação, a 10.000 rpm por 10 minutos e depois congelada. A biomassa congelada foi, ao final, liofilizada e posteriormente caracterizada em termos de carboidratos, lipídeos neutros, proteínas, teor de umidade e cinzas.

A determinação da umidade foi realizada pela pesagem da amostra, após secagem por 1 hora em estufa a 105 °C, até atingir massa constante (EN 14771-1:2009). O teor de umidade foi calculado pela diferença entre as massas antes e depois da secagem. O teor de cinzas foi mensurado após combustão da amostra em mufla a 550 °C durante 1 hora (EN 14775:2009) e, foi determinado pela diferença de massas antes e depois da combustão. Para a determinação de umidade e cinzas, foi utilizado aproximadamente 0,5 g de biomassa liofilizada.

Os carboidratos foram determinados a partir de hidrólise ácida quantitativa. Em um tubo de ensaio com 0,5 g de biomassa seca foram adicionados 5 mL de ácido

sulfúrico 72% m m⁻¹, esse tubo de ensaio foi, em seguida, colocado em banho-maria por 1 hora a 30 °C. O conteúdo do tubo foi transferido para um frasco com tampa de rolha com capacidade de 250 mL, onde foram adicionados 139 mL de água destilada para diluição do ácido sulfúrico. O frasco foi autoclavado durante 1 hora a 120 °C. Após esse procedimento, o teor de carboidratos foi mensurado pelo método do reagente fenol-sulfúrico. A 1 mL da amostra preparada foi adicionado igual volume de uma solução de fenol 5% m v⁻¹ e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado. A mistura foi homogeneizada em agitador tipo vórtex. A reação ocorreu por 10 minutos e em seguida o tubo foi colocado em banho de água fria por 15 minutos. O teor de carboidratos foi obtido por leitura da densidade ótica em espectrofotômetro a 490 nm. O branco foi obtido pelo mesmo procedimento, substituindo a amostra por água destilada. A curva de calibração foi construída com soluções de glicose com concentrações entre 10 e 100 mg L⁻¹.

Para determinação do teor de lipídeos neutros, 0,1 g da biomassa liofilizada foi transferida para um béquer, onde adicionou-se 5 mL de HCl 3M e agitou-se por 15 minutos em agitador magnético. A esse mesmo béquer adicionou-se 5 mL de éter de petróleo e 25 mL de etanol. A mistura foi aquecida na chapa por aproximadamente 15 minutos a 20 °C. Foram realizadas três extrações via solvente em funis de separação. Em cada extração foram adicionados 20 mL de éter de petróleo. Após extração, o óleo foi lavado com 10 mL de acetato de chumbo 4% para remover as impurezas e pigmentos. O conteúdo lipídico foi determinado por gravimetria com evaporação do solvente em chapa aquecedora a aproximadamente 20 °C e posterior secagem em estufa à 105 °C por 1 hora. O teor de lipídeos foi determinado em duplicata para cada amostra, de acordo com a Equação 6.1.

$$\text{Teor de lipídeos } \left(\frac{\text{g}}{100\text{g}} \text{ massa seca} \right) = \frac{m_a - m_v}{m_{\text{biomassa}}} \times 100 \quad \text{Equação 6.1}$$

Em que:

m_a : massa do béquer com a amostra, após 1 h na estufa a 105 °C (g)

m_v : massa do béquer vazio (g)

m_{biomassa} : massa da amostra de biomassa (g)

A determinação do teor de proteínas foi realizada de forma indireta pelo método do nitrogênio total kjeldahl (NTK). 0,1 g da biomassa liofilizada foi transferida para um erlenmeyer com 300 mL de água destilada onde foram adicionados 50 mL de solução digestora. Após a digestão, foi realizada a destilação. No destilador de nitrogênio foram adicionados 50 mL de solução de hidróxido de sódio e tiosulfato de sódio, de forma a neutralizar a acidez do ácido sulfúrico adicionado anteriormente. A destilação foi realizada para um erlenmeyer contendo 50 mL de solução de ácido bórico com solução mista de indicadores. Após a destilação a solução obtida foi titulada com solução aquosa de ácido sulfúrico 0,02 N.

O teor de nitrogênio foi determinado pela Equação 6.2 e a partir do teor de nitrogênio, foi obtido o teor de proteínas pela Equação 6.3.

$$\text{Nitrogênio} \left(\frac{\text{g}}{100 \text{ g}} \right) \text{ massa seca} = \frac{(V_a - V_b) \times N_{\text{tit}} \times 0,014}{m_{\text{biomassa}}} \times 100 \quad \text{Equação 6.2}$$

Em que:

V_a : volume de titulante utilizado na amostra (mL)

V_b : Volume de titulante utilizado no branco (mL)

N_{tit} : concentração da solução aquosa de ácido sulfúrico (N)

m_{biomassa} : massa da amostra (g)

$$\text{Proteínas} \left(\frac{\text{g}}{100 \text{ g}} \right) \text{ massa seca} = \text{Nitrogênio} \times \text{FCNP} \quad \text{Equação 6.3}$$

Em que:

FCNP: fator de conversão do conteúdo de nitrogênio em proteína. O valor utilizado foi de 6,25 g g⁻¹ de nitrogênio total (BRASIL, 2001).

6.2.4 ANÁLISE DE INVESTIMENTOS

A viabilidade econômica do processo, representada pelo Valor Presente Líquido (VPL), a taxa interna de retorno (TIR) e o tempo necessário para se pagar os

investimentos (*Payback*) foram calculados por meio de planilhas eletrônicas, utilizando o software Microsoft®Excel (Microsoft, 2013). Para os cálculos foram utilizadas as fórmulas apresentadas nas Equações 6.4, 6.5 e 6.6.

$$VPL = \sum_{j=1}^n \frac{FC_j}{(1+i)^j} - FC_0 \quad \text{Equação 6.4}$$

Em que:

FC_j são as parcelas

$(1+i)^j$ é o fator de descapitalização e $i=TMA$

FC_0 é o investimento inicial

n é o número de anos, aqui adotado como 20 anos

A TMA Taxa Mínima de Atratividade, utilizada foi de 12%, que é a taxa adotada no Programa de Modernização do Setor de Saneamento do Governo Federal do Brasil.

Como TIR é a taxa ideal para que o investimento não tenha perdas nem ganhos, deve-se encontrar o i que satisfaça a equação abaixo:

$$FC_0 = \sum_{j=1}^n \frac{FC_j}{(1+i)^j} \quad \text{Equação 6.5}$$

Já o *Payback* é dado por:

$$Payback = \frac{\text{Investimento}}{\text{Lucro anual}} \quad \text{Equação 6.6}$$

O período considerado para a análise de investimentos foi de um ano. Ou seja, os dados do período da operação foram estendidos para o ano todo. Dessa forma, considerou-se que as condições de operação, ambientais e de produtividade foram as mesmas.

A análise de investimentos partiu da hipótese de que toda a estrutura de tratamento já existe, levando em conta somente os investimentos com as fontes de

adição do gás. Foram realizadas três cotações para que se chegasse ao valor médio da aquisição. Sendo que para o CO₂ industrial, considerou-se a compra do cilindro mais os reguladores e manômetros necessários para a operação e no caso do gás de emissão da combustão da gasolina, considerou-se a compra somente do compressor, já que a ideia é aproveitar uma emissão já gerada (apesar de nesse estudo ter sido usado um gerador de energia elétrica para gerar a emissão).

Os custos operacionais envolvidos para cada fonte foram: custo com a recarga do cilindro de CO₂ (baseado na massa de CO₂ adicionada à cultura durante a operação) e custo com energia elétrica para o funcionamento do compressor.

A massa de CO₂ fornecida à cultura algal foi obtida indiretamente mediante a vazão de CO₂ (1 L min⁻¹) e os registros no controlador de pH, que permitiam saber quanto tempo durou a adição do gás. Com o tempo da adição e a vazão, tinha-se o volume adicionado. Por meio da densidade do CO₂ (1,977 kg m⁻³), foi obtida a massa. De posse da massa adicionada foi possível obter os gastos com a recarga do cilindro. Esse valor também foi obtido por meio de pesquisas de preços e foi de R\$ 250,00, correspondente a recarga de um cilindro de 25 kg.

Os custos com energia elétrica para funcionamento do compressor foram obtidos com base no consumo do compressor (kwh) e no valor do kw estabelecido pela ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) no mês de novembro de 2017: R\$5,00 por 100 kwh. O consumo do compressor foi calculado utilizando-se a potência (kw) fornecida pelo fabricante e o tempo (h) que essa potência foi exigida (tempo de funcionamento do compressor).

Para o cálculo do lucro anual em um horizonte de 20 anos, foram utilizados os preços de mercado da biomassa algal em aplicações que permitem o uso de esgoto doméstico como matéria-prima e o custo do quilograma da biomassa produzida. A Tabela 6.1 apresenta os preços de mercado da biomassa utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal e no cenário energético.

Tabela 6.1 - Valores de mercado da biomassa algal de acordo com algumas aplicações.

Preço de mercado (R\$/kg)	Aplicação	Referência
1,16	Energética (biodiesel, bioetanol, biogás)	Ruiz et al. 2016
3,87	Energética (biodiesel, bioetanol, biogás)	Zhu, 2015
3,91	Energética (biodiesel, bioetanol, biogás)	Fernández et al. 2012a
7,88	Energética (biodiesel, bioetanol, biogás)	Wijffels et al. 2010
96,80	Proteínas / alimentação animal	Zhu, 2015

Observa-se que os preços variam conforme a aplicação. No caso da biomassa para fins energéticos, por exemplo, apesar de o valor econômico ser baixo, a demanda para esse produto é a maior quando se compara todas as aplicações.

O custo da biomassa produzida nessa pesquisa em cada uma das LATs foi calculado dividindo-se o custo total do investimento pela produção total anual da biomassa (kg/ano) (Zardo, 2011) calculada com base na produção de SSV, para cada uma das fontes. A equação utilizada para calcular o custo anual por kg de biomassa produzida em cada uma das LATs é apresentada na Equação 6.7.

$$\frac{\text{Custo do investimento}}{\text{Produção anual da biomassa (kg/ano)}} = \text{Custo por kg de biomassa} \quad \text{Equação 6.7}$$

6.2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O software R© foi utilizado para avaliar as diferenças entre os valores médios das variáveis medidas nas biomassas produzidas em cada uma das LATs. As diferenças estatísticas foram avaliadas por análise de variância (teste Tukey), com nível de significância de 95%. Para a confecção dos gráficos apresentados foi utilizado o software Microsoft®Excel (Microsoft, 2013).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

Dependendo da composição química, a biomassa de microalgas pode ser utilizada na alimentação animal (principalmente aquacultura) e biocombustíveis. A presença de proteínas, carboidratos, vitaminas e também ômega-3 e ácidos graxos torna as microalgas um importante suplemento alimentar tanto para alimentação humana, que não é o caso quando a biomassa é produzida em efluentes, quanto para animal. Na aquacultura, elas podem ser usadas para cultivar zooplâncton, que servem de alimento para crustáceos e peixes (Pires et al., 2012).

A Tabela 6.2 apresenta a composição da biomassa produzida nas duas LATs avaliadas.

Tabela 6.2 - Composição da biomassa produzida nas duas LATs.

	LAT 1	LAT 2
Composição imediata (%)		
Umidade	5,82 (0,75)	5,48 (0,03)
Cinzas	23,74 (0,05)	18,84 (0,11)
Composição bioquímica (% em base seca)		
Lipídeos neutros	5,51 (1,30)	6,01 (2,12)
Carboidratos	15,79 (6,38)	14,59 (0,77)
Proteínas	37,25 (0,13)	35,35 (0,78)

Entre parênteses é apresentado o desvio padrão
n (número de amostras) = 3

A cinza é constituída da areia presente no esgoto doméstico e por metais na constituição das microalgas, além de outros microrganismos na biomassa (Couto, 2016). O teor de cinzas encontrado está abaixo do teor normalmente encontrado em biomassa produzida e coletada em efluentes, 30 a 50% (Yu, 2012).

Em relação ao teor de proteínas, os valores obtidos para o CO₂ a uma concentração de 99,9% e para o GECCG, mostram que não houve diferença entre as fontes de CO₂.

O teor de carboidratos encontrado na biomassa de cada uma das LATs está abaixo do encontrado por alguns autores. Posadas et al. (2015) investigaram a influência do pH (7, 8 e 9) e da fonte de CO₂ (puro ou gás de emissão) no tratamento

de esgoto doméstico, produção e composição da biomassa de microalgas em lagoas de alta taxa em escala piloto. Os resultados mostraram que o pH e a fonte de CO₂ não influenciaram no conteúdo proteico da biomassa, que permaneceu constante em todos os experimentos (38,2 ± 3,3%). O conteúdo de lipídeos e carboidratos variou entre 5,8 a 23% e 38 a 61,2%, respectivamente. O maior teor de lipídeos foi encontrado em pH 9, utilizando gás de emissão como fonte de carbono e, o maior teor de carboidratos foi obtido em pH 7, utilizando CO₂ puro como fonte de carbono.

Os valores encontrados para as variáveis medidas na composição bioquímica da biomassa não diferiram estatisticamente (p < 0,05).

6.3.2 ANÁLISE DE INVESTIMENTOS

A Tabela 6.3 apresenta os valores da concentração de SSV (g m⁻³), produtividade total diária (g m⁻² dia⁻¹), produtividade total anual (kg m⁻² ano⁻¹) e, produção anual de biomassa (kg ano⁻¹) para cada uma das duas LATs.

Tabela 6.3 - Valores da concentração de SSV (g m⁻³), produtividade total diária (g m⁻² dia⁻¹), produtividade total anual (kg m⁻² ano⁻¹) e, produção anual de biomassa (kg ano⁻¹) para cada uma das duas LATs.

LAT	[SSV] g m ⁻³	Produtividade total diária g m ⁻² dia ⁻¹	Produtividade total anual kg m ⁻² ano ⁻¹	Produção anual de biomassa (kg ano ⁻¹)
1	160,06 (76,83)	6,00 (2,88)	2,19 (1,05)	7,23 (1,05)
2	163,11 (85,28)	6,12 (3,20)	2,23 (1,17)	7,36 (1,17)

Entre parênteses é apresentado o desvio padrão
n (número de amostras) = 12

As Equações 6.8 e 6.9 apresentam os custos anuais aproximados por quilograma de biomassa produzida nas LATs 1 e 2, respectivamente.

Para o CO₂ industrial:

$$\text{Custo por kg de biomassa} = \frac{1.178,35 \text{ reais}}{7,23 \text{ kg/ano}} = 159,94 \text{ reais} \quad \text{Equação 6.8}$$

Para o GECCG:

$$\text{Custo por kg de biomassa} = \frac{2.136,09 \text{ reais}}{7,36 \text{ kg/ano}} = 295,47 \text{ reais} \quad \text{Equação 6.9}$$

Para o cálculo do custo operacional quando CO₂ industrial foi utilizado considerou-se:

Volume de CO₂ adicionado durante a operação = 1.469 L

Massa de CO₂ adicionada durante a operação = 2,904 kg

Em média 0,0354 kg por dia e 12,92 kg em um ano de operação

A dimensão do cilindro de CO₂ utilizado foi de 25 kg, ou seja, em um ano seria utilizado metade de um cilindro, correspondendo a um valor de recarga de R\$125,00 reais.

Considerando a concentração de SSV na LAT 1, 160,06 g m⁻³, a profundidade da lagoa, 0,3 m e o TDH de 8 dias, obtém-se uma produtividade total diária de 6,00 g m⁻² dia⁻¹, que é o mesmo que uma produtividade total anual de 2,23 kg m⁻² ano⁻¹. Ou seja, o custo operacional de R\$125,00 é para uma produção de:

$$2,23 \text{ kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1} \times 3,3 \text{ m}^2 = 7,359 \text{ kg ano}^{-1}$$

Logo para produção de 1 kg de biomassa, o custo operacional é de R\$ 16,99 reais.

No caso dos custos operacionais na LAT 2, os cálculos para encontrar o consumo do compressor e os gastos com pagamento de energia elétrica para o seu funcionamento são apresentados a seguir:

Potência do compressor informada pelo fabricante = 1,5 kw

Para o cálculo do consumo (kwh) do compressor:

Consumo (kwh) = 1,5 kw x a quantidade de horas que essa potência foi exigida

Para cálculo da quantidade de horas que a potência de 1,5 kw foi exigida:

Volume do gás adicionado, obtido com base na vazão (1 L min^{-1}) e no tempo de adição do gás = 2,893 L

O reservatório do compressor possui um volume útil de 100 L e demora 5 minutos e 10 segundos (310 segundos) para encher, ou seja:

$$2,893 \text{ L} / 100 \text{ L} = 28,93 \text{ vezes}$$

O compressor encheu 28,93 vezes durante a operação

$28,93 \times 310 \text{ segundos} = 2,49 \text{ horas}$ de funcionamento durante a operação, em média 0,03036 horas por dia e, 11,08 horas considerando um ano de operação.

Assim o consumo (kwh):

$$1,5 \text{ kw} \times 2,49 \text{ h} = 3,735 \text{ kwh}$$
 durante a operação

$$1,5 \text{ kw} \times 11,08 \text{ h} = 16,62 \text{ kwh}$$
 durante um ano

Considerando R\$5,00 o valor de 100 kwh, 16,62 kwh custam R\$ 0,831

Considerando a concentração de SSV na LAT 2, $163,11 \text{ g m}^{-3}$, a profundidade da lagoa, 0,3 m e o TDH de 8 dias, obtém-se uma produtividade total diária de $6,12 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, que é o mesmo que uma produtividade total anual de $2,19 \text{ kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Ou seja, o custo operacional de R\$0,831 é para uma produção de:

$$2,19 \text{ kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1} \times 3,3 \text{ m}^2 = 7,227 \text{ kg ano}^{-1}$$

Logo para produção de 1 kg de biomassa, o custo operacional é de R\$ 0,1149 reais.

As Tabelas 6.4 e 6.5 contêm os investimentos e os custos operacionais anuais quando cada fonte é utilizada.

Tabela 6.4 - Investimentos e custos operacionais anuais quando GECG foi utilizado para a produção de 1 kg de biomassa.

Fonte: Gás de emissão da combustão da gasolina						
Equipamento	Dimensão (m³/h)	Investimento (R\$)	Horas de trabalho por dia (h)	Total de horas no ano (h)	Consumo total no ano (kwh)	Valor do kwh (R\$)
Compressor	16,99	2136,09	0,03036	11,08	16,62	0,1149

Tabela 6.5 - Investimentos e custos operacionais anuais quando CO₂ 99,9% foi utilizado para produção de 1 kg de biomassa.

Fonte: CO₂ 99,9%					
Equipamento	Dimensão (kg)	Investimento (R\$)	Massa adicionada por dia (kg)	Massa adicionada no ano (kg)	Preço da recarga/ano (R\$)
Cilindro e reguladores	25	1178,35	0,0354	12,92	16,99

Ao utilizar GECG como fonte de CO₂, o investimento que corresponde à compra do compressor é de R\$ 2136,09. Quando a fonte é CO₂ 99,9%, o investimento com a compra do cilindro mais reguladores e manômetros é de R\$ 1178,35. No que diz respeito aos custos operacionais, para o GECG o custo operacional contabilizado foi somente o gasto com pagamento de energia elétrica. Esse cálculo foi feito com base no consumo (kwh), nas horas de funcionamento do compressor, e no preço do kwh, resultando em uma despesa anual de R\$ 0,1149 para a produção de 1 kg de biomassa. Para o CO₂ 99,9% o custo operacional é de R\$ 16,99 por ano referente à recarga do cilindro.

A Tabela 6.6 apresenta os resultados da análise de investimentos para as duas LATs com suplementação externa de CO₂, levando em conta a utilização da biomassa para fins energéticos e como fonte de proteínas na alimentação animal. As planilhas utilizadas nos cálculos estão apresentadas nos Anexos I, II, III e IV.

O preço de mercado adotado para a aplicação da biomassa no cenário energético foi a média dos valores apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 6.6 - Análise de investimentos para as LATs 1 e 2 em que foi realizada suplementação com fonte externa de carbono.

Fonte	Aplicação da biomassa	VPL (R\$)	TIR (%)	Payback (anos)
CO ₂ 99,9%	Energética	-2.442,46	-	-
	Proteínas / alimentação animal	-740,17	-	-
GECG	Energética	-2.369,46	-	-
	Proteínas / alimentação animal	-1.677,82	-	-

O VPL negativo indica que o investimento realizado não será viável para nenhuma das duas fontes de CO₂ em um horizonte de 20 anos. Para aplicação da biomassa no setor energético, o VPL é maior quando se utiliza GECG, já quando a finalidade é utilizar a biomassa como fonte de proteínas na alimentação animal, o VPL é maior quando CO₂ industrial é utilizado. Esses resultados indicam que para uma biomassa com valor de mercado menor (energética), é mais viável utilizar uma fonte de adição de gás que tenha um custo operacional menor. Da mesma forma, o contrário também é verdade, biomassas com preço de mercado mais elevado permitem usar fontes de adição de gás com custo operacional maior.

A viabilidade do projeto pode ser alcançada com o aumento da escala, que proporcionaria maior produtividade de biomassa. A maior produtividade, diante do mesmo investimento tornaria o custo anual do quilograma da biomassa menor.

Nas figuras 6.6 e 6.7 são apresentados os gráficos do comportamento do VPL em relação à escala da unidade experimental, para as duas fontes de adição do gás. Foram avaliadas a escala utilizada nesse estudo, definida como 1 e 10, 20, 30, 40 e 50 vezes essa escala.

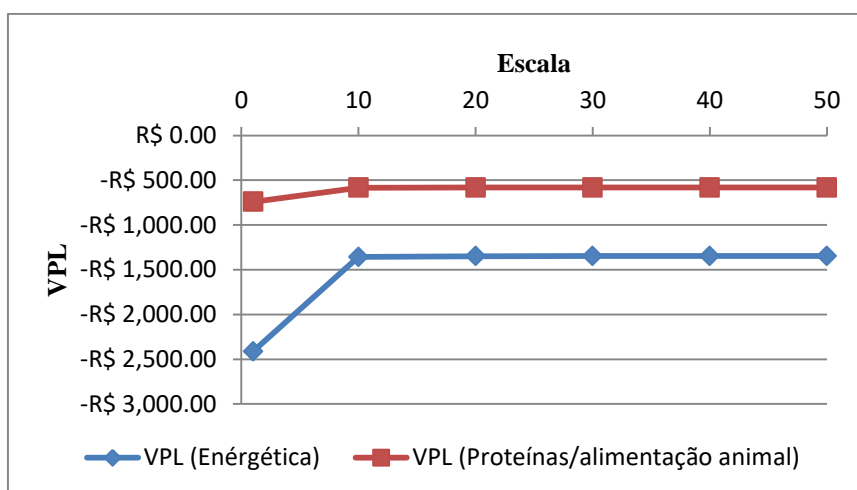


Figura 6.6 - Comportamento do VPL em relação à escala da unidade experimental, quando CO₂ industrial é utilizado como fonte de CO₂.

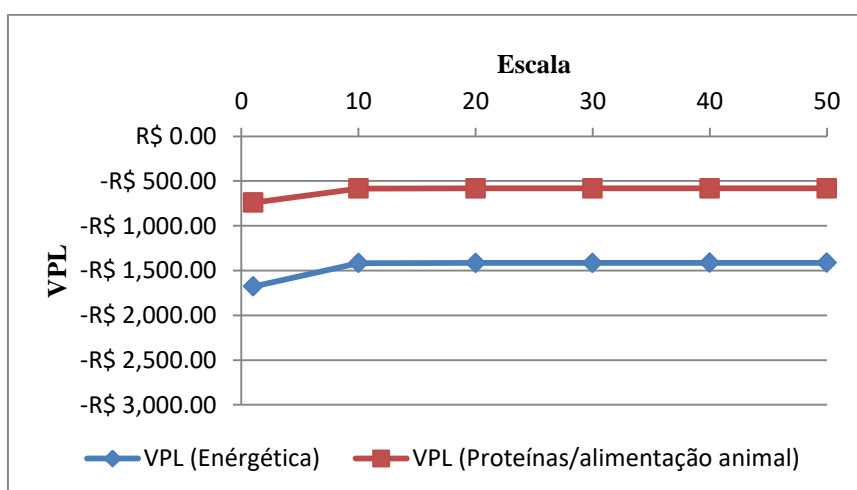


Figura 6.7 - Comportamento do VPL em relação à escala da unidade experimental, quando GECG é utilizado como fonte de CO₂.

A análise das figuras 6.6 e 6.7 mostra que há um aumento mais significativo no VPL quando a escala é aumentada 10 vezes, depois disso o VPL permanece praticamente constante. O aumento é mais pronunciado quando CO₂ industrial é utilizado para produção de biomassa para fins energéticos: 44% de aumento. Nos demais casos, o aumento não chega a 22%. Essa diferença no aumento do VPL entre as duas fontes está relacionada com o custo da biomassa, que é maior quando CECG é utilizado, mas que ao aumentar 10 vezes a escala e, assim sucessivamente, vai se aproximando do valor da biomassa quando CO₂ industrial é utilizado. Os fatores que mais influenciaram para que o VPL permanecesse negativo, mesmo com o aumento da escala e conseqüentemente da produtividade foram o investimento inicial e o preço de mercado da biomassa.

Apesar de a análise econômica mostrar que não é economicamente viável utilizar emissões atmosféricas no cultivo de microalgas. É importante destacar que o sistema utilizado nesse estudo além de tratar um passivo ambiental (esgoto), evita o lançamento de gases agravadores do efeito estufa na atmosfera, o que torna a produção da biomassa algal produzida aqui, de menor impacto ambiental quando comparada à biomassas similares, produzidas utilizando-se nitrogênio e fósforo e CO₂ industrial. Dessa forma, o produto final pode ser comercializado com um selo verde, o que além de refletir as práticas sustentáveis utilizadas na produção da biomassa pode ser usado como ferramenta de *marketing* agregando maior valor ao produto. É importante salientar também que dependendo do gás de emissão utilizado, os demais gases presentes podem impor condições extremas às microalgas, podendo ser necessário o tratamento desse gás, o que encareceria ainda mais o projeto.

Alguns estudos de viabilidade econômica envolvendo cultivo de microalgas já foram realizados, porém na literatura consultada não encontrou-se nenhum que tenha abordado a viabilidade do projeto e o tempo de retorno do investimento. Zardo (2011) avaliou a possibilidade de produção de biodiesel através de microalgas utilizando suplementação com gás de emissão, em meios de cultivo abertos e fechados. Para esse estudo, o custo da biomassa para produção em lagoas de alta taxa foi até 7 vezes maior do que nos fotobiorreatores tubulares, 10,89 reais/kg para uma produção de 12.774 kg/ano. Vale destacar que as lagoas de alta taxa utilizadas no estudo possuíam 300 m² de área superficial e o meio de cultivo utilizado foi água, N e P e adição contínua de CO₂ durante 12 horas por dia. No estudo, o autor considerou desde a aquisição do terreno para o cultivo até a extração do óleo. Fernández et al.

(2012a) realizaram uma análise de investimentos para produção de biomassa da microalga *Scenedesmus almeriensis* em fotobiorreatores tubulares. Foram utilizados água e fertilizantes como meio de cultura e CO₂ puro, com injeção sob demanda, como fonte externa de CO₂. Na análise de investimentos, os autores levaram em conta desde os custos com os fotobiorreatores até a liofilização e moagem da biomassa. Com isso, chegaram a um preço de produção de 69 euros/kg.

Os resultados encontrados no presente estudo mostram que a instalação de fontes de adição de CO₂, independentemente da fonte, em um sistema de LATs que utiliza esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico como meio de cultivo de microalgas não é economicamente viável. O aumento da escala da unidade experimental, até 10 vezes, torna os VPLs maiores, mesmo assim a viabilidade econômica não é alcançada. O estudo também mostrou que quando a biomassa produzida é utilizada para uma finalidade cujo preço de mercado é menor, é mais viável utilizar GECCG, uma vez que o custo operacional com essa fonte é menor. Já quando a biomassa produzida é utilizada para uma finalidade cujo preço de mercado é maior, é mais viável utilizar CO₂ industrial.

6.4 CONCLUSÕES

A composição bioquímica da biomassa produzida nas LATs 1 e 2 indicou que ela pode ser utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal. O estudo de viabilidade econômica mostrou que os investimentos de instalação de fontes externas de CO₂ em um sistema de lagoas de alta taxa que utiliza esgoto doméstico previamente tratado por tanque séptico não são economicamente viáveis para nenhuma das duas fontes de CO₂ estudadas, quando a biomassa produzida nas LATs é utilizada para a produção de biocombustíveis e como fonte de proteínas na alimentação animal. Ao se comparar os VPLs, esse valor foi maior para o CO₂ industrial quando a biomassa produzida foi utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal. Ao contrário, quando a biomassa produzida foi utilizada como matéria-prima para a produção de biocombustíveis, o VPL foi maior ao utilizar-se GECCG como fonte de CO₂. Essa diferença foi atribuída aos custos operacionais com cada fonte, biomassas com preços maiores de mercado permitem o uso de fontes de CO₂ com custos operacionais maiores. Os resultados mostraram também que a adição de CO₂ não influenciou na composição bioquímica da biomassa.

6.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Resolução – RDC n. 40, de 21 de março de 2001. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária aprova o regulamento técnico para rotulagem nutricional obrigatória e alimentos e bebidas embalados. Diário Oficial da União, Brasília, 22 de dezembro de 2001. Seção 1, p. 22.

COUTO, E. A. Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. 244p. 2016.

FARRELLY, D. J.; EVERARD, C. D.; FAGAN, C. C.; McDONNELL, K. P. Carbon sequestration and the role of biological carbon mitigation: A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 21, p. 712-727, 2013.

FERNANDEZ, G. A.; FERNANDEZ, J. M.; MAGAN, J. J.; MOLINA, E. Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1344-1353, 2012a.

FERNANDEZ, F. G. A.; GONZALEZ-LOPEZ, C. V.; SEVILLA, J. M. F.; GRIMA, E. M. Conversion of CO₂ into biomass by microalgae: how realistic a contribution may it be to significant CO₂ removal? **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 96, n. 3, p. 577-586, 2012b.

HERZOG, H.; ELIASSON, B.; KAARSTAD, O. Capturing greenhouse gases. **Scientific American**, v. 282, n. 2, p. 72-79, 2000.

HO, S. H.; CHEN, C. Y.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Perspectives on microalgal CO₂-emission mitigation systems - A review. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 2, p. 189-198, 2011.

LI, Y.; HORSMAN, M.; WU, N.; LAN, C. Q.; DUBOIS-CALERO, N. Biofuels from microalgae. **Biotechnology Progress**, v. 24, n. 4, p. 815-820, 2008.

PACKER, M. Algal capture of carbon dioxide; biomass generation as a tool for greenhouse gas mitigation with reference to New Zealand energy strategy and policy. **Energy Policy**, v. 37, n. 9, p. 3428-3437, 2009.

PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SIMOES, M. Carbon dioxide capture from flue gases using microalgae: Engineering aspects and biorefinery concept. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 5, p. 3043-3053, 2012.

POSADAS, E.; MORALES, M. D.; GOMEZ, C.; FERNANDEZ, G. A.; MUNOZ, R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 2015.

PUTT, R., SINGH, M., CHINNASAMY, S., DAS, K.C. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO₂ mass transfer. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 3240–3245, 2011.

RUIZ, J.; OLIVIERI, G.; DE VREE, J.; BOSMA, R.; WILLEMS, P.; REITH, J. H.; EPPINK, M. H. M.; KLEINEGRIS, D. M. M.; WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J. Towards industrial products from microalgae. **Energy & Environmental Science**, v. 9, n. 10, p. 3036-3043, 2016.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. Disponível em: <http://seeg.eco.br/> Acesso em 01 de novembro de 2017.

STEWART, C.; HESSAMI, M. A. A study of methods of carbon dioxide capture and sequestration - the sustainability of a photosynthetic bioreactor approach. **Energy Conversion and Management**, v. 46, n. 3, p. 403-420, 2005.

SUTHERLAND, D. L.; MONTEMEZZANI, V.; MEHRABADI, A.; CRAGGS, R. J. Winter-time CO₂ addition in high rate algal mesocosms for enhanced microalgal performance. **Water Research**, v. 89, p. 301-308, 2016.

THOMAS, D. M.; MECHERY, J.; PAULOSE, S. V. Carbon dioxide capture strategies from flue gas using microalgae: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 17, p. 16926-16940, 2016.

VAN DEN HENDE, S.; VERVAEREN, H.; BOON, N. Flue gas compounds and microalgae: (Bio-)chemical interactions leading to biotechnological opportunities. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1405-1424, 2012.

WANG, H. Q.; WU, Z. B.; LIU, Y.; SHENG, Z. Y. The characterization of ZnO-anatase-rutile three-component semiconductor and enhanced photocatalytic activity of nitrogen oxides. **Journal of Molecular Catalysis a-Chemical**, v. 287, n. 1-2, p. 176-181, 2008.

WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J.; EPPINK, M. H. M. Microalgae for the production of bulk chemicals and biofuels. **Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr**, v. 4, n. 3, p. 287-295, 2010.

YU, G. Hydrothermal liquefaction of low-lipid microalgae to produce bio-crude oil. Dissertation (Agricultural and Biological Engineering). University of Illinois. 2012.

ZARDO, I. Análise de viabilidade econômica da produção de biodiesel a partir de microalgas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 42p. 2011.

ZHU, L. D. Biorefinery as a promising approach to promote microalgae industry: An innovative framework. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 1376-1384, 2015.

7 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados mostraram que é possível utilizar gases de emissão da combustão da gasolina como fonte externa de CO₂ uma vez que os compostos presentes no gás não foram capazes de influenciar o crescimento das microalgas devido às baixas solubilidades, exceto pelos óxidos de nitrogênio, que contribuíram para a diminuição do pH do meio, mas que ainda assim não influenciaram o crescimento desses microrganismos. Porém, a adição de CO₂, independente da fonte, em lagoas de alta taxa alimentadas por esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico, não resultou no aumento da remoção de nutrientes do esgoto doméstico, nem na produtividade de biomassa.

Aliado aos vários dias de chuva e, conseqüentemente menor incidência de radiação solar, menor temperatura e, por conseguinte, menor atividade fotossintética, a elevada concentração de matéria orgânica no esgoto utilizado advindo do tanque séptico contribuiu para a baixa frequência de adição de CO₂, o que pode ter contribuído para os resultados encontrados diferirem dos encontrados na literatura, que apontam aumento da produtividade da biomassa e/ou maior eficiência no tratamento do esgoto doméstico quando uma fonte de externa de CO₂ é utilizada.

O cultivo de microalgas em esgoto doméstico com gases de emissão é válido do ponto de vista ambiental, uma vez que evita que esses gases sejam liberados para a atmosfera, porém para as condições desse estudo não foi viável do ponto de vista econômico, já que o investimento elevado não foi compensado quando a biomassa produzida foi utilizada para produção de biocombustíveis e como fonte proteica na alimentação animal. O aumento da escala (até 10 vezes) aumentaria o VPL dos projetos, mas mesmo assim a viabilidade econômica ainda não seria alcançada em um horizonte de 20 anos. Os resultados também mostraram que dependendo da finalidade da biomassa fontes de CO₂ com maior ou menor custo operacional podem ser utilizadas.

8 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Os resultados dessa pesquisa mostraram que a adição de CO₂ em LATs alimentadas continuamente com esgoto doméstico pré-tratado por tanque séptico, não influenciou a produtividade de biomassa e nem o tratamento do esgoto, independentemente da fonte do gás utilizada (CO₂ industrial ou GECCG). Os

resultados mostraram também que os investimentos com as instalações de fontes de adição do gás não são economicamente viáveis quando a biomassa produzida é utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal ou como matéria-prima para produção de biocombustíveis.

A principal causa para que os resultados encontrados aqui diferissem dos resultados encontrados na literatura é a elevada carga de matéria orgânica presente no esgoto doméstico utilizado como meio de cultivo. Com elevada carga de matéria orgânica no meio não houve demanda por carbono, ou houve baixa demanda, o que fez com que o CO₂ fosse adicionado poucas vezes, contribuindo para que não houvesse diferença entre as LATs, tanto no que diz respeito ao tratamento, quanto na produção de biomassa (Sutherland et al., 2015). Para contornar a baixa frequência de adição do gás, sugere-se que o CO₂ ao invés de adicionado sob demanda, fosse adicionado durante todo o dia ou em pequenos intervalos. A adição contínua durante todo o dia pode ser realizada sem a preocupação com a queda do pH do meio uma vez que ao atingir o equilíbrio químico, o pH se mantém constante (Cheng et al., 2015). Sugere-se que a adição realizada dessa forma seja feita somente com o GECG uma vez que esse estudo mostrou que não houve diferença entre as fontes, dessa maneira o ideal é optar pela fonte mais viável ambientalmente.

Para tentar alcançar a viabilidade econômica, sugere-se que sejam incluídas na análise de investimentos as vantagens ambientais do processo. Ou seja, que a biomassa final seja tratada como um produto de maior valor agregado, uma vez que foi produzida por meio de técnicas sustentáveis, com a utilização de esgoto e gás de emissão como matérias primas. Dessa forma, a biomassa poderia ser comercializada com um selo verde, que valorizaria o produto, elevando seu preço comercial e consequentemente aumentando o lucro, o que poderia tornar o processo economicamente mais viável.

8.1 REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHENG, J.; YANG, Z. B.; HUANG, Y.; HUANG, L.; HU, L. Z.; XU, D. H.; ZHOU, J. H.; CEN, K. F. Improving growth rate of microalgae in a 1191 m² raceway pond to fix CO₂ from flue gas in a coal-fired power plant. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 235-241, 2015.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Frequency of CO₂ supply affects wastewater microalgal photosynthesis, productivity and nutrient removal efficiency in mesocosms: implications for full-scale high rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, n. 5, p. 1901-1911, 2015.

9 ANEXOS

ANEXO I: Análise de investimentos quando CO₂ industrial é utilizado como fonte de CO₂ para produção de biomassa para ser utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal.

Custo							Payback simples		Payback descontado	
Ano	Fluxo de caixa	Operacional anual (kg)	Custo da biomassa (kg/ano)	Preço de venda (kg)	Lucro anual (kg)		Saldo	Fluxo descontado	Saldo	
0	-R\$ 1,178.35						-R\$ 1,178.35	-R\$ 1,178.35	-R\$ 1,178.35	
1	-R\$ 80.13	R\$ 16.99	R\$ 159.94	R\$ 96.80	-R\$ 80.13		-R\$ 1,258.48	-R\$ 71.54	-R\$ 1,249.89	
2	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 1,180.97	R\$ 61.79	-R\$ 1,188.10	
3	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 1,103.46	R\$ 55.17	-R\$ 1,132.94	
4	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 1,025.96	R\$ 49.26	-R\$ 1,083.68	
5	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 948.45	R\$ 43.98	-R\$ 1,039.70	
6	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 870.95	R\$ 39.27	-R\$ 1,000.43	
7	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 793.44	R\$ 35.06	-R\$ 965.37	
8	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 715.93	R\$ 31.30	-R\$ 934.07	
9	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 638.43	R\$ 27.95	-R\$ 906.12	
10	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 560.92	R\$ 24.95	-R\$ 881.17	
11	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 483.42	R\$ 22.28	-R\$ 858.89	
12	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 405.91	R\$ 19.89	-R\$ 838.99	
13	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 328.41	R\$ 17.76	-R\$ 821.23	
14	R\$ 77.51	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 96.80	R\$ 77.51		-R\$ 250.90	R\$ 15.86	-R\$ 805.37	

15	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	-R\$	173.39	R\$	14.16	-R\$	791.21
16	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	-R\$	95.89	R\$	12.64	-R\$	778.57
17	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	-R\$	18.38	R\$	11.29	-R\$	767.28
18	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	R\$	59.12	R\$	10.08	-R\$	757.20
19	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	R\$	136.63	R\$	9.00	-R\$	748.20
20	R\$	77.51	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	96.80	R\$	77.51	R\$	214.13	R\$	8.03	-R\$	740.17
<p>TMA 12%</p> <p>VPL -R\$ 740.17</p> <p>TIR</p> <p>Payback simples</p> <p>Payback descontado</p>																

ANEXO II: Análise de investimentos quando CO₂ industrial é utilizado como fonte de CO₂ para produção de biomassa para ser utilizada no setor energético.

Ano	Custo					Payback simples		Payback descontado	
	Fluxo de caixa	Operacional anual (kg)	Custo da biomassa (kg/ano)	Preço de venda (kg)	Lucro anual (kg)	Saldo	Fluxo descontado	Saldo	
	0	-R\$ 1,178.35					-R\$ 1,178.35	-R\$ 1,178.35	-R\$ 1,178.35
1	-R\$ 1,271.05	R\$ 16.99	R\$ 159.94	R\$ 4.21	-R\$ 1,271.05	-R\$ 2,449.40	-R\$ 1,134.87	-R\$ 2,313.22	
2	-R\$ 5.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,464.49	-R\$ 12.03	-R\$ 2,325.24	
3	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,479.58	-R\$ 10.74	-R\$ 2,335.98	
4	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,494.67	-R\$ 9.59	-R\$ 2,345.57	
5	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,509.76	-R\$ 8.56	-R\$ 2,354.14	
6	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,524.85	-R\$ 7.64	-R\$ 2,361.78	
7	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,539.93	-R\$ 6.83	-R\$ 2,368.61	
8	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,555.02	-R\$ 6.09	-R\$ 2,374.70	
9	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,570.11	-R\$ 5.44	-R\$ 2,380.14	
10	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,585.20	-R\$ 4.86	-R\$ 2,385.00	
11	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,600.29	-R\$ 4.34	-R\$ 2,389.34	
12	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,615.38	-R\$ 3.87	-R\$ 2,393.21	
13	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,630.47	-R\$ 3.46	-R\$ 2,396.67	
14	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,645.56	-R\$ 3.09	-R\$ 2,399.76	
15	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,660.65	-R\$ 2.76	-R\$ 2,402.51	
16	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,675.74	-R\$ 2.46	-R\$ 2,404.97	
17	-R\$ 15.09	R\$ 16.99	R\$ 2.31	R\$ 4.21	-R\$ 15.09	-R\$ 2,690.83	-R\$ 2.20	-R\$ 2,407.17	

18	-R\$	15.09	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	4.21	-R\$	15.09	-R\$	2,705.92	-R\$	1.96	-R\$ 2,409.13
19	-R\$	15.09	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	4.21	-R\$	15.09	-R\$	2,721.00	-R\$	1.75	-R\$ 2,410.89
20	-R\$	15.09	R\$	16.99	R\$	2.31	R\$	4.21	-R\$	15.09	-R\$	2,736.09	-R\$	1.56	-R\$ 2,412.45
TMA 12% VPL -R\$ 2,412.45 TIR Payback simples Payback descontado															

ANEXO III: Análise de investimentos quando GECG é utilizado como fonte de CO₂ para produção de biomassa para ser utilizada como fonte de proteínas na alimentação animal.

Ano	Custo						Payback simples		Payback descontado	
	Fluxo de caixa	Operacional anual (kg)	Custo da biomassa (kg/ano)	Preço de venda (kg)	Lucro anual (kg)	Payback simples		Payback descontado		
						Saldo	Fluxo descontado	Saldo		
0	-R\$ 2,136.09					-R\$ 2,136.09	-R\$ 2,136.09	-R\$ 2,136.09		
1	-R\$ 198.78	R\$ 0.11	R\$ 295.47	R\$ 96.80	-R\$ 198.78	-R\$ 2,334.87	-R\$ 177.49	-R\$ 2,313.58		
2	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 2,238.21	R\$ 77.06	-R\$ 2,236.51		
3	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 2,141.54	R\$ 68.81	-R\$ 2,167.71		
4	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 2,044.87	R\$ 61.43	-R\$ 2,106.27		
5	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,948.20	R\$ 54.85	-R\$ 2,051.42		
6	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,851.53	R\$ 48.98	-R\$ 2,002.44		
7	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,754.86	R\$ 43.73	-R\$ 1,958.71		
8	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,658.19	R\$ 39.04	-R\$ 1,919.67		
9	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,561.52	R\$ 34.86	-R\$ 1,884.81		
10	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,464.85	R\$ 31.12	-R\$ 1,853.69		
11	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,368.18	R\$ 27.79	-R\$ 1,825.90		
12	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,271.51	R\$ 24.81	-R\$ 1,801.08		
13	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,174.85	R\$ 22.15	-R\$ 1,778.93		
14	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 1,078.18	R\$ 19.78	-R\$ 1,759.15		
15	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 981.51	R\$ 17.66	-R\$ 1,741.49		
16	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 884.84	R\$ 15.77	-R\$ 1,725.72		
17	R\$ 96.67	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 96.80	R\$ 96.67	-R\$ 788.17	R\$ 14.08	-R\$ 1,711.64		

18	R\$	96.67	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	96.80	R\$	96.67	-R\$	691.50	R\$	12.57	-R\$ 1,699.07
19	R\$	96.67	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	96.80	R\$	96.67	-R\$	594.83	R\$	11.22	-R\$ 1,687.84
20	R\$	96.67	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	96.80	R\$	96.67	-R\$	498.16	R\$	10.02	-R\$ 1,677.82
TMA 12% VPL -R\$ 1,677.82 TIR Payback simples Payback descontado															

ANEXO IV: Análise de investimentos quando GECG é utilizado como fonte de CO₂ para produção de biomassa para ser utilizada no setor energético.

Ano	Custo					Lucro anual (kg)	Payback simples		Payback descontado	
	Fluxo de caixa	Operacional anual (kg)	Custo da biomassa (kg/ano)	Preço de venda (kg)	Saldo		Fluxo descontado	Saldo		
0	-R\$ 2,136.09						-R\$ 2,136.09	-R\$ 2,136.09	-R\$ 2,136.09	
1	-R\$ 291.38	R\$ 0.11	R\$ 295.47	R\$ 4.21	-R\$ 291.38	-R\$ 2,427.47	-R\$ 260.16	-R\$ 2,396.25		
2	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,423.40	R\$ 3.25	-R\$ 2,393.00		
3	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,419.32	R\$ 2.90	-R\$ 2,390.10		
4	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,415.25	R\$ 2.59	-R\$ 2,387.51		
5	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,411.17	R\$ 2.31	-R\$ 2,385.20		
6	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,407.10	R\$ 2.06	-R\$ 2,383.14		
7	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,403.03	R\$ 1.84	-R\$ 2,381.29		
8	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,398.95	R\$ 1.65	-R\$ 2,379.65		
9	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,394.88	R\$ 1.47	-R\$ 2,378.18		
10	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,390.80	R\$ 1.31	-R\$ 2,376.87		
11	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,386.73	R\$ 1.17	-R\$ 2,375.70		
12	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,382.65	R\$ 1.05	-R\$ 2,374.65		
13	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,378.58	R\$ 0.93	-R\$ 2,373.72		
14	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,374.51	R\$ 0.83	-R\$ 2,372.88		
15	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,370.43	R\$ 0.74	-R\$ 2,372.14		
16	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,366.36	R\$ 0.66	-R\$ 2,371.48		
17	R\$ 4.07	R\$ 0.11	R\$ 0.02	R\$ 4.21	R\$ 4.07	-R\$ 2,362.28	R\$ 0.59	-R\$ 2,370.88		

18	R\$	4.07	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	4.21	R\$	4.07	-R\$	2,358.21	R\$	0.53	-R\$	2,370.35
19	R\$	4.07	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	4.21	R\$	4.07	-R\$	2,354.14	R\$	0.47	-R\$	2,369.88
20	R\$	4.07	R\$	0.11	R\$	0.02	R\$	4.21	R\$	4.07	-R\$	2,350.06	R\$	0.42	-R\$	2,369.46
TMA 12% VPL -R\$ 2,369.46 TIR Payback simples Payback descontado																