

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE TRATAMENTO COM PRESENÇA DE
MACRÓFITAS FLUTUANTES E MICROALGAS APLICADAS AO PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM CONDIÇÕES DE CLIMA
SUBTROPICAL**

TESE DE DOUTORADO

JOSÉ CARLOS ALVES BARROSO JÚNIOR

Porto Alegre, Fevereiro de 2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE TRATAMENTO COM PRESENÇA DE
MACRÓFITAS FLUTUANTES E MICROALGAS APLICADAS AO PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM CONDIÇÕES DE CLIMA
SUBTROPICAL

TESE DE DOUTORADO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador:

Prof. Luiz Olinto Monteggia

Porto Alegre

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE TRATAMENTO COM PRESENÇA DE
MACRÓFITAS FLUTUANTES E MICROALGAS APLICADAS AO PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM CONDIÇÕES DE CLIMA
SUBTROPICAL

José Carlos Alves Barroso Júnior

*Tese submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos
e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como
requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental*

Orientador: **Luiz Olinto Monteggia**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano – ENS/UFSC

Prof^ª. Dr. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues - IPH/UFRGS

Prof. Dr. Sérgio João de Luca - IPH/UFRGS

Porto Alegre, Fevereiro de 2020

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer inicialmente aos meus Pais (José Carlos e Ellen de Fátima) por me ensinarem a distinguir o certo do errado e sempre me apoiarem em minhas decisões. Agradeço também ao meu irmão (Tadeu Barroso) e minha esposa (Gabrielli Yamashita) por estar sempre ao meu lado em minhas decisões, me ajudar em momentos difíceis e comemorar os desafios superados. A toda a minha família que sempre me deu forças para continuar. Ao meu orientador o professor Luiz Olinto Monteggia por ajudar a trilhar este caminho, aos ensinamentos e estar sempre à disposição para me auxiliar em momentos confusos. Ao professor Albano Schwarzbald (*in memoriam*) por diversos auxílios e aprendizagens, além de suas ótimas piadas e especialmente pela identificação das macrófitas utilizadas neste trabalho. Ao professor Sérgio De Luca com o qual pude trabalhar e me incentivou e ajudou a realizar o mestrado e doutorado. Aos colegas de trabalho, do laboratório e da sala de sala de alunos (especialmente a Maria Cristina (Crica), ao Felipe Krüger, Nestor Muñoz, Eddie Gómez, Ana Flávia, Daniela Duran, Ian Almeida, Lígia Tavares, Rafael Fritzen e Thais Frota) pelos momentos de descontração, de dúvidas, aos ensinamentos e as conversas sem fim. A todos amigos que sempre me deram força, dentro e fora de Porto Alegre. A professora Lúcia Ribeiro pelas maravilhosas sugestões para melhoria desta tese e ao professor Rodrigo Mohedano pelas contribuições essenciais a esta pesquisa. A todos os meus professores desde o pré-escolar, ensino básico, médio, superior e pós-graduação, que com certeza ajudaram na formação do meu caráter e do conhecimento, pois estes são guerreiros na educação, ainda mais em tempos como hoje de ataques a ciência e educação. Aos motoristas do IPH/UFRGS por ajudar na coleta e nas idas e vindas à Campo Bom-RS para melhoria dos equipamentos laboratoriais, aos técnicos do LADETEC, especialmente ao Louidi Albornoz, por estar sempre auxiliando nas análises, equipamentos e reagentes do laboratório. Ao DEMAÉ pelo espaço que possibilitou a realização deste trabalho. A todos os bolsistas de iniciação científica que contribuíram com a pesquisa. A CNPQ e CAPES, pela bolsa e financiamento de projetos que sem o qual essa tese dificilmente poderia ter sido realizada e a todos mais que eu não tenha citado nesta lista de agradecimentos, mas que de uma forma ou de outra contribuíram não apenas para a minha tese, mas para a minha formação como pessoa, pesquisador e professor.

RESUMO

O devido tratamento de efluentes é essencial para o equilíbrio do ambiente e a prevenção da eutrofização dos corpos hídricos. A eutrofização pode gerar consequências como a proliferação descontrolada de microalgas e macrófitas. Além de gerar sabor e odor à água e elevar os custos de tratamento. O cultivo controlado de macrófitas e microalgas podem auxiliar no tratamento de efluentes, reduzindo e, até impedindo que, os nutrientes cheguem aos corpos hídricos. Este trabalho visa avaliar o pós tratamento de esgoto sanitário de efluente do reator UASB mediante utilização de lagoas de tratamento com presença de lemnáceas e microalgas. As lagoas foram testadas em condições operacionais variando o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) em 2,2; 3,3 e 4,1 dias, com vazão de 0,8 a 1,6 m³/h, em dois regimes diferentes, inicialmente em paralelo e posteriormente em série. No sistema em série o efluente do reator UASB segue para a Lagoa de Microalgas (LA) e o efluente desta direcionado para Lagoa de Macrófitas (LM) com objetivo de promover o polimento final do efluente. Foram avaliados os parâmetros físico-químicos para matéria orgânica (DBO, DQO, COT, SSV), nutrientes (nitrogênio e fósforo), coliformes, clorofila-*a*, alcalinidade e também a produção de biomassa de macrófitas e microalgas. Os parâmetros foram avaliados para período quente (primavera e verão) e período frio (outono e inverno) na etapa em paralelo e série das lagoas. Na etapa em paralelo a LA apresentou elevada remoção de nitrogênio amoniacal (88,0%), porém em alguns regimes operacionais apresentou baixa remoção de matéria orgânica (12,9% de COT). A LM na etapa em paralelo apresentou elevada remoção de matéria orgânica (83,7% de COT), porém com baixa remoção de nitrogênio amoniacal (2,1%). No sistema em série o tratamento via UASB+LA+LM apresentou eficiências intermediárias entre os registrados pelas lagoas em paralelo, com eficiência de remoção de COT de 69,8% e nitrogênio amoniacal de 86,6% para o TDH de 4,1 dias. Os resultados obtidos no regime de operação em série atenderam aos limites máximos estabelecidos pelo CONSEMA 430. Além do tratamento obteve-se produção de biomassa de microalgas máxima de 18,3 g/m²·dia com 9,1% de lipídios e produção máxima de biomassa de lemna de 14,5 g/m²·dia. Esta biomassa poderá ser utilizada como matéria prima para produção de bioenergia, alimento para gado e/ou matéria prima para adubo.

Palavras-Chaves: Esgoto sanitário, Lagoas de tratamento, Lemna, Microalgas, Macrófitas Flutuantes, Microalgas, UASB.

ABSTRACT

Proper wastewater treatment is essential for environmental balance and the prevention of eutrophication of water bodies. Eutrophication can lead to consequences such as the uncontrolled proliferation of microalgae and macrophytes. Unbalancing life in the environment, as well as generating taste and odor to water and raising treatment costs. Controlled cultivation of macrophytes and microalgae can assist in wastewater treatment, reducing and even preventing nutrients from reaching the water bodies. This work aims the post-treatment of sanitary sewage from the UASB reactor effluent through treatment lagoons with lemna and microalgae. The lagoons were tested under operating conditions by varying the Hydraulic Detention Time (HRT) by 2.2; 3.3 and 4.1 days, in two different regimes, initially in parallel and later in series. In the serial system, the UASB reactor effluent was discharged into the Microalgae Lagoon (LA) and the effluent from it directed to Macrófitas Lagoon (LM) for final effluent polishing. The physical-chemical parameters were evaluated for organic matter (BOD, COD, TOC, VSS), nutrients (nitrogen and phosphorus), coliforms, chlorophyll-a, alkalinity and also the macrophyte and microalgae biomass production. The parameters were evaluated for a warm period (spring and summer) and cold period (autumn and winter) in the parallel and series stages of the lagoons. In the parallel phase, LA showed high ammonia nitrogen removal (88.0%), but in some operational regimes, it presented low organic matter removal (12.9% TOC). The LM in the parallel stage presented high organic matter removal (83.7% of TOC), but with low ammonia nitrogen removal (2.1%). In the series system, the treatment for UASB + LA + LM showed intermediate efficiencies between those recorded by the parallel lagoons, with removal efficiency of 69.8% TOC and 86.6% ammonia nitrogen, to HRT of 4.1 days, with these results all the regimens of series operation tested met the maximum limits governed by CONSEMA 430. In addition to the treatment, a maximum microalgae biomass production of 18.3 g / m² · day was obtained with 9.1% lipids and a maximum lemna biomass production of 14.5 g / m² · day. This biomass may be used as a bioenergy feedstock, livestock feed and/or fertilizer feedstock.

Keywords: *sanitary sewage, wastewater stabilization ponds, lemna, Macrophytes, Microalgae, UASB.*

“E aprenderemos diariamente a desaprender e a viver como realmente somos!”
(Dead Fish)

“Acordar cedo e planejar metas para cada dia vivenciado é se desafiar e ter
autoconfiança”. (Kurt Cobain)

“Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela tampouco a sociedade
muda”. (Paulo Freire)

Sumário

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	17
2.1. Geral.....	17
2.2. Específicos.....	17
3. LAGOAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	17
3.1. Lagoas de Estabilização.....	17
3.2. Lagoas de Alta Taxa	18
3.3. Microalgas	22
3.3.1.Fatores Intervenientes na Presença de Microalgas e no Tratamento de Efluentes via LAT de Microalgas	22
3.4. Lagoas com presença de microalgas para Tratamento de Efluentes	31
3.5. Lagoas com Presença de Macrófitas Flutuantes	37
3.6. Lagoas de Tratamento com Presença de Macrófitas <i>Lemniodeae</i>	41
3.6.1.Macrófitas Flutuantes - Lemnoideae	41
3.6.2.Lemna minor	44
3.6.3.Spirodela intermedia.....	46
3.6.4.Spirodela polyrhiza	49
3.6.5.Wolffia columbiana	50
4. MATERIAIS E MÉTODOS	52
4.1.1.Reator Anaeróbio	55
4.1.2.Decantador	56
4.1.3.Lagoas de Alta Taxa	56
4.2. Design experimental ou Operação do sistema.....	59
4.2.1.Controle da Densidade de Macrófitas	64
4.2.2.Taxa de Crescimento das Macrófitas	65
4.2.3.Cálculo da recuperação de nutrientes	66

4.2.4. Parâmetros de Avaliação do Desempenho das Unidades	67
4.2.5. Análise dos dados	69
4.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA	70
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1. Sistema em paralelo (Etapa I).....	71
5.1.1. Caracterização dos efluentes do sistema:	71
5.1.2. Matéria orgânica (DBO, DQO e COT).....	74
5.2.1. Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	78
5.2.2. Alcalinidade Total	80
5.2.3. Nitrogênio	81
5.2.3.1. Nitrogênio Amoniacal	81
5.2.4. Fósforo Total.....	86
5.2.5. Fosfato	88
5.2.6. Clorofila -a	90
5.2.7. Produção de Biomassa	92
5.2. Sistema em série	95
5.2.1. Caracterização dos efluentes do sistema:	96
5.2.2. Matéria Orgânica (DBO, DQO e COT).....	98
5.1.1. Sólidos Suspensos Voláteis.....	102
5.1.1.1. Alcalinidade Total	104
5.1.2. Nitrogênio	105
5.1.2.1. Nitrogênio total	105
5.1.2.2. Nitrogênio Amoniacal	107
5.1.2.3. Nitrato.....	108
5.1.3. Fósforo total	110
5.1.4. Fosfato	111

5.1.5. Clorofila-<i>a</i>	112
5.1.6. Produção de Biomassa	113
5.1.6.1. Produção de Biomassa de Microalgas	114
5.1.6.2. Produção de Biomassa de Lemna	115
5.2. Análise do Nitrogênio ao longo do tratamento	117
5.3. Recuperação de Fósforo	119
5.4. Recuperação de Nitrogênio	122
5.5. Análise do efluente final conforme portaria de lançamento de efluentes.	124
5.6. Comparativo entre Sistema em Série e Paralelo	129
5.7. Cargas aplicadas as lagoas de tratamento.	131
6. CONCLUSÕES	133
7. RECOMENDAÇÕES TRABALHOS FUTUROS	135
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	136
APÊNDICE A – Laudos do tecido vegetal da biomassa de macrófitas flutuantes. ...	160
APÊNDICE B – Perfis de medição de O.D. e pH da lagoa de algas (LA).	162

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Formas de nitrogênio ao longo do tratamento de efluentes a partir de lagoas de tratamento com presença de microalgas – Fonte: Adaptado Barroso Júnior, 2015.	27
Figura 2 - Representação esquemática das reações e processos bioquímicos que ocorrem no tratamento do efluentes em lagoas de lemnas. Fonte: Mohedano (2010).	38
Figura 3 - Comportamento do fósforo em lagoa com presença de lemnas. Fonte: FARREL (2012 apud TONON, 2016).	40
Figura 4 - <i>Lemna minor</i> Fonte: LINDSEY, (2006).	44
Figura 5 - <i>Spirodela intermedia</i> Fonte: SCHNEIDER, (2016).	47
Figura 6 - <i>Spirodela polyrhiza</i> . Fonte: HILTY, (2017).	49
Figura 7 - <i>Wolffia columbiana</i> Fonte: Universidade da Flórida.	51
Figura 8 – Imagem identificando a localização da ETE – São João Navegantes e do IPH. Fonte: google maps.	53
Figura 9 - Vista superficial das instalações experimentais na ETE - São João Navegantes, Porto Alegre, RS.	53
Figura 10 - Esquema da planta experimental de tratamento de efluentes do IPH.	54
Figura 11 - Reator UASB em escala Piloto na ETE São João, Porto Alegre, RS.	55
Figura 12 - Decantador para remoção de sólidos do efluente do UASB na ETE São João, Porto Alegre, RS.	56
Figura 13 - LM à esquerda e LA à direita na ETE São João, Porto Alegre, RS.	57
Figura 14 - Planta da Lagoa com dimensões em metros na ETE São João, Porto Alegre, RS. ..	58
Figura 15 - Esteira mecânica para retirada de macrófitas flutuantes na ETE São João, Porto Alegre, RS.	65
Figura 16 - Concentração de DBO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.	77
Figura 17 - Concentração de DQO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.	77
Figura 18 - Concentração de SSV no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.	80
Figura 19 - Concentração de Nitrogênio Amoniacal no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.	83
Figura 20 - Concentração de NT no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.	85
Figura 21 - Concentração de Fósforo total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre, RS.	88
Figura 22 - Concentração de fosfato no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre, RS.	89
Figura 23 - Concentração de fosfato nas LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre-RS.	91
Figura 24 - Concentração de DBO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.	100
Figura 25 - Concentração de DQO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.	101

Figura 26 - Concentração de SSV no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.....	103
Figura 27 - Concentração de Nitrogênio Total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.	106
Figura 28 - Concentração de nitrato no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.	108
Figura 29 - Concentração de fósforo total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.	111
Figura 30 - Ilustração do ciclo do nitrogênio no sistema de tratamento.	118
Figura 31 - Análise do tecido vegetal da biomassa de macrófitas flutuantes.....	121
Figura 32 - Laudo da análise do tecido vegetal da lemna.	123
Figura 33- Amostra de efluente da LM, LA, UASB e EB da esquerda para a direita durante a Etapa II.	130

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Espécies cultivadas de produção de biomassa de algas em diferentes locais.....	25
Quadro 2 - Comparativo entre produção de microalgas comercial e produção com matéria prima de esgoto sanitário para LAT.	33
Quadro 3 - Detalhamento das Etapas I e II para cada sistema de tratamento.....	59
Quadro 4 - Período de operação e valores do TDH testados nas lagoas operadas em paralelo ..	60
Quadro 5 – Valores da temperatura da água das lagoas no período quente e frio - Etapa I.....	61
Quadro 6 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período quente e frio. .	62
Quadro 7 - Temperaturas das lagoas no período quente e frio durante a Etapa II.	63
Quadro 8 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa II para o período quente e frio. 63	
Quadro 9 - Apresentação dos métodos de análise e instrumentos utilizados	68
Quadro 10 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa I para o período quente na ETE São João em Porto Alegre, RS.	72
Quadro 11 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa I para o período frio na ETE São João em Porto Alegre, RS.	73
Quadro 12 - Valores de turbidez, pH e O.D. para Etapa I no período quente e frio na ETE São João Navegantes.....	74
Quadro 13 - Remoção de DBO, DQO e COT (%) observado na Etapa I em função do clima (Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	75
Quadro 14 - Resultados e análise estatística da remoção de SSV (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	79
Quadro 15 - Resultados e análise estatística da remoção de Alcalinidade (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	81
Quadro 16 - Resultados e análise estatística da remoção de Nitrogênio Amoniacal (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	82
Quadro 17 - Resultados e análise estatística da remoção de Nitrogênio Total (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	84
Quadro 18 - Resultados e análise estatística da concentração de Nitrato (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	86
Quadro 19 - Resultados e análise estatística das concentrações de Fósforo Total (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	87
Quadro 20 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa I, períodos Quente e Frio) na ETE São João em Porto Alegre, RS.....	88
Quadro 21 - Resultados e análise estatística das concentrações de Clorofila- <i>a</i> (Etapa I, períodos Quente e Frio) na ETE São João em Porto Alegre-RS.....	90
Quadro 22 – Resultado e análise estatística da produção de biomassa (base seca) na Etapa I para o período quente.....	92
Quadro 23 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período quente.	93
Quadro 24 - Produção de biomassa base seca na Etapa I para o período frio.	93
Quadro 25 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período frio.	93
Quadro 26 – Resultados e análise estatística da produção de biomassa de microalgas (base seca) na LA para a Etapa I no período quente e frio considerando diferentes porcentagens de biomassa em relação aos SSV.....	94

Quadro 27 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa II para o período quente na ETE São João em Porto Alegre, RS.	96
Tabela 28 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa II para o período frio na ETE São João em Porto Alegre, RS.	97
Quadro 29 - Valores de turbidez, pH e O.D. para Etapa I no período quente e frio na ETE São João Navegantes.	98
Quadro 30 - Resultados e análise estatística da remoção de DBO na Etapa II, em função do clima (Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	99
Quadro 31 - Resultados e análise estatística das remoções de SSV (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	102
Quadro 32 - Resultados e análise estatística da concentração de Alcalinidade (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	104
Quadro 33 - Resultados e análise estatística das remoções de NT (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	105
Quadro 34 - Resultados e análise estatística das remoções de Nitrogênio Amoniacal (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	107
Quadro 35 - Resultados e análise estatística das concentrações de nitrato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	109
Quadro 36 - Resultados e análise estatística das concentrações de Fósforo total (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	110
Quadro 37 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	112
Quadro 38 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	113
Quadro 39 - Resultados e análise estatística da Produção de biomassa de microalgas (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	115
Quadro 40 - Resultados e análise estatística da produção de biomassa de lemna (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.	116
Quadro 41 - Recuperação de fósforo a partir do excesso de lemna retirado da LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	120
Quadro 42 - Recuperação de nitrogênio a partir do excesso de lemna retirado da LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.	122
Quadro 43 - Padrões de lançamento para efluentes líquidos sanitários conforme CONAMA 430/2011.	124
Quadro 44 - Padrões de lançamento para efluentes líquidos sanitários conforme CONSEMA 355/2017.	125
Quadro 45 - Padrões de lançamento de nutrientes em efluentes líquidos sanitários conforme CONSEMA 355/2017.	125
Quadro 46 - Valores obtidos no efluente final pelo tratamento através do sistema UASB+LM e UASB+LA para Etapa I.	126
Quadro 47 - Valores obtidos no efluente final pelo tratamento através do sistema UASB+LA+LM para Etapa II.	128
Quadro 48 – Resultados estatísticos entre as concentrações finais dos poluentes presentes no efluente do sistema em série e paralelo.	129
Quadro 49 - Taxas aplicadas nas lagoas de tratamento para a Etapa I e II.	131

LISTA DE ABREVIACÕES:

ANOVA - Análise de variância

A_s - Área Superficial

CI - Carbono Inorgânico

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

CT - Carbono Total

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EB - Esgoto Bruto

LAT - Lagoa de Alta Taxa

LA – Lagoa de Tratamento com presença de Microalgas

LM – Lagoa de Tratamento com presença de Lemna

NT – Nitrogênio Total

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD - Oxigênio Dissolvido

Pt - Fósforo Total

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

ST - Sólidos Totais

TDH - Tempo de Detenção Hidráulico

TDS – Tempo de Detenção de Sólidos

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente de Manto de Lodo)

Θ_c – Idade do lodo

1. INTRODUÇÃO

O despejo de efluentes parcialmente tratados em corpos hídricos pode causar eutrofização com risco de proliferação de diversos organismos, como bactérias, microalgas e macrófitas flutuantes, o que pode comprometer a qualidade da água e a vida no ambiente. Entretanto, o cultivo controlado dos organismos fotossintetizantes em conjunto com as bactérias pode auxiliar no tratamento de efluentes (BARROSO, 2015).

No Brasil, segundo a (SNIS, 2016), 48,6 % do esgoto gerado é coletado, porém somente 39 % do esgoto gerado recebe algum tipo de tratamento, este dado auxilia a entender a situação atual de corpos hídricos que não são mais balneáveis.

A utilização de lagoas de tratamento com presença de microalgas ou macrófitas pode aliar o controle da poluição dos recursos hídricos, mediante o tratamento de efluentes a nível secundário e terciário, além da produção de biomassa que pode ser aproveitada como matéria prima para a geração energias renováveis, agregando valor ao tratamento (GROBBELAAR, 2009; HADIYANTO; SOETRISNANTO, 2013; OSWALD, 1987; POWELL, N. et al., 2010).

As lagoas de tratamento com presença de macrófitas, especialmente do gênero *Lemna*, se diferenciam das lagoas convencionais, pois parte das colônias de microrganismos ficam aderidas as raízes das plantas, desta forma é possível a remoção dos poluentes da lâmina d'água. Além disto, é possível que as macrófitas absorvam os nutrientes contidos no efluente, reduzindo a concentração destes na lâmina d'água e no efluente final.

Além do tratamento, as lagoas de microalgas e macrófitas produzem biomassa, que variam conforme a reprodução dos organismos fotossintéticos. Estes são influenciados por diversos fatores com temperatura, radiação solar, nutrientes e outros. A biomassa gerada neste processo é considerada de baixo custo, já que é um subproduto do tratamento do efluente (BASÍLICO et al., 2016; GÓMEZ et al., 2016b)

A eutrofização dos mananciais devido aos nutrientes descartados no ambiente, especialmente em grandes centros urbanos como Porto Alegre, tem gerado problemas crescentes na qualidade da água, principalmente por alterações organolépticas causadas pela potencial presença de espécies de algas (cianobactérias). A partir do controle e aproveitamento de microalgas e macrófitas em lagoas de tratamento pode-se minimizar a quantidade de nutrientes descartada no ambiente, contribuindo para o controle da

eutrofização dos corpos hídricos com possíveis vantagens econômicas mediante a geração de produtos de maior valor agregado, tais como biocombustíveis.

Na presente pesquisa pretende-se avaliar o desempenho do tratamento de efluentes a partir de reator anaeróbio tipo UASB, seguido de lagoas de tratamento com presença de algas e macrófitas para baixos valores de TDH com sistema em paralelo (lagoas independentes) e série (lagoas interligadas).

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar lagoas de tratamento com presença de macrófitas flutuantes e microalgas, em diferentes condições operacionais, aplicadas ao pós-tratamento de esgoto sanitário em condições de clima subtropical.

2.2. Específicos

Avaliar a remoção de matéria orgânica e nutrientes para diferentes Tempos de Detenção Hidráulicos (TDH) nas lagoas de tratamento com presença de macrófitas e microalgas.

Avaliar a remoção de matéria orgânica e nutrientes para os sistemas em série e paralelo;

Analisar o efeito da sazonalidade nas lagoas de tratamentos com organismos fotossintetizantes (macrófitas e microalgas) para remoção de matéria orgânica e nutrientes;

Determinar a biomassa de macrófitas e microalgas em lagoas de tratamento operadas em diferentes regimes operacionais.

3. LAGOAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

3.1. Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidas por diques de terra, e nas quais as águas residuárias são tratadas inteiramente por processos naturais, envolvendo principalmente algas e bactérias (SILVA; MARA., 1979).

Na década de 1950, investigações e pesquisas sobre o processo de depuração de águas servidas começaram a ser feitas metodicamente, passando as lagoas de estabilização a merecer a atenção de autoridades e de técnicos em Engenharia Sanitária (AZEVEDO NETTO, 1975).

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. A literatura apresenta diversas variações dos sistemas de lagoas de estabilização com diferentes aplicações específicas, níveis operacionais e requisitos de área (COIMBRA, 2012; NASCIMENTO; FERREIRA, 2007).

As lagoas convencionais apresentam diversas vantagens quando comparadas a outros processos de tratamento, principalmente em questões de custos e mão de obra para manutenção, sendo utilizada amplamente no Brasil (NASCIMENTO; FERREIRA, 2007; VON SPERLING, 2009). Entretanto podem ocasionar odores, no caso de lagoas anaeróbias e são necessárias áreas extensas, as quais estão disponíveis distantes dos centros urbanos, devido principalmente aos custos da área requerida.

As lagoas de estabilização também podem se apresentar como uma alternativa atraente para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pelo fato de apresentar simplicidade operacional similar a reconhecida para reatores anaeróbios. Esta linha de se combinar reatores de manta de lodo com lagoas de estabilização afigura-se como de aplicabilidade extremamente ampla para o Brasil (VON SPERLING, 1996).

Nas lagoas de estabilização, podem ser alcançados níveis significativos de remoção de patógenos, atingindo valores na ordem de 99,99% de remoção de coliformes fecais, sendo um processo de tratamento atrativo em regiões onde o objetivo de balneabilidade é importante, ou no que se refere a níveis máximos de organismos admissíveis para águas de abastecimento público (MARA, 1996).

3.2. Lagoas de Alta Taxa

As Lagoas de Alta Taxa (LAT) são canais abertos, com profundidade de água em torno de 0,2 m a 1,0 m possuindo um sistema de mistura, normalmente mecanizado (OSWALD, 1987; BENEMANN; OSWALD, 1996; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011), que podem substituir de forma vantajosa as lagoas facultativas e de maturação (BENEMANN et al., 1977). Esta profundidade, juntamente com elevadas cargas de

nitrogênio e de fósforo a partir de águas residuárias, estimula o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes atingido valores de clorofila-*a* que podem ultrapassar 3.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012).

O misturador é usado para mover o conteúdo líquido da lagoa e deve fornecer velocidade de escoamento da água na faixa de 0,15 - 0,30 m/s gerando vórtices turbulentos que fornecem a mistura vertical (CRAGGS et al., 2014).

A mistura vertical contribui para o crescimento de microalgas, assegurando frequente exposição das células a luz solar, evitando a sedimentação das microalgas/flocos bacterianos e aumentando a difusão de nutrientes em torno da célula (GROBBELAAR, 2009; HADIYANTO; SOETRISNANTO, 2013; OSWALD, 1988).

Devido à elevação da fiscalização exigindo que o tratamento de efluentes contemple a remoção de nutrientes, as LAT oferecem a possibilidade de incorporação do P e N na elevada quantidade de biomassa de algas (POWELL, N. et al., 2010). Neste caso a remoção dessa biomassa do meio líquido oferece vantagens importantes, tais como a remoção de nutrientes e o potencial de aproveitamento desta biomassa para produção de energias renováveis.

A remoção da biomassa através de técnicas de coagulação, floculação e flotação quimicamente assistidas são amplamente utilizadas, porém possuem elevado custo para a remoção das microalgas (DIVAKARAN; SIVASANKARA, 2002; MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006; VANDAMME; FOUBERT; MUYLAERT, 2013). Outros métodos como filtro biológico foram testados, obtendo eficiências reduzidas na remoção de clorofila-*a* (13,77 %) (MONTEGGIA; FILHO, 2001).

Outro fator que pode ser destacado é o aproveitamento do CO_2 disperso no meio líquido o que contribui para controle da presença de gases na atmosfera com potencial de formação do efeito estufa.

A eficiência da LAT para tratamento de águas residuais tem sido demonstrada com uma vasta gama de efluentes, incluindo municipais, industriais e agrícola, para diversas escalas, desde experimentos de bancada, escala piloto e grande escala (CAI; PARK; LI, 2013; CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012; GARCÍA et al., 2006; GODOS et al., 2009).

O tratamento de águas residuárias em LAT é normalmente parte de um sistema de lagoas de tratamento (CRAGGS et al., 2014; CRAGGS, 2005), entretanto esta pode ser utilizada posterior ao tratamento secundário com foco na assimilação de nutrientes para reutilização e aproveitamento destes.

As LAT foram desenvolvidas para proporcionar um tratamento mais eficiente e mais consistente do que lagoas facultativas, possibilitando ainda a produção de microalgas (CRAGGS et al., 2014). Taxas de remoção de nitrogênio entre 60 % e 75 % foram relatadas na literatura em LAT de escala piloto e grande escala (CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012; CROMAR; FALLOWFIELD, 1997; GARCÍA et al., 2006; NIMICK; GAMMONS; PARKER, 2011). As LAT podem ser consideradas uma variação das lagoas facultativas, a custo competitivo e, na maioria dos casos, necessitam de poucos ajustes para promover um ambiente ideal para o cultivo de microalgas (CRAGGS et al., 2014).

Além do tratamento avançado de águas residuais, as LAT oferecem a vantagem adicional de recuperação de nutrientes, através da biomassa algal que pode ser utilizada como adubo, alimento ou matéria prima para a produção de biocombustíveis (BENEMANN, 2008; CRAGGS et al., 2014). Nos últimos anos, o potencial de uso de efluentes como matéria prima para o cultivo de algas para a produção de biocombustíveis tem se destacado (CRAGGS et al., 2014; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011; RAWAT et al., 2011).

A predominância de determinadas espécies de algas em LAT pode ser resultado de diversos parâmetros ambientais (temperatura, radiação solar, condição climática), operacionais (pH, composição e concentração de nutrientes, tempo de detenção hidráulico) e os parâmetros biológicos (espécies de algas, pré-adaptação da cepa, ação de predadores e parasitas) (BENEMANN, 2003; SHEEHAN et al., 1998). No entanto, as tentativas de desenvolvimento de espécies de algas em monoculturas (puras) introduzidas em LAT não consegue superar períodos maiores que 3 meses devido à contaminação por outras espécies e/ou presença de zooplâncton (BENEMANN, 2008; SHEEHAN et al., 1998).

A profundidade das lagoas, juntamente com a concentração de biomassa e o clima determinam a "*euphotic zone*" ou a porção da coluna de água onde há radiação suficiente para realizar a fotossíntese (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2014). A

profundidade é crucial para controlar a penetração da luz na lagoa e regular a concentração de biomassa (GROBBELAAR, 2009), porém diretrizes para profundidades em LAT não são claras. Relatos de profundidades ideais para LAT variam entre 15 - 100 cm (GROBBELAAR, 2009; LARSDOTTER, 2006; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011), enquanto outras recomendam trabalhar com valores de profundidade mínima para maior eficiência de concentração de microalgas (KROON et al., 1989).

Porém as LAT são suscetíveis à aparição de elementos do zooplâncton (como rotíferos e cladóceros) o que pode reduzir a concentração de algas para níveis baixos dentro de poucos dias (BENEMANN, 2008; VAN HARMELEN; OONK., 2006). Por exemplo, rotíferos e cladóceros em altas densidades (>105 org./L) foram capazes de reduzir as concentrações de algas em 90% dentro de 2 dias (OSWALD, 1980). CAUCHIE et al., (1995) mediram redução de 99 % em biomassa algal, baseado na clorofila-*a*, devido ao consumo exercido por *Daphnia* ao longo de vários dias. Parasitismo por fungos e infecção viral também podem reduzir significativamente a população de algas da lagoa dentro de poucos dias e desencadear mudanças na estrutura celular das algas (KAGAMI et al., 2007).

A utilização de processos de lagoas em escala real de tratamento, bem como extensas pesquisas desenvolvidas em unidades piloto, como no caso da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários/Universidade Federal da Paraíba /Campina Grande) e a estação experimental da UFRGS/IPH, permitiu o desenvolvimento de parâmetros de projeto e critérios operacionais válidos para condições brasileiras, conforme trabalhos publicados por (VICTORETTI, 1973; SILVA; MARA., 1979; VON SPERLING, 1996; NASCIMENTO, 2001; BARROSO, 2015) e outros.

Nas LAT's devem ser potencializadas as condições operacionais de cultivo de microalgas em grande escala, bem como o desaguamento, extração dos lipídios e a conversão destes em biocombustíveis, suplementos alimentares e pigmentos (METTING, 1996; DERNER et al., 2006; SPOLAORE et al., 2006).

Desta forma ao se proporcionar o cultivo de microalgas a partir do tratamento de efluentes é essencial garantir um constante avanço na produção de biomassa para posterior aproveitamento energético.

3.3. Microalgas

As microalgas ou algas unicelulares são microrganismos encontrados em corpos aquáticos em todo o globo terrestre. Podem ainda estar presentes em folhas ou caules de vegetais além de poder formar, em simbiose com fungos, os líquens. São os principais integrantes do fitoplâncton, podendo ser encontrados de forma individualizada ou em colônias capazes de alcançar grandes dimensões. Esse grupo de organismos é considerado fundamental para a manutenção da vida na Terra uma vez que produzem, juntos das macrófitas aquáticas, da produção de maior parte do O₂ da atmosfera (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010; PEREIRA et al., 2012).

Microalgas são conhecidas por crescer mais abundantemente em águas eutrofizadas (PAERL; STEPPE; REID, 2001; REYNOLDS, 1984; SELLNER; DOUCETTE; KIRKPATRICK, 2003). Entretanto existem limitações significativas para aplicação em escala real associada a esta tecnologia, destacando-se:

- a necessidade de selecionar e cultivar em condições reais;
- a dificuldade de manutenção de espécies selecionadas em cultura ao ar livre;
- o custo elevado de separação/desaguamento da biomassa.

As microalgas são uma fonte de energia com diversas possibilidades de aproveitamento, podendo retirar destas diversos produtos e subprodutos de elevado valor (PIENKOS, 2007).

Há a possibilidade de utilização de microalgas para geração de energia através da digestão anaeróbia, proporcionando um gás rico em metano. O uso de biogás provindo de algas para geração de eletricidade pode produzir cerca de 1 kWh de eletricidade por kg de sólidos voláteis de algas (BENEMANN; OSWALD, 1996). Sob outra visão é possível aliar a extração de óleo de algas com a digestão anaeróbia, desta forma, extrai-se os lipídios e utiliza-se a biomassa restante como matéria prima para a digestão anaeróbia.

3.3.1. Fatores Intervenientes na Presença de Microalgas e no Tratamento de Efluentes via LAT de Microalgas

Os sistemas de cultivo e tratamento de efluentes por meio de microalgas em escala piloto apresentam diversas limitações: radiação solar (intensidade, qualidade espectral, fotoperíodo), nutrientes disponíveis (fósforo, nitrogênio e micro nutrientes), variações de

temperatura (flutuações diárias e sazonais), pH, CO₂ disponível, dimensões do reator (profundidade, superfície irradiada/ volume do reator), a turbulência (mistura), risco de contaminação (grama, terra, predadores) e equipamentos de coleta (RICHMOND, 2004). Além disso, como não há um controle das variáveis, pode ser necessário o ajuste dos valores de pH visando atender as normas de descarte (pH<9,5) e evitar a inibição da atividade bacteriana (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

➤ **Radiação Solar:**

Na ausência de limitação de nutrientes a fotossíntese aumenta de acordo com o aumento da intensidade da luz até que a taxa de crescimento das algas chegue ao máximo, onde é localizado o ponto de saturação de luz (BOUTERFAS; BELKOURA; DAUTA, 2002; MACEDO; SIPAÚBA- TAVARARES, 2010; MASOJÍDEK et al., 2003; RICHMOND, 2004). Aumentar a intensidade da luz para além deste ponto pode levar à foto-oxidação (também conhecido como foto inibição), danificando os receptores de luz das algas e diminuindo a taxa fotossintética e a produtividade (RICHMOND, 2003, 2004).

O aumento da concentração de algas pode ser um fator limitante, já que devido a altas densidades pode-se provocar o efeito de sombreamento, e estas impedem a passagem da radiação solar até as algas que se encontram em locais mais profundos. Segundo (PARK; CRAGGS, 2010), uma concentração de 300 g SST de algas/m³ irá absorver quase toda a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) dentro dos primeiros 15 cm da LAT, deixando o restante da profundidade da lagoa no escuro (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2014).

A radiação solar é considerada como um dos principais controladores do desempenho de microalgas em LAT (BEARDALL; RAVEN, 2013; LARSDOTTER, 2006). A eficiência de absorção de luz por uma célula de microalga é função do seu tamanho, bem como a sua concentração de pigmento intracelular (KIRK, 1994). A energia da luz é absorvida pelos pigmentos e transferida para um centro onde há reações fotoquímicas complexas.

Quando a absorção de luz excede a capacidade bioquímica do centro de reação (CR), o excesso de energia é dissipado na forma de calor ou de fluorescência (GOSS;

JAKOB, 2010), as elevadas concentrações de energia solar podem resultar na foto inibição das microalgas (TORRES, 2014).

Diversas teorias são formuladas para explicar a eficiência de absorção da radiação solar através das microalgas. No entanto, da totalidade da energia solar, somente 45 a 48 % encontra-se em forma de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e cerca de 10-20% da energia solar é perdida na superfície de reflexão, assim, teoricamente, apenas 12,8-14,4% da energia solar total (n_{pho}) pode ser convertida em biomassa de algas (BENEMANN, 2008; GONZÁLEZ; CALBÓ, 2002; NETO et al., 2008; WALKER, 2009).

Outros estudos apresentam o limite superior próximo de 5% (BENEMANN, 2008; WALKER, 2009). Eficiências fotossintéticas reais alcançadas até o momento relatam que o aproveitamento da luz solar está entre 1% e 2% (STEPHENSON et al., 2011; WALKER, 2009).

Quando a luz se torna limitante, as células de microalgas tendem a aumentar a concentração de pigmentos de absorção de radiação, em particular, a clorofila, a fim de capturar a luz disponível. No entanto, isto pode levar ao auto sombreamento interno, denominado "efeito pacote", em que a eficiência de absorção de luz por unidade de clorofila diminui com o aumento do teor de clorofila (KIRK, 1994; WILHELM; JAKOB, 2011).

A limitação de luz, temperatura e concentração de nutrientes também podem modificar o teor de clorofila de uma célula, que por sua vez, afeta especificamente a absorção de luz e o "efeito pacote" (STAEHR; WERNBERG, 2009; STRAMSKI; PISKOZUB, 2003).

As algas são suscetíveis a se tornarem inibidas devido à saturação de radiação (BENEMANN et al., 1982; TILLET, 1988; WALKER, 2009; BARROSO, 2015). Enquanto o nível de saturação de luz (L_{SAT}) é dependente das cepas de algas e densidade da cultura, o crescimento da maioria das espécies de algas é inibido em níveis de radiação acima de $200 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, que é apenas cerca de 10-17% do máximo de radiação RAF no verão, considerando valores de $2000 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ e inverno de $1200 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ (OGBONNA; TANAKA, 2000; TORZILLO et al., 2003). Portanto, a eficiência de

conversão fotossintética algal máxima (n_{max}) é apenas 1,3-2,4% da radiação solar total (BENEMANN, 2008; WALKER, 2009).

A eficiência máxima de conversão algal fotossintética pode ser usada para estimar a produtividade de algas (P_{max}) a partir da radiação solar incidente (I_o). Segundo (PARK; CRAGGS, 2010), em sua estação experimental de LAT em escala piloto localizada em Hamilton, Nova Zelândia (37° 470 'S, 175° 190'S E) a produtividade de algas no verão (dezembro a fevereiro) foi determinada a partir da radiação solar média, como mostrado na Eq. (1):

$$\frac{23,5 \frac{MJ}{d \cdot m^2} \times 2,4 \%}{\sim 21 KJ/g} \times 1000 = \sim \frac{27g}{d \cdot m^2} \quad (1)$$

Sendo:

$23,5 \frac{MJ}{d \cdot m^2}$ = média da radiação solar (I_o) de dezembro de 2008 até fevereiro de 2009;

2,4 % = eficiência fotossintética algal máxima (n_{max});

$\sim 21 KJ/g$ = valor energético da biomassa algal.

Outro aspecto importante é a perda de biomassa por manutenção das células (por exemplo, a respiração endógena) e decaimento algal, sendo que esta perda de produtividade deve ser contabilizada, representando cerca de 10% da produção de biomassa (Zhu et al., 2008).

Desta forma PARK e CRAGGS (2010), estimaram a produção de biomassa em um sistema de LAT sendo 24 g/m²·d. Este valor encontrado está muito próximo dos valores apresentados no Quadro 1, entretanto como é afirmado por PARK e CRAGGS (2010), faz-se necessário um estudo mais aprofundado, ou seja, com atividades mais prolongadas (> 1 ano), para confirmar a relação da radiação solar com a produtividade de algas.

Diversos valores de produção de biomassa de algas são encontrados na literatura, variando principalmente entre o cultivo puro e com mais de uma espécie, como é apresentado no Quadro 1.

Quadro1 – Espécies cultivadas de produção de biomassa de algas em diferentes locais.

Tipo de LAT	Local	Espécie	Produtividade por área (g/m ² ·d)	Referências
-------------	-------	---------	--	-------------

			Total	Extraíd	Área	Volum	
Produção comercial	Hawaii	<i>Tetraselmis suecica</i>	40,0		-	-	Laws et al. (1988)
	Hawaii	<i>Cyclotella cryptlm</i>	29,7		-	-	Laws et al. (1988)
	Hawaii	<i>Plntymonas sp</i>	26,0		48,0	5,8	Sheehan et al. (1998)
	Hawaii	<i>Cyclotella cryptlm</i>	30,0		9,2	1,1	Sheehan et al. (1998)
	Hawaii	<i>Tetraselmis suecica</i>	37,5		9,2	1,1	Sheehan et al. (1998)
	Novo México	<i>Scenedesmus quadrlonuda</i>	14,0		100	22,5	Weissman and Goebel
	Novo México	<i>Gilorelln sp.</i>	21,0		100	22,5	Weissman and Goebel
Tratamen to de Efluentes	Israel	<i>Anabena slomensis</i>	12,9		2,0	0,3	Richmond et al.
	Califórnia		18,4		1000	-	Benemann (1986)
	Israel		33,0	14,8	120	-	Shelef (1982)
	Israel		35,0	-	150	-	Shelef (1982)
	Nova Zelândia	Cultura mista de algas (ex. <i>Scenedesmus sp.</i> <i>Micractinium sp.</i>	25,0	-	32,0	8,0	Park and Craggs (2010)
	Brasil	<i>Actinastrum sp.</i> <i>Pediastrum sp.</i> <i>Coelostrum sp.</i>	6,2 - 9,1	5,0 - 7,5	269	80,0	Barroso Júnior (2015)
	Filipinas	<i>Chlorella sp.</i> <i>Ankistrodesmus sp)</i>	15,3	11,9	100	-	Oswald (1987)
	Escócia		18,0	-	12,0	-	Cromar et al. (1996)
	Espanha		12,7 - 14,8	9,9 - 11,5	1,54	-	Garcia et al. (2006)
	Kuwait		15,0	-	12,0	-	Banat et al. (1990)

Fonte: Barroso Júnior (2015).

➤ Nutrientes:

Nos sistemas comerciais de LAT para produção de algas é comum a adição de fertilizantes, para que os nutrientes não sejam um fator limitante (ACIÉN FERNÁNDEZ et al., 2001). Segundo KIRK (1994), algas unicelulares utilizam radiação solar para fixar carbono (C) e combinar este com elementos como o nitrogênio (N) e fósforo (P) em razões estequiométricas relativamente constantes. Razões de C/N/P de algas unicelulares

são tipicamente cerca de 106: 16: 1, uma proporção denominada a taxa de "Redfield" (REDFIELD; KETCHUM; RICHARDS, 1963).

Assumindo a composição química celular média de *Redfield*, $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$, seria necessário a utilização de fertilizante com uma relação de N: P de 16 N: P (7,3 g de N: P 1 g) (CRAGGS, 2005). No entanto, a proporção de N: P na biomassa de algas pode variar desde cerca de 4: 1 a cerca de 40: 1, dependendo das espécies de algas e da disponibilidade de nutrientes no meio de cultura (PARK; CRAGGS, 2010), por conseguinte, uma elevada produtividade pode ser conseguida, mesmo em baixas relações N: P em LAT de tratamento de águas residuárias.

O nitrogênio é um fator crítico para a regulação de algas que possuem conteúdo lipídico celular (BRENNAN; OWENDE, 2010; COOKSEY et al., 1987; GRIFFITHS; HARRISON, 2009; TILLET, 1988). Enquanto as células de algas geralmente têm um teor de lipídios em torno de 20% (BENEMANN, 2008; CHISTI, 2008), a acumulação de lipídios com níveis acima de 40% ocorrem quando nitrogênio torna-se o fator limitante ao crescimento (COOKSEY et al., 1987; TILLET, 1988). No entanto, utilizando a limitação de nitrogênio para estimular a acumulação de lipídios nas células de algas, muitas vezes reduz o crescimento das algas (CHELF, 1990; COLEMAN; ROSEN; SCHWARTZBACH., 1987; TILLET, 1988), podendo surgir duas condições diferentes, uma onde há elevado teor de lipídios nas algas e outra onde há elevada concentração de algas na lagoa.

A remoção e conversão biológica de nitrogênio pode ocorrer de diversas maneiras na lagoa com presença de microalgas. Considerando a utilização de pré tratamento, a partir de reator anaeróbico, as formas de nitrogênio são apresentadas na Figura 1 a seguir.

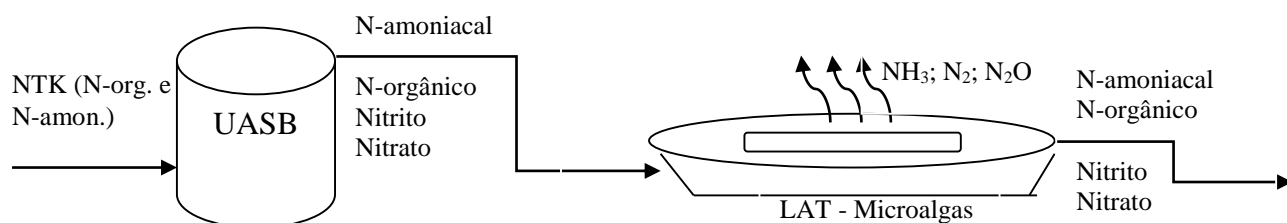


Figura 1 - Formas de nitrogênio ao longo do tratamento de efluentes a partir de lagoas de tratamento com presença de microalgas – Fonte: Adaptado Barroso Júnior, 2015.

Na lagoa de microalgas onde o ambiente é mixotrófico (microalgas + microrganismos), pode ocorrer a conversão do nitrogênio, principalmente em duas etapas, a volatilização/desprendimento na forma gasosa a partir de valores de pH acima de 9,5 (AZOV; GOLDMAN, 1982; BENEMANN; OSWALD, 1996; FALLOWFIELD; CROMAR; EVISON, 1996) e a conversão em nitrito e nitrato por processos de nitrificação (CROMAR; FALLOWFIELD, 1997; POSADAS et al., 2014; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; WANG et al., 2014), podendo ocorrer ainda a geração de óxido nitroso (ALCÁNTARA et al., 2015).

Nas lagoas de microalgas é possível o consumo do CO₂ e geração de O₂, desta forma pode ocorrer a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e pôr fim a nitrato, os quais podem ser sorvidos pela biomassa de microalgas, microrganismos e pelo biofilme formado nas paredes das lagoas. Pode ainda ocorrer o processo de desnitrificação, devido ao sistema tornar-se anaeróbio/anóxico durante a fase noturna, onde não há incidência da radiação solar e desta forma não há fotossíntese, tendo como consequência a não geração do oxigênio e o consumo do O₂ por todos organismos do sistema (ABREU, 2013; WINKLER; STRAKA, 2019a).

Segundo (BUENO, 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2015) a velocidade de nitrificação na presença de oxigênio dissolvido (> 2,0 mg/L) exige idade do lodo de 4,7 dias. Sabendo-se que as lagoas se aproximam de um reator de mistura completa sem recirculação da biomassa, onde $\Theta_c = TDH$ e com os valores propostos de Tempo de Detenção Hidráulico pode ocorrer a biooxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato durante o dia (presença de bactérias nitrificadoras) e possibilidade de desnitrificação durante a noite devido à ausência de oxigênio dissolvido, permitindo a conversão do nitrato em nitrogênio gasoso.

Segundo TCHOBANOGLIOUS et al., (2015), em alguns reatores específicos para a remoção de nitrogênio são observados valores de idade de lodo em torno de 3- 5 dias. O processo SHARON[®] utiliza idade do lodo aeróbio de 1,5 dias e em região anóxica 0,75 dias.

Nas lagoas de tratamento com presença de microalgas, além da remoção/recuperação de nitrogênio, é possível a remoção/recuperação de fósforo, estes podem se ligar a íons de metal, como ferro e manganês, tornado-os insolúveis na água como os oxihidróxidos de ferro, que formam ligações químicas fortes com ânions fosfatos

e assim diminuindo a disponibilidade deste fosfato para as plantas (HERNÁNDEZ; MEURER, 1995).

A elevação do pH pode atuar para aumentar a remoção de N-amoniaco do líquido através da volatilização da amônia e redução do fósforo por meio de precipitação com fosfato férrico, cálcio e magnésio (CRAGGS, 2005; GARCÍA et al., 2006), sendo comum em lagoas de microalgas visto que o pH pode chegar a valores acima de 10.

Além disto, o fósforo pode ser sorvido pelo biofilme aderido nos taludes das lagoas que irão absorver os nutrientes (fósforo e nitrogênio) para o desenvolvimento de novas células, reduzindo a concentração dos nutrientes no efluente final.

As microalgas contidas na lâmina de água podem sorver o fósforo na sua fração iônica, reduzindo a concentração no líquido, porém para a total remoção deste poluente do meio líquido deve-se remover as microalgas, normalmente são utilizados processos de flotação por ar dissolvido, centrifugação e filtro prensa (HANOTU; BANDULASENA; ZIMMERMAN, 2012; BARROSO, 2015).

As remoções de fósforo em lagoas de microalgas podem se apresentar baixas devido a não remoção das microalgas da lamina d'água atingindo valores entre 25-55 % de remoção (BARROSO, 2015; BENÍTEZ et al., 2018; LARSDOTTER, 2006; POWELL, N. et al., 2010).

➤ **Temperatura**

A produtividade de algas em uma lagoa eleva-se com o aumento da temperatura, até atingir uma temperatura ótima, acima da qual o aumento desta inicializa a fotorrespiração, reduzindo a respiração de algas e por consequência a produtividade (TILLET, 1988; SHEEHAN et al., 1998; PULZ, 2001). A temperatura ótima medida sob condições de taxa máxima de crescimento das algas, na presença de nutrientes e condições de luz adequadas, varia de acordo com a espécie de alga, mas geralmente encontra-se entre 28°C e 35°C (SOEDER et al., 1985).

Porém, a temperatura ótima varia de acordo com as concentrações de nutrientes e condições de radiação, onde o crescimento de algas, muitas vezes diminui quando são submetidos a uma mudança brusca de temperatura, como registrado por HARRIS (1978),

que verificou a exposição de algas adaptada a uma temperatura elevada (cerca de 30°C), resultando em uma redução de 50% em clorofila-*a* quando reduzido 10° em apenas 15 h.

➤ **pH:**

O pH da lagoa afeta diversos processos bioquímicos associados com o crescimento e metabolismo de algas, incluindo a biodisponibilidade de CO₂ para a fotossíntese e a disponibilidade e absorção de íons e nutrientes. Por sua vez o pH é uma função da produtividade de algas (relação algas/respiração bacteriana), alcalinidade, composição iônica do meio de cultura, atividade microbiana autotrófica e heterotrófica (por exemplo, nitrificação e desnitrificação) e da eficácia do sistema de adição de CO₂ (GARCÍA et al., 2006; HEUBECK; CRAGGS; SHILTON, 2007; PARK; CRAGGS, 2010). A fotossíntese das algas em LAT eleva o pH pelo consumo de CO₂ e HCO₃⁻, resultando em pH muitas vezes superior a 11 (CRAGGS, 2005; HEUBECK; CRAGGS; SHILTON, 2007; PARK; CRAGGS, 2010; BARROSO, 2015).

O elevado pH pode atuar para aumentar a remoção de N-amoniaco do líquido através da volatilização da amônia e diminuição do fósforo por meio de precipitação com fosfato férrico, cálcio e magnésio (CRAGGS, 2005; GARCÍA et al., 2006). Valores elevados de pH e concentrações livres de amônia podem inibir o crescimento de algas (AZOV; GOLDMAN, 1982).

A concentração de amônia entre 34 e 51 g/m³ e valor do pH 9,5 (20 - 25°C) reduziu a fotossíntese de algas de água doce, como *Scenedesmus obliquus*, de 50% a 90% (AZOV; GOLDMAN, 1982). Além disso, as bactérias aeróbias heterotróficas que oxidam a matéria orgânica no tratamento de águas residuais das LAT têm um pH ótimo de 8,3, acima do qual a atividade bacteriana é cada vez mais inibida (CRAGGS, 2005). Desta forma é notório que o pH não só influencia o crescimento de algas, mas também na eficiência de remoção de nutrientes em tratamento de águas residuais por LAT.

Para oxidação de 1 mol de amônia (18 g) a nitrato, aproximadamente dois moles de H⁺ são gerados. No sistema de tamponamento carbonato/gás carbônico cada 2 moles de H⁺ “consomem” 1 mol de alcalinidade na forma de carbonato de cálcio (100 g), como visto na Equação 1. Portanto, cada 1 mol de amônia oxidada (18 g) promove o “consumo” de 1 mol de carbonato (100 g) (MAGRI et al., 2013).



O pH ideal de diversas algas de água doce é em torno de 8 (KONG et al., 2010). Valores de pH acima ou abaixo de 8 diminui a produtividade (WEISSMAN; GOEBEL, 1987), onde foi verificado que a produtividade de *Chaetoceros sp.* e *Chlorella sp.* foi reduzida em 22% com valores de pH de 8 a 9. Algumas algas são capazes de se desenvolver em pH acima de 8, tais como *Amphora sp.* e *Ankistrodesmus sp.* que não foram inibidas em pH 9 e 10 (WEISSMAN; GOEBEL, 1987).

➤ **CO₂:**

A disponibilidade de CO₂ dentro de LAT para o tratamento de águas residuais depende predominantemente da oxidação de compostos orgânicos, realizada por bactérias heterotróficas (CRAGGS, 2005; OSWALD, 1988; WEISSMAN; GOEBEL, 1987), no entanto o esgoto doméstico contém carbono insuficiente para suportar totalmente a produção ótima de algas na faixa de 3-7 (razão C: N na água de esgoto) comparado com 6-15 (razão C: N) na biomassa das algas (BENEMANN, 2003; VAN HARMELEN; OONK., 2006).

É visível que a adição de CO₂ tende a melhorar a produtividade de algas em escala experimental cultivadas em LAT alimentadas por esgoto sanitário (AZOV; GOLDMAN, 1982; BENEMANN, 2003; PARK; CRAGGS, 2010), sendo uma prática comum em diversos os sistemas de produção de algas em LAT comercial (VAN HARMELEN; OONK., 2006). Porém a adição de CO₂ não é atualmente utilizada no tratamento de águas residuais em LAT, exceto em alguns ensaios experimentais em escala piloto e em sistema de demonstração com área de 5 ha na Estação de Tratamento de Águas Residuais Christchurch, Nova Zelândia operado desde 2009.

3.4. Lagoas com presença de microalgas para Tratamento de Efluentes

A descarga de esgoto sem tratamento ou parcialmente depurado pode levar à eutrofização dos corpos hídricos e danos aos ecossistemas devido à presença de grandes quantidades de nitrogênio e fósforo (RAWAT et al., 2011).

Os requisitos de alta energia e os custos associados com o tratamento de águas residuárias e de remoção de nutrientes com tecnologias físico-químicas existentes, continua sendo um desafio para os municípios, governos e indústrias (CHRISTENSON;

SIMS, 2011). Uma alternativa atrativa é a utilização de LAT já que microalgas, além de servir como matéria prima de biocombustíveis, podem auxiliar o tratamento de águas residuárias.

O tratamento de águas residuais a partir das lagoas com presença de microalgas apresenta uma série de benefícios, além do tratamento de efluente, pode-se cultivar biomassa para a produção de biocombustíveis, compensando a utilização de valores insustentáveis de fertilizantes, água doce e outras despesas que são necessárias para o cultivo de microalgas.

Esta opção promete reduzir os custos de cultivo de microalgas e da energia necessária para o tratamento de efluentes, permitindo a recuperação e recuperação de nutrientes operando com valores de TDH entre 3 a 6 dias (PITTMAN; DEAN; OSUNDEKO, 2011; ABDELAZIZ et al., 2014; BARROSO, 2015).

Valores de TDH mais elevados observados na literatura também como relatado por CROMAR e FALLOWFIELD (1997) e JUÁREZ et al. (2018) que operaram com TDH de 7-9 dias. Já MILITÃO et al. (2019) verificou o valor nutricional da microalgas com valores de TDH de 5 a 21 dias cultivando *Pseudopediastrum boryanum* e *Scenedesmus obliquus*.

Com a intensificação do esgotamento de recursos, como a energia fóssil, água potável e fósforo, faz-se necessário o planejamento dos sistemas de tratamento de esgoto convencional com foco na eficiência energética e recuperação de nutrientes (HOLMGREN, 2002).

Microalgas podem desempenhar um papel fundamental neste novo cenário, pois são microrganismos fotossintéticos, que consomem CO₂, diminuindo a necessidade de aeração mecânica para atender a DBO, além de assimilar recursos das águas residuais (C, N e P) e converter energia solar em biomassa (VAN DEN HENDE et al., 2014). Um fator chave na determinação da viabilidade econômica dos sistemas de microalgas para tratamento de águas residuais é o custo de desaguamento das microalgas (PARK; CRAGGS; N., 2010; BARROSO, 2015).

A comparação entre a produção comercial de microalgas a partir de LAT (cultivo controlado) e a produção a partir de efluentes sanitários está apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 - Comparativo entre produção de microalgas comercial e produção com matéria prima de esgoto sanitário para LAT.

Fatores	Produção comercial de LAT	LAT alimentadas com águas residuárias	Referências
Capital de custo (\$US milhões/ha) e Custo de operação e manutenção(\$US k/ha)	0,1 - 0,25	Coberto pelos custos do tratamento de esgotos.	Benemann (2008) e Tampier (2009). Benemann (2003), van Harmelen and Oonk (2006), Tampier (2009), Craggs et al. (2010) e Barroso Júnior (2015).
Utilização de Terreno	Elevado	Coberto pelos custos do tratamento de	Benemann (2008).
Aplicação comercial	Utilizada em produtos de saúde.	Utilizada para estabilização no	Benemann (2008).
Parâmetros de custo mais elevado	Água, fertilizantes, extração e mistura.	Coberto pelos custos do tratamento de esgotos.	Tampier (2009).
Fatores limitantes no crescimento de algas	Luz, temperatura, nutrientes, CO ₂ (fornecido externamente).	Luz, temperatura, nutrientes (fornecidos pelo efluente), CO ₂ (fornecido parcialmente pelas bactérias que oxidam materiais orgânicos).	Grobbelaar (2009) and Craggs et al. (2010).
Produtividade de algas	Maior que 30 g/m ² .d, mas não descrito na literatura.	Alta produtividade, porém este é subproduto do	Benemann et al. (2002), Benemann (2008).
Água utilizada	Significante (utilização de água e reposição devido a perda por evaporação).	Não aplicada, devido a utilização de efluentes.	Carvalho et al. (2006).
Risco de contaminação	Alto (ex. a reutilização do local de crescimento aumenta o risco de contaminação).	Contaminantes estão inseridos no efluente (algas, predadores e fungos parasitas).	Schenk et al. (2008) and Tampier (2009).
Extração da biomassa	Elevado devido ao pequeno tamanho (<20 µm).	Baixo custo se for possível utilizar a ação da gravidade após as colônias de algas se unirem as	Sheehan et al. (1998), Benemann (2008a) and Craggs et al. (2010).
Controle das espécies de algas	Limita o desenvolvimento para algas que conseguem se desenvolver em elevado pH e salinidade.	Talvez seja possível a partir da recirculação seletiva de biomassa.	Schenk et al. (2008).

Fonte: Adaptado Barroso Júnior, 2015.

Os custos de produção e extração de microalgas cultivadas em LAT podem ser facilmente incorporados ao custo de implantação e operação dos sistemas de tratamento de esgoto existentes(VAN HARMELEN; OONK., 2006; BENEMANN, 2008), desta forma tem-se um menor impacto ambiental, pois há uma redução nos custos para remoção

e reaproveitamento de nutrientes, com a vantagem de minimizar a carga de nutrientes despejados nos corpos hídricos, reduzindo e até eliminando a eutrofização destes (PARK; CRAGGS, 2010; BARROSO, 2015).

O cultivo de algas a partir de efluentes e resíduos eliminam custos significativos, tais como o custo de suprimento de CO₂ e nutrientes, consumo de água e bombeamentos, contribuindo para a viabilização do processo de produção de energia e proteção do ambiente (BENEMANN, 2009; CRAGGS et al., 2014; BARROSO, 2015).

A demanda para a produção de biocombustíveis é, em parte impulsionada por preocupações ambientais, porém deve-se considerar que a construção e operação de LAT dedicada exclusivamente a produção de biomassa de algas para biocombustíveis tem um impacto ambiental. Por exemplo, recursos hídricos são consumidos via evaporação, criando a necessidade de inserção de água.

A produção de algas utilizando água doce e fertilizantes consome mais energia, gera maiores emissões de gases de efeito estufa, necessitando de mais água do que a produção de biocombustíveis a partir de culturas terrestres, tais como canola, milho e *switchgrass* (um tipo de gramínea nativa da América do Norte, normalmente cultivada em estações quentes) (CLARENS et al., 2010).

As microalgas podem se desenvolver em lagoas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais, auxiliando na purificação dos resíduos e não competindo com áreas agricultáveis (CARDOSO; VIEIRA; MARQUES, 2011). No entanto, a separação desta biomassa, geralmente não é praticada em tais sistemas, requerendo a utilização de coagulantes e floculantes e estes devido ao custo, limitam a utilização da biomassa, mesmo para a conversão em biocombustíveis (BENEMANN, 2009).

A produção de algas a partir de LAT alimentadas por águas residuais oferece uma proposta mais atraente do ponto de vista ambiental e econômico. A medição de biomassa de algas pode ser realizada a partir dos SSV, que segundo (PEARSON; MARA; BARTONE, 1987), 70 % a 90% dos sólidos suspensos totais presentes no efluente de lagoas é devido a células de algas.

A clorofila-*a* que pode corresponder de 1 % a 2% do peso seco das microalgas, conforme a espécie (APHA, 2003). Assim, a clorofila-*a* é uma variável importante que

indica o estado trófico de ambientes aquáticos, sendo uma ferramenta útil na avaliação de impacto de contaminantes orgânicos, inorgânicos e outros distúrbios.

Por meio da clorofila-*a*, as algas liberam oxigênio (O₂), absorvendo a energia solar e convertendo-a em calor e energia química (KELLNER; PIRES., 1998), aliado a assimilação de nutrientes provindos das águas residuárias, possibilitando o crescimento das algas em LAT (GARCÍA et al., 2006; PARK; CRAGGS, 2010; POWELL, N. et al., 2010).

Enquanto lagoas rasas encurtam o comprimento do percurso da luz dentro da lagoa, muitas vezes as concentrações mais elevadas de biomassa levam a uma maior atenuação da luz (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2014), podendo gerar atenuações de luz mais elevadas em lagoas com profundidade de 20 cm quando comparada a lagoas com 40 cm de profundidade (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2014).

Segundo (GROBBELAAR, 2009) devido às concentrações muito elevadas de algas em LAT a luz solar é rapidamente atenuada através da coluna de água, formando gradiente íngreme em escalas de centímetros. Isto significa que as algas na superfície de LAT são expostas a luz excessiva, enquanto que as algas no fundo da lagoa sofrem limitações pela ausência de luz.

Lagoas rasas podem sofrer de instabilidade térmica devido a maiores flutuações de temperatura do que lagoas mais profundas (ABELIOVICH, 1980). Segundo (OSWALD, 1988), a temperatura e a luz disponível dentro das LAT afetam a produtividade de microalgas, o equilíbrio entre a radiação, temperatura e população é um fator chave para a otimização da fotossíntese das microalgas.

Em lagoas de alta taxa é comum atingir valores de pH acima de 9,0 com valores de pico de até 11 ao meio-dia, devido à remoção de íons H⁺ (FALLOWFIELD; CROMAR; EVISON, 1996). Nestas condições onde o pH atinge valores superiores a 9,5 principalmente no verão e primavera, verifica-se a conversão do nitrogênio amoniacal na forma não ionizada (gás) e remoção do efluente líquido para a atmosfera.

OSWALD (1991), afirma que a atividade de consumo do CO₂ pelas algas nas lagoas de alta taxa consiste no principal mecanismo de aumento do pH da água. Segundo o autor, a ocorrência de pH de 9,2 durante 24 horas promove o decaimento de 100% de

E. coli e presumidamente de outros organismos patogênicos e tempos de detenção hidráulico de 3 a 5 dias, comuns em lagoas de microalgas, com entrada contínua de esgoto e fluxo de mistura completa é possível uma elevada taxa de desinfecção no efluente das lagoas de alta taxa.

As características ideais de espécies de algas para cultivo em LAT alimentadas a partir de águas residuárias são: (i) alta taxa de crescimento (alta produtividade) quando alimentada com nutrientes de águas residuais, onde são predominantemente N-amoniaco e P-fosfato; (ii) tolerância a variações sazonais e diurnas em condições de crescimento ao ar livre; (iii) formação agregados permitindo uma simples colheita através da gravidade, (iv) altos níveis de componentes de células de algas valiosos como lipídios para a produção de biodiesel.

BENEMANN et al. (1977), demonstraram que determinadas espécies de algas cultivadas em LAT ao ar livre podem ser cultivadas e “colhidas”, desde que haja uma reciclagem seletiva de biomassa algal. O crescimento lento de algas filamentosas como *Spirulina sp.* manteve-se na cultura dominante sobre o crescimento mais rápido da alga unicelular, *Chlorella sp.* (BENEMANN et al., 1977; WEISSMAN; GOEBEL, 1987). No entanto, os mecanismos de dominação de algas ainda não são compreendidos e métodos práticos de controle de espécies de algas de tamanho similar ainda não são definidos na literatura (BENEMANN, 2008; SHEEHAN et al., 1998; WEISSMAN; BENEMANN, 1978).

Os impactos da construção das LAT e operação são uma necessidade de fornecer tratamento de águas residuais e, assim, o rendimento de algas posterior, sendo uma matéria prima de biocombustíveis de menor impacto ambiental. Além disso, a água e os nutrientes que são utilizados nestes sistemas são neutros, já que estes são de outro modo desperdiçados (BENEMANN, 2008; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2014). A extração de energia e posterior aplicação da biomassa algal residual no solo, representa uma fonte de energia sustentável e de fertilizantes que oferecem benefícios ambientais. Além disso, o uso de LAT para tratamento de águas residuais em relação a outras formas de tratamento de efluentes pode proporcionar ganhos ambientais (CRAGGS et al., 2011).

3.5. Lagoas com Presença de Macrófitas Flutuantes

Historicamente os sistemas tradicionais de tratamento de esgoto centralizados foram utilizados com êxito para o controle da poluição da água em diversos países (LI et al., 2014). No entanto, estas tecnologias de tratamento de águas residuais, tais como o processo de lodo ativado, biorreatores de membrana e membranas de filtração possuem elevado custo e não são totalmente viáveis para aplicação na maioria das áreas rurais (CHEN et al., 2014).

Os sistemas mecanizados são limitados e insuficientes quando enfrentam padrões cada vez mais rigorosos de tratamento de água e esgoto (QU; BRAME, J. LI; ALVAREZ, 2013). Assim, a seleção de tecnologias alternativas de baixo custo e eficientes para o tratamento de águas residuais é necessária, especialmente nas regiões em desenvolvimento. Para tal zonas, as lagoas de estabilização, lagoas com presença de microalgas e macrófitas, e banhados construídos são uma opção razoável para o tratamento de águas residuais, principalmente devido ao baixo custo e requisitos tecnológicos simplificados de operação e manutenção (RAI et al., 2013).

As lagoas com cultivo de macrófitas são uma variação das lagoas de estabilização, que possui uma camada de plantas flutuantes que auxilia no processo de tratamento. Macrófitas flutuantes, como do gênero *Lemna*, conhecidas ou lentilhas d'água como popularmente são conhecidas, são macrófitas pertencentes à subfamília *Lemnoideae* (antiga família *Lemnaceae*) (MOHEDANO, 2010) com a maior taxa de crescimento entre as plantas superiores.

Devido a essa elevada taxa de crescimento pode-se remover e recuperar nutrientes da fase líquida, além de fixarem CO₂ atmosférico para o crescimento via fotossíntese, que são influenciados por fatores como radiação solar, disponibilidade de nutrientes, temperatura, pH entre outros (IQBAL, 1999; JOURNEY, WILLIAM K.; SKILLICORN; SPIRA, 1993; NASR; DOMA; NASSAR, 2009). As *Lemnaceae* tem capacidade de se reproduzir de 10 a 20 vezes durante o ciclo de vida (ALAHMADY; STEVENS; ATKINSON, 2013; BARÉA; SOBRINHO, 2006). As taxas de crescimento são levemente diminuídas no inverno e no verão, porém continuam elevadas, atingindo valores de 0,10 a 0,30 g/dia (PORATH; POLLOCK, 1982).

Lagoas de macrófitas flutuantes podem ser utilizadas para realização do polimento final de efluentes domésticos e auxiliar na fixação de CO₂, destacando-se por ser um método de baixo custo. Em lagoas de cultivo de macrófitas a matéria orgânica é removida

tanto por via anaeróbia quanto aeróbia, devido aos microrganismos aderidos nas raízes das plantas flutuantes, em suspensão na coluna d'água e presente no sedimento (IQBAL, 1999; KÖRNER; LYATUU; VERMAAT, 2005). Destaca-se esta sinergia de crescimento existente entre plantas e os microrganismos como o sucesso do tratamento em lagoas com lemnas (AL-NOZAILY; ALAERTS; VEENSTRA, 2000; BAL KRISHNA; POLPRASERT, 2008).

Em sistemas de escala laboratorial pode-se atingir remoção de DQO de 74 – 93 % (EL-SHAFI et al., 2007; KÖRNER; LYATUU; VERMAAT, 2005), e em escala piloto utilizando lagoas com macrófitas flutuantes apresentou eficiência de remoção de DQO de 84% de DQO (BAL KRISHNA; POLPRASERT, 2008; KIST; MACHADO, 2019). Além da remoção de matéria orgânica é possível a remoção de nutrientes pelo sistema de cultivo de macrófitas em lagoas de cultivo, sendo as reações apresentadas de forma esquemática na figura 2.

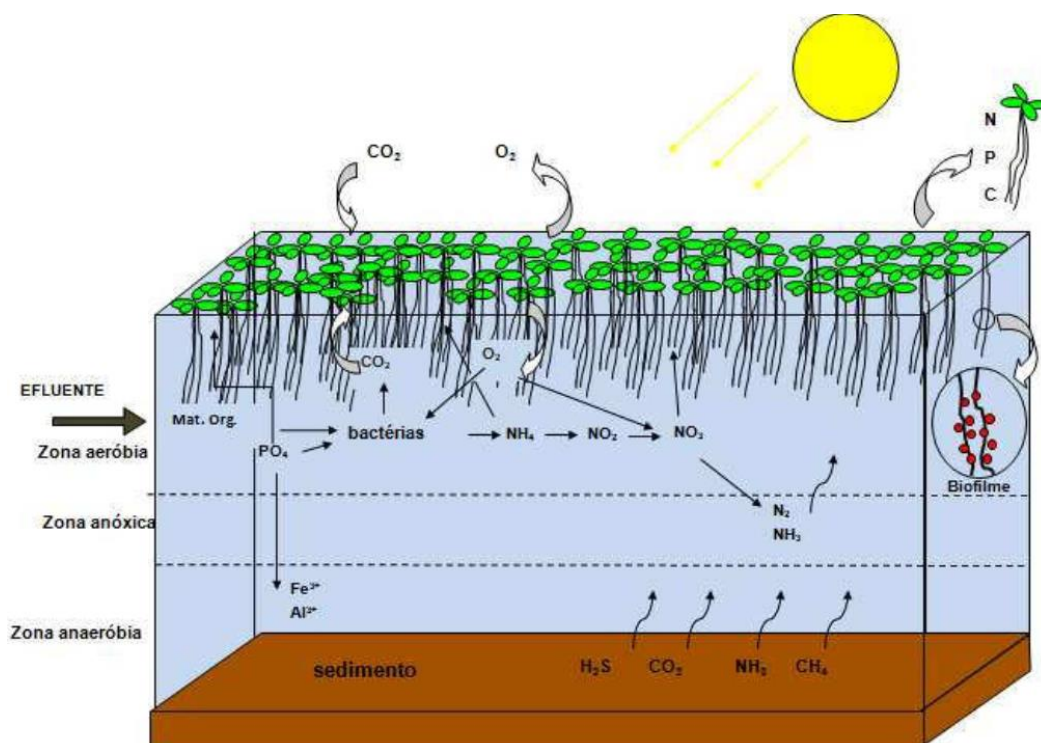


Figura 2 - Representação esquemática das reações e processos bioquímicos que ocorrem no tratamento do efluente em lagoas de lemnas. Fonte: Mohedano (2010).

➤ Remoção de Nitrogênio

A remoção de nutrientes em lagoas de cultivo de macrófitas flutuantes pode ser relacionada ao valor do TDH de operação das lagoas, com valores de 13 e 17 dias

utilizados por TELES (2016) e TONON (2016), outros autores como BENJAWAN e KOOTTATEP (2007), utilizaram TDH de 15 dias, já XU et al. (2011), operaram com TDH de 10 dias e SUPPADIT (2011), com TDH mais elevado de 30 dias.

A literatura aborda valores de remoções elevados para fósforo entre 60- 93 % e nitrogênio de 60 - 91 % (MOHEDANO et al., 2014; SUPPADIT, 2011; TELES, 2016; TONON, 2016a), sendo uma alternativa a remoção e recuperação de nutrientes. .

A remoção de nitrogênio pode ser influenciada por diversos fatores, sendo associado principalmente a remoção a partir da produção de lemna da lagoa (GÓMEZ et al., 2016a; TELES, 2016), nitrificação/desnitrificação por organismos fixados nas raízes das plantas (IQBAL, 1991; TONON, 2016b), sedimentação e volatilização (EL-SHAFAI et al., 2007).

Dentre as vias de remoção de nitrogênio citadas tem-se como fator principal a absorção do nitrogênio a partir das lemnas e dos microrganismos aderidos em suas raízes, representando cerca de 50 % (KRISHNA; POLPRASERT, 2008; CHENG; STOMP, 2009b; MOHEDANO; VELHO; COSTA, 2012; MURADOV et al., 2014), podendo chegar a valores de até 80 % (EL-SHAFAI et al., 2007). O processo de nitrificação-desnitrificação aparece em segundo, sendo responsável por cerca de 15% (BAL KRISHNA; POLPRASERT, 2008; EL-SHAFAI et al., 2007).

➤ **Remoção de Fósforo**

O fósforo no meio líquido pode ser removido por diversas formas em lagoas com presença de macrófitas o balanço de fósforo é determinado a partir de quatro vias, remoção/recuperação pela planta e microrganismos aderidos as raízes, adsorção em partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química e remoção pelos microrganismos presentes no meio líquido (IQBAL, 1991)

Macrófitas do gênero *Lemna* apresentam concentrações mais elevadas de fósforo no seu tecido vegetal, quando comparadas com demais plantas aquáticas flutuantes, isto auxilia na elevação da absorção de fósforo pela planta. Entretanto, há fatores que influenciam a taxa de remoção e de crescimento, como a frequência de retirada de espécimes de *Lemna* da lagoa e disponibilidade de fosfato, forma mais assimilável pelas plantas e microrganismos (FARRELL, 2012).

Dentre as vias de remoção, a maior parcela é devido ao manejo das macrófitas flutuantes, seguida pela sedimentação, porém somente no primeiro caso o fósforo é

removido da lagoa. O sequestro de fósforo a partir do sedimento tem potencial de retornar ao sistema devido a decomposição da matéria orgânica, retornando como fosfato dissolvido como mostra a Figura 3.

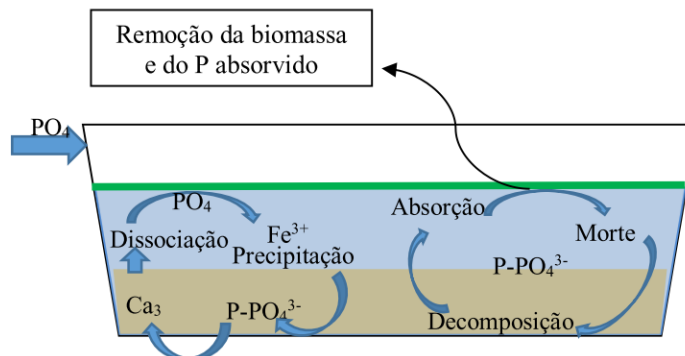


Figura 3 - Comportamento do fósforo em lagoa com presença de lemnas. Fonte: FARREL (2012 apud TONON, 2016).

Os estudos utilizando lagoas com presença de macrófitas para tratamento de efluentes apresentam valores de remoções de até 99% (KÖRNER et al., 2001), MOHEDANO; VELHO; COSTA, (2012), apresentaram valores de remoção de fósforo de 94% utilizando *Lemna valdivianana*, XU; SHEN, (2011), apresentaram remoção de cerca de 84% utilizando *Spirodela oligorrhiza*. PRIYA; AVISHEK; PATHAK, (2012), afirmam que quanto maior a concentração de fósforo, maior será sua absorção pelas macrófitas.

➤ Remoção de Patógenos

A remoção de bactérias patogênicas em lagoas de estabilização é considerada um fenômeno complexo (EL-SHAFI et al., 2007), tendo como variáveis de maior influência a incidência da radiação UV, o tempo de detenção hidráulico e a temperatura. Em sistemas de lagoas de macrófitas flutuantes a remoção por radiação UV é pouco provável, pois neste tipo de lagoa a superfície é totalmente coberta pela biomassa, impedindo a penetração de radiação solar (BRUGNAGO, 2014; MOHEDANO, 2010).

Devido a estes fatores a remoção pode ser menos efetiva, pois com a menor penetração da luz solar não haverá a proliferação de microalgas, resultando na ausência de substâncias bactericidas produzidas pelas algas, menor concentração de oxigênio e ausência de condições extremamente alcalinas, neste caso, seria necessário a elevação do TDH para maximizar a remoção de patógenos (RANGEBY; JOHANSSON; PERNRUP, 1996), ou a implementação de tratamento prévio ou posterior a lagoa de macrófitas.

As lagoas que utilizam macrófitas lemnáceas para o tratamento de efluentes domésticos têm sido aplicadas com sucesso em diversos países, como Brasil, China, EUA e Índia (BRUGNAGO, 2014; CROSS, 2008; IQBAL, 1999; ZHAO et al., 2015a). É uma tecnologia promissora, visto que alia a eficiência para o polimento de efluentes com o baixo custo e simplicidade operacional do sistema, sendo assim, se enquadra no contexto das Tecnologias Sociais (TELES, 2016).

As espécies de lemnas mostram algumas características que tornam esses sistemas atrativos, como a sua rápida multiplicação e seu elevado teor proteico, aliado com seu pequeno tamanho, tornando o manejo da biomassa mais acessível, sendo assim, com potencial importante para valorização de recursos (GÓMEZ et al., 2016b; TELES, 2016).

3.6. Lagoas de Tratamento com Presença de Macrófitas *Lemniodeae*

3.6.1. Macrófitas *Flutuantes* - *Lemnoideae*

➤ Aspectos Gerais

As macrófitas aquáticas são compostas de várias espécies, famílias e subfamílias, dentre elas a subfamília *Lemnoideae*. Tendo origem no latim, o termo *limnus* significa lago (*Skillcorn*). Contudo, existe um esforço por partes de alguns pesquisadores brasileiros em estender este termo para uma nomenclatura popular, designando “lemna” como um nome popular, mais usual, inclusive para outros gêneros deste grupo botânico (MOHEDANO, 2010).

O uso de macrófitas aquáticas é uma alternativa para o tratamento de efluentes, pois possuem comprovada eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão do efluente (BIUDES; CAMARGO, 2011; VYMAZAL, 2011; GÓMEZ et al., 2016b; TELES, 2016). Para a ocorrência da fotossíntese, os seres autotróficos necessitam de luz, calor, água e gás carbônico.

Segundo WEDGE e BURRIS, 1982, a temperatura ótima das macrófitas lemnáceas para a fotossíntese é de 30°C a 35°C. Em sistemas de tratamento de esgoto doméstico, entre os subprodutos gerados pela degradação da matéria orgânica está o CO₂ (VON SPERLING, 2009).

Conforme ANDERSEN et al., 1985 e MOHEDANO et al., 2012, concentrações mais elevadas de CO₂ (1,6 a 2,5 vezes a concentração atmosférica) pode elevar a produção de lemna no sistema de cultivo.

➤ **Aplicação de lemnáceas em lagoas de tratamento**

As raízes das macrófitas são habitadas por grupos de organismos que inclui bactérias, protozoários, rotíferos e algas entre outros microorganismos, os quais auxiliam na remoção de poluentes. As características estruturais e funcionais desta comunidade reflete a qualidade da água e pode ser usada como indicadores biológicos (APHA; AWWA; WPCF, 1992; HEGEL; MELO, 2016). Este grupo de microorganismos, em especial as algas perifíticas, têm papel importante no metabolismo dos cursos de água lênticos (VILCHES; GIORGI, 2010) e são componentes importantes dos ciclos biogeoquímicos do nitrogênio (LEVI et al., 2015) e do fósforo (FEIJOÓ; GIORGI; FERREIRO, 2011).

A absorção e adsorção de detritos orgânicos, nitrogênio e fósforo por biomassa de perifíton permitem o uso dessas comunidades no tratamento de águas residuais (WU et al., 2014). Por outro lado, a remoção simultânea significativa de nitrogênio e fósforo dissolvido por perifíton no tratamento de águas residuais e aplicação recomendada para pós-tratamento de água municipal tem sido descrita por (BOELEEE et al., 2011). A possibilidade de separação e colheita de biomassa de algas perifíticas é uma vantagem sobre o uso de algas planctônicas, favorecendo a recuperação de nutrientes (WILKIE; MULBRY, 2002).

As macrófitas flutuantes tem elevada capacidade de remoção de nutrientes do meio líquido como fósforo (50 – 93 %) e nitrogênio (30 – 91 %), proporcionando um efluente de baixa concentração de nutrientes (LIN et al., 2005; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; EL-SHAFI et al., 2007; POLOMSKI et al., 2009; REITER, 2009; BIUDES; CAMARGO, 2011; MOHEDANO et al., 2012b; SINDILARIU; BRINKER; GÓMEZ et al., 2016; TELES, 2016).

Diversos autores afirmam que o pH na faixa da neutralidade é a ideal para o crescimento das *lemnas* por favorecer a manutenção do nitrogênio no sistema na forma de íon amônio (NH_4^+), forma preferida de absorção pelas macrófitas. Em pH alcalino, acima de 8, o equilíbrio iônico favorece o nitrogênio na forma de amônia livre (NH_3), que é tóxica, inibindo dessa forma o crescimento das plantas (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; PRIYA; AVISHEK; PATHAK, 2012).

ANSA et al. (2012), ressaltam que os mecanismos de remoção de coliformes fecais em sistemas de lagoas de tratamento com *lemnas* não estão claramente compreendidos, principalmente devido à influência dos macro invertebrados, que podem se alimentar dos coliformes adensos às macrófitas aquáticas ou aos materiais particulados em suspensão.

Segundo EL-SHAFI et al. (2007), o aumento da temperatura eleva a remoção de coliformes fecais em lagoas de cultivo de macrófitas, devido a alguns fatores, tais como: as *lemnas* absorvem maior quantidade de nutrientes, causando deficiência dos mesmos para outros organismos; a remoção periódica de *lemnas* pode remover os coliformes do sistema; as *lemnas* oferecem proteção aos coliformes, em busca de proteção do sol, o que favorece a concentração das bactérias nas plantas e no momento da coleta da biomassa, os coliformes podem ser removidos do sistema.

AWUAH et al. (2001), relataram uma redução de 5 unidades log em cultivo de *lemnas*, enquanto EL-SHAFI et al. (2007), obtiveram remoção de 5 unidades log atribuídas às lagoas de *lemnas*, porém essa remoção foi menor durante o período mais frio do ano. BRUGNAGO (2014), relata remoção de 3 unidades log utilizando lagoas de cultivo de macrófitas, com 2 lagoas de *lemnas* em série tratando efluente doméstico.

Em climas temperados, a utilização de *lemnáceas* no tratamento secundário de efluentes demonstrou altas taxas de remoção de DBO e sólidos suspensos (BONOMO et al., 1987), além da remoção de microalgas, pois, a densa manta de *Lemnaceae* inibe a atividade fotossintética realizada por organismos fitoplantônicos devido à baixa penetração de luz, o que impede o crescimento e proliferação de algas (HAMMOUDA, O.; GABER; ABDEL-HAMEED., 1995; VAN DER STEEN et al., 1999).

Uma camada densa de *lemnas* impede a entrada de luz e inibe a competição por nutrientes entre as *lemnas* e outras plantas ou algas (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995). Frequentemente são encontradas nas colônias selvagens mais de uma espécie de *lemna*. Estas macrófitas podem se desenvolver a partir de diversas culturas, podendo se apresentar conforme as variações sazonais de clima e localização (SANTOS; SOUZA; KEPPELER, 2020).

No Brasil, encontram-se distribuídas em todo território nacional, sendo representadas por 36 gêneros e aproximadamente 478 espécies (BFG, 2015). Ocorrem em diversas formações vegetacionais como florestas, restingas, campos e afloramentos rochosos (COELHO et al., 2009). Apresentam distribuição sub-

cosmopolita, com dispersão tropical e subtropical na América do Sul. No Brasil a família está representada pelos seus quatro gêneros: *Spirodela*, *Lemna*, *Wolffiella* e *Wolffia* (BFG, 2015; PEREIRA; POTT; TEMPONI, 2016).

Neste trabalho foram estudadas 4 espécies de macrófitas flutuantes para auxiliar o tratamento avançado de efluentes sanitários, as quais serão apresentas nos tópicos a seguir.

3.6.2. *Lemna minor*

Lemna minor possui hábito aquático, são cosmopolitas e geralmente encontradas na superfície de águas paradas e ricas em nutrientes. Suportam salinidade de até 4 g L⁻¹ e são encontradas em lugares protegidos de ventos fortes e turbulência. São monocotiledôneas classificadas como plantas superiores, ou macrófitas, sendo frequentemente confundidas com algas (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).



Figura 4 - *Lemna minor* Fonte: LINDSEY, (2006).

Lemna minor tem potencial para o tratamento de águas residuais devido a elevada taxa de crescimento em águas ricas em nutrientes e em regime de escoamento léntico (ALVARADO et al., 2008), além da facilidade de retirada da biomassa produzida.

Segundo (KÖRNER et al., 2001; PENA, 2014a), as lemnas tem um papel secundário na remoção de DQO e DBO. Em lagoas de lemnas a matéria orgânica é removida primeiramente por oxidação heterotrófica, a qual necessita de constante difusão ou transporte de oxigênio para a fase líquida (PENA, 2014a). (COSSU et al., 2001), utilizou plantas da espécie *Lemna minor* onde obtiveram um melhor desempenho na

manutenção de altas taxas de oxigênio dissolvido, quando comparadas com outras espécies de macrófitas.

O crescimento e a ecologia desta espécie mostra que há preferência por desenvolvimento em águas ácidas (KÖRNER et al., 2001) e preferência por NO_3^- sobre NH_4^+ como fonte inorgânica de N (BRITTO; KRONZUCKER, 2002), embora a lentilha de água de forma geral tenha uma captação preferencial de NH_4^+ (MOHEDANO et al., 2012b).

A razão principal foi que o NH_4^+ pode estar diretamente relacionado ao sistema enzimático glutamina sintetase/glutamato sintase para sintetizar a proteína, enquanto que o NO_3^- deve ser primeiramente transferido para NH_4^+ pelo sistema enzimático nitrato/nitrito redutase (TAKAHASHI; MERCIER, 2011). Assim, a assimilação de NH_4^+ requer menos energia do que NO_3^- , mas a assimilação de NH_4^+ pode induzir os sintomas de toxicidade em algumas plantas.

Os estudiosos têm pontos de vista diferentes sobre a tolerância da lentilha-d'água à toxicidade de NH_4^+ . (XU; SHEN, 2011a) relataram que a lentilha-d'água tem uma absorção preferencial de NH_4^+ de acordo com suas experiências em larga escala em águas residuárias de suínos. (SUPPADIT, 2011) mostrou que uma biomassa de 12,0 g de lentilha d'água (*Wolffia* + *Lemna*) por litro de efluente suíno tratado e um período de tratamento de 30 dias forneceram as melhores condições para o crescimento das macrófitas e qualidade do efluente final em termos de NH_4^+ .

Resultados semelhantes apresentaram que a Lemnaceae pode crescer normalmente com elevadas taxas de absorção de NH_4^+ quando cultivadas em efluente sanitário (CHENG et al., 2002). (KÖRNER et al., 2001) descobriram que as taxas de crescimento relativo (RGRs) de *Lemna* em águas residuais domésticas diminuíram quando a concentração de NH_4^+ alcançou 80 mg/L⁻¹. (CEDERGREEN; MADSEN, 2002) relataram que a absorção de NH_4^+ pela macrófita flutuante *L. minor* foram reduzidos quando NH_4^+ estava em concentrações acima de 50 mg/L⁻¹.

HUANG et al., 2013 estudou a cinética de captação do íon amônio (NH_4^+) a partir da *Lemna minor*, expondo a macrófitas a diferentes níveis de NH_4^+ (0,5, 1, 2, 3 e 4 mM) para diversos TDH's (1, 3, 5, 9 e 14 dias), obtendo melhores resultados para níveis de NH_4^+ entre 0,5-3,0 mM e para os valores de TDH mais elevados.

Conforme (GREENAWAY; WOOLLEY, 2001), a *lemna gibba* contribuiu para a remoção de nitrogênio e fósforo, obtendo valores de remoção de 15 - 80% de N e 24 - 80% de P. No entanto, outros autores conseguiram remoções dentro da faixa de 14,3 - 51,9% para nitrogênio total e 10,76 - 34,17% para remoção de fósforo total (WU et al., 2013).

PENA, 2014 estudou a *Lemna minor* para a depuração de efluentes de suinoculturas, obtendo taxa máxima de crescimento de $28,7 \pm 2,3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dia}$ ou $3,1 \pm 0,3 \text{ g peso seco/m}^2 \cdot \text{dia}$ e taxas de absorção de nutrientes $140 \text{ mgN/m}^2 \cdot \text{dia}$ e $3,47 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{dia}$. (UGYA, 2015), utilizou a *Lemna minor* para a fitorremediação, obtendo remoções de DBO de 68%; DQO de 91,6% e nitrato de 93,3%, STS de 77,3%, turbidez de 85%, ST de 81% e elevação do pH de 6,29 para 7,7.

Segundo CHENG; STOMP, 2009 a *Lemna* pode ser utilizada como alimento, fornecendo grande parte ou até a totalidade da proteína requerida pelos animais sem efeitos adversos, além de que os animais alimentados com uma dieta base em plantas suplementada com biomassa de *Lemna*, normalmente, obtêm maiores taxas de crescimento (XU; SHEN, 2011a).

A biomassa de *Lemna* tem atraído cada vez mais atenções como potencial matéria-prima para a produção de bioetanol, devido ao seu crescimento rápido e à grande capacidade de acumulação de amido (até 70% peso seco) (CHENG; STOMP, 2009a; XU et al., 2011).

Apesar de existirem poucos estudos sobre a utilização da biomassa de macrófitas na produção de biogás (como substrato ou co-substrato da digestão anaeróbia), essa possibilidade tem sido testada (JIANG et al., 2014).

3.6.3. *Spirodela intermedia*

Spirodela intermedia apresenta 3-8 frondes assimétrico, elíptico-circulares, sua epiderme possui estômatos anomocitílicos; espaços de ar formado por 3-4 camadas de células no lado ventral da fronde. As raízes são fasciculadas, 6-21 por fronde de até 3 cm de comprimento (POTT; CERVI, 1999).

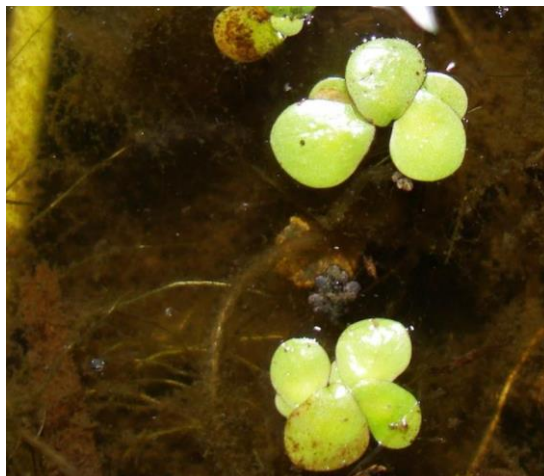


Figura 5 - *Spirodela intermedia* Fonte: SCHNEIDER, (2016).

A espécie *Spirodela intermedia* tem sido pouco estudada, sendo encontrada na América do Sul e Central (MAZZEO, 1993), em particular nos corpos d'água do Pampa Argentino (FEIJOÓ; LOMBARDO, 2007), onde foi vista como potencial candidata para a remediação de efluentes da industriais avícolas (BASÍLICO; DE CABO; FAGGI, 2013).

A utilização de processos naturais de tratamento de águas residuais naturais inclui a utilização de espécies de lentilhas de água, tais como *Lemna sp.* e *Spirodela sp.*, as quais crescem naturalmente na superfície dos corpos d'água e trabalham ao lado de bactérias para a remoção de poluentes (TCHOBANOGLIOUS, 1987). Esses organismos têm alto potencial para reduzir a DBO, SST, nitrogênio e matéria orgânica (ORTH; SAPKOTA, 1988).

SCHNEIDER e RUBIO (1999), demonstraram em escala laboratorial que a biomassa morta de três macrófitas flutuantes (*Potamogeton lucens*, *Salvinia herzogii* e *Eichhornia crassipes*) era um excelente biossorvente metálico. Resultados semelhantes foram relatados para a biomassa morta de *Spirodela intermedia*, *Lemna minor* e *Pistia stratiotes* utilizando uma solução multimetal (MAINE et al., 2017; MIRETZKY; SARALEGUI; FERNÁNDEZ CIRELLI, 2006).

BASÍLICO et al., (2017), verificou que a presença de *Spirodela intermedia* e algas formadoras de perifiton contribuíram significativamente para as valores de remoção de sólidos ($69,7 \pm 3,9$ %), nitrogênio amôniaal ($84,0 \pm 3,4$ %) e fósforo total ($38,1 \pm 1,8$ %) de água residual além de favorecer a nitrificação.

A mudança subsequente na fonte de nitrogênio da forma de íon amônio para nitrato contribuiu para uma baixa remoção de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) no tratamento com plantas (XU; SHEN, 2011a). Portanto, para aumentar a remoção de NID na presença de *Spirodela intermedia*, deve ser acoplado a um sistema subsequente de desnitrificação de efluentes (YE; LI, 2009) através de um reator anóxico para desnitrificação ou aumentando o tempo de retenção para resultar na remoção de nitrato por algas e macrófitas. Outra alternativa, é otimizar o processo de nitrificação/desnitrificação simultânea do efluente (ZHANG et al., 2008).

A remoção de poluentes orgânicos por via biológica utilizando a *Spirodela polyrrhiza/intermedia* e bactérias rizosfericas (as desenvolvidas na região da raiz em contato com o líquido ou solo onde há maior concentração de bactérias – região da rizosfera) associadas a suas raízes, mostram que as bactérias rizosféricas contribuem para a degradação e transformação de poluentes orgânicos e inorgânicos (MALVIYA, 2012; TOYAMA et al., 2011) que tornam-se facilmente biodisponíveis para as raízes de *Spirodela*.

As macrófitas exercem influência no pH e na alcalidade dos corpos hídricos, pois, a respiração autotrófica e heterotrófica produz CO₂, conforme o ponto de compensação luminoso que corresponde à taxa de luz em que a atividade fotossintetizante é igual à atividade respiratória, isso significa que nesse ponto, a planta consome na respiração um quantidade de O₂ equivalente à produzida na fotossíntese (PRADO et al., 2011; RIBEIRO; MACHADO; OLIVEIRA, 2006), a elevação da concentração de CO₂ resultando na queda do pH por reação de dióxido de carbono com água para criar o ácido carbônico (REEDER, 2011), comprovado por (VERMAAT; HANIF, 1988), que ao final do tratamento experimental com o cultivo de *S. Intermedia* em águas artificiais obtiveram queda do pH e da alcalinidade no efluente final. O processo de nitrificação contribuiu para diminuição do pH nos reatores com plantas (NIMICK; GAMMONS; PARKER, 2011).

A mineralização de matéria orgânica, respiração e nitrificação consumiram parte da alcalinidade de bicarbonato, que caiu de um valor inicial de 847 para 735 mg/L no tratamento A (utilizando *S. intermedia*), contribuindo para a acidificação do efluente final, porém no tratamento B (sem plantas) ocorreu aumento da concentração final média de bicarbonato (909 mg/L), já considerando a evaporação (VERMA; SUTHAR, 2014).

3.6.4. *Spirodela polyrhiza*

Spirodela polyrhiza é uma planta talosa de pequenas dimensões, com flutuação livre, corpo vegetativo reduzido a estruturas taloides ovais de 4–10 mm de diâmetro, assimétricas e opacas, com 5-9 nervuras planas em ambas as faces, verde-escuro na face superior e acinzentada na face inferior. Cada planta apresenta 5-15 raízes e raramente floresce na primavera (POLUNIN, 1989).



Figura 6 - *Spirodela polyrhiza*. Fonte: HILTY, (2017).

A espécie tem distribuição natural em grande parte da Europa, estando apenas ausente da Islândia, Albânia e Grécia. Prefere habitats de águas paradas, pântanos e albufeiras pouco profundas (POLUNIN, 1989).

Devido a elevada reprodução da biomassa, elevada taxa de recuperação de nutrientes e ao alto teor de proteínas, amido e flavonóides, a *Spirodela polyrhiza* têm sido utilizada com frequência para a recuperação de nutrientes das águas residuárias (LANDESMAN; TREONIS; DIGHTON, 2011; MKANDAWIRE; DUDEL, 2007; ZHAO et al., 2015b).

LANDOLT e KANDELER (1987), obtiveram 73 t/ha·ano de peso seco da *Spirodela* em condições ideais. A biomassa de *Spirodela* recuperada no tratamento de águas residuárias tem sido utilizada como alimento para animais (LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995) devido ao seu alto teor de proteína (> 40%) (CHENG et al., 2002), podendo acumular cerca de 40% de amido (CHENG; STOMP, 2009a; TAO et al., 2013; XIAO et al., 2013), o que a torna uma substância candidata para a produção de bioetanol (CHEN et al., 2012; CHENG; STOMP, 2009a). A taxa de crescimento e a qualidade da *Spirodela*

necessitam de cepas e de clima específico (BERGMANN et al., 2000; CHENG; STOMP, 2009a; XIAO et al., 2013).

Segundo ZHAO et al. (2015b), *Spirodela polyrrhiza* não pode sobreviver ao frio, desta forma só crescem por cerca de 6 meses ao decorrer do ano. *Spirodela polyrrhiza* tem sido cultivada em experiências de fitorremediação e recuperação de nutrientes a partir de efluentes sanitários (XU; SHEN, 2011a).

XU e SHEN (2011), concluíram que ao manter cerca de 60% da superfície coberta de *Spirodela polyrrhiza* pode-se atingir taxa de remoção de nutrientes mais elevada e maior produtividade de biomassa dessa lentilha de água. Segundo (CHENG et al., 2002) *Spirodela polyrrhiza* pode se desenvolver em um meio com concentração de NH_4^+ de até 240 mg/L.

Spirodela polyrrhiza apresenta taxa de remoção e recuperação de nitrogênio e fósforo no efluente (CHENG; STOMP, 2009a; LI et al., 2016; ZHAO et al., 2015b), obtendo valores de remoção de nitrogênio total (TN) e fósforo total (TP) de até 72,5% e 65,0%, respectivamente (CHENG; STOMP, 2009a). SINGH; VYAS; MALAVIYA (2016), utilizaram *Spirodela polyrrhiza* em dois estágios de biorremoção de poluentes, cada etapa com TDH de 72 horas e obtiveram valores de remoção de DQO de 79,2%, NO_3^- de 69,6% e NH_4^+ de 55,4%.

BASÍLICO et al. (2016), verificou que a média de biomassa de *Spirodela intermedia* ao final do ensaio foi 2,2 vezes maior do que a biomassa inicial, resultando em uma taxa de crescimento relativo (TCR) de 0,130 g/dia e produtividade de 16,4 t de peso seco/ha·ano, (REDDY, 1985) obteve valor de 11,3 t de peso seco/ha·ano ao cultivar *Spirodela polyrrhiza* sob condições de nutrientes não limitantes.

Além das concentrações de nutrientes, temperatura, fotoperíodo e intensidade da luz, existem outros fatores que podem modificar a produção de biomassa de macrófitas, como a frequência de colheita e a presença de outras espécies de macrófitas (YIN et al., 2015).

3.6.5. *Wolffia columbiana*

Wolffia columbiana é uma planta de pequeno porte, perene e flutuante sem raízes, folhas ou hastes definidas. A planta flutua logo abaixo da superfície da água com a superfície superior arredondada apenas tocando o filme de superfície. Possui corpo verde transparente e quase esférico, com cerca de 1/16 de polegada (0.8-1.3 mm) de

comprimento (HICKMAN, 1993; HITCHCOCK et al., 1969). A superfície superior possui 1 a 10 estômatos (poros). As duas flores ocorrem na superfície superior da fronda e são extremamente reduzidas, nuas e masculinas ou femininas (CROSS, 2008; HICKMAN, 1993; HITCHCOCK et al., 1969).

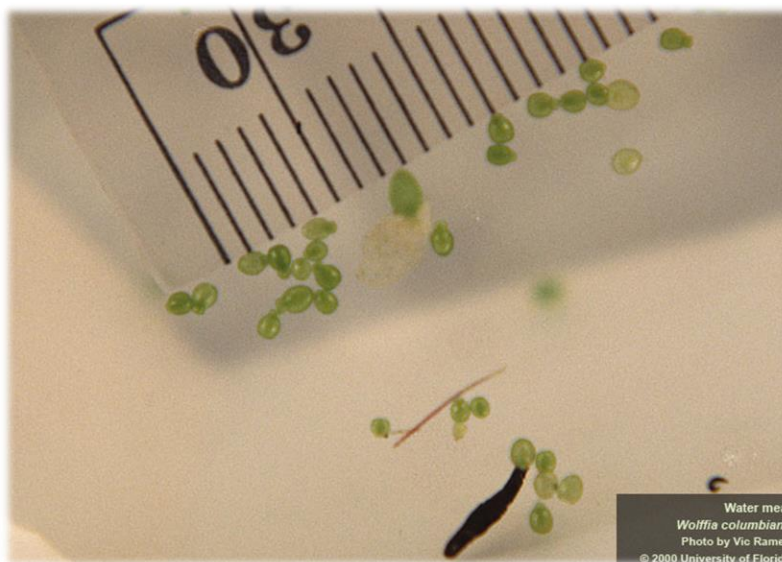


Figura 7 - *Wolffia columbiana* Fonte: Universidade da Flórida.

Wolffia columbiana é encontrada da Califórnia até a Colúmbia Britânica, a leste de Quebec e ao sul da Flórida, excluindo os estados do sudoeste do interior. Também é encontrada na América do Sul e em Washington (CROSS, 2008; HICKMAN, 1993; HITCHCOCK et al., 1969). É uma planta flutuante de águas tropicais e subtropicais, utilizada para a remoção de nutrientes de águas residuárias (EDWARDS et al., 1992; FUJITA; MORI; KODERA, 1999; NASKAR et al., 1986), pois suas frondes vegetativas crescem rapidamente e absorve elevadas quantidades de nutrientes.

As frondes vegetativas, que contêm 40-50% de proteína, são reconhecidas como um alimento nutritivo para peixes e animais (LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995; NASKAR et al., 1986). Em circunstâncias indesejáveis, como estações frias e condições de fome, as frondes vegetativas mudam para os turiões como uma forma adormecida. Os turiões, que contêm elevadas quantidades de amido, até 40% em peso seco (Fujita et al., 1999), afundam devido a uma mudança na densidade para a sobrevivência em circunstâncias desfavoráveis (WITTY, 2009).

Wolffia columbiana é valiosa como recurso de proteína e amido podendo ser utilizada como matéria-prima de etanol e bioplásticos (XU et al., 2011) se a formação de turiões das frondas vegetativas puder ser controlada (TAKAI et al., 2012).

Um sistema de cultivo de *Wolffia* é um sistema co-benéfico, promissor para purificação de água e produção de recursos. Para gerenciar as culturas de biomassa corretamente, o crescimento de *Wolffia* deve ser avaliado em funções de condições específicas (SODA et al., 2013).

SODA et al., (2013) analisou a remoção de nutrientes com *Wolffia* utilizando mesocosmos de laboratório alimentados com águas residuais providas do sistema secundário de tratamento, sendo que os resultados obtidos de remoção de nitrogênio e fósforo por frondes vegetativas foram 0,03-0,18 mgN/m²·d e 0,023-0,079 mgP/m²·d, respectivamente. As taxas máximas de produção das frondes vegetativas e das turvinas foram respectivamente de 86-160 g-peso seco/m²·d e 55-64 g-peso seco/m²·d.

VALDERRAMA et al., (2002) utilizou um sistema de tratamento composto de *Wolffia* sp. e *Chlorella vulgaris*, onde essa cultura reduziu o nitrogênio amoniacal em 71,6%, o fósforo em 28,0% e a demanda química de oxigênio (DQO) em 61,0 %.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Os experimentos foram realizados na planta experimental do IPH, localizada na ETE São João Navegantes em Porto Alegre – RS e no Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, localizado na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em clima subtropical úmido, segundo o INMET a precipitação anual nesta área é de 1397 mm. A ETE onde está atrelado a planta piloto de tratamento possui vazão média de 442 l/s, atendendo grande parte da zona norte de Porto Alegre, totalizando cerca de 220.000 habitantes. A figura a seguir apresenta a localização da ETE São João Navegantes e o sistema experimental que estão localizados nas coordenadas (29° 59' 26.471" S e 51° 11' 37.063" W).

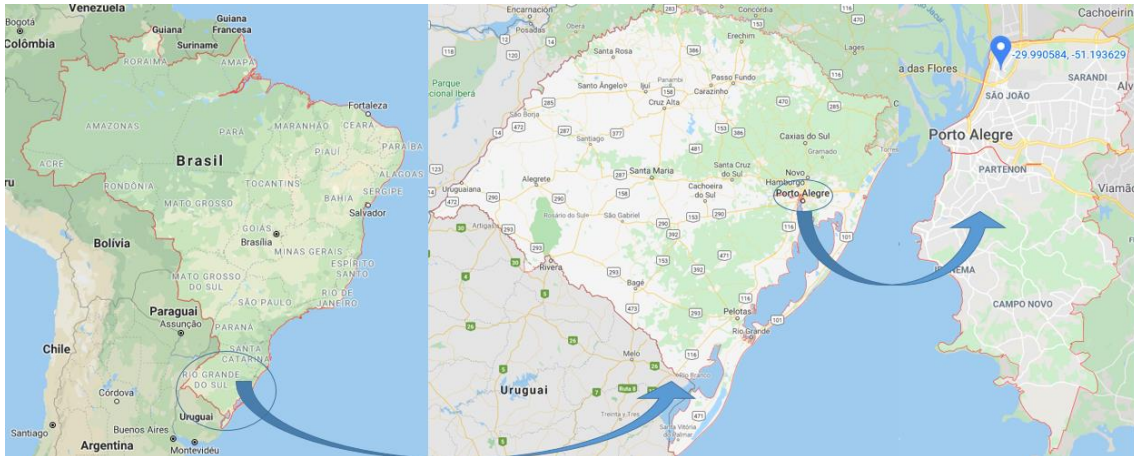


Figura 8 – Imagem identificando a localização da ETE – São João Navegantes e do IPH. Fonte: google maps.

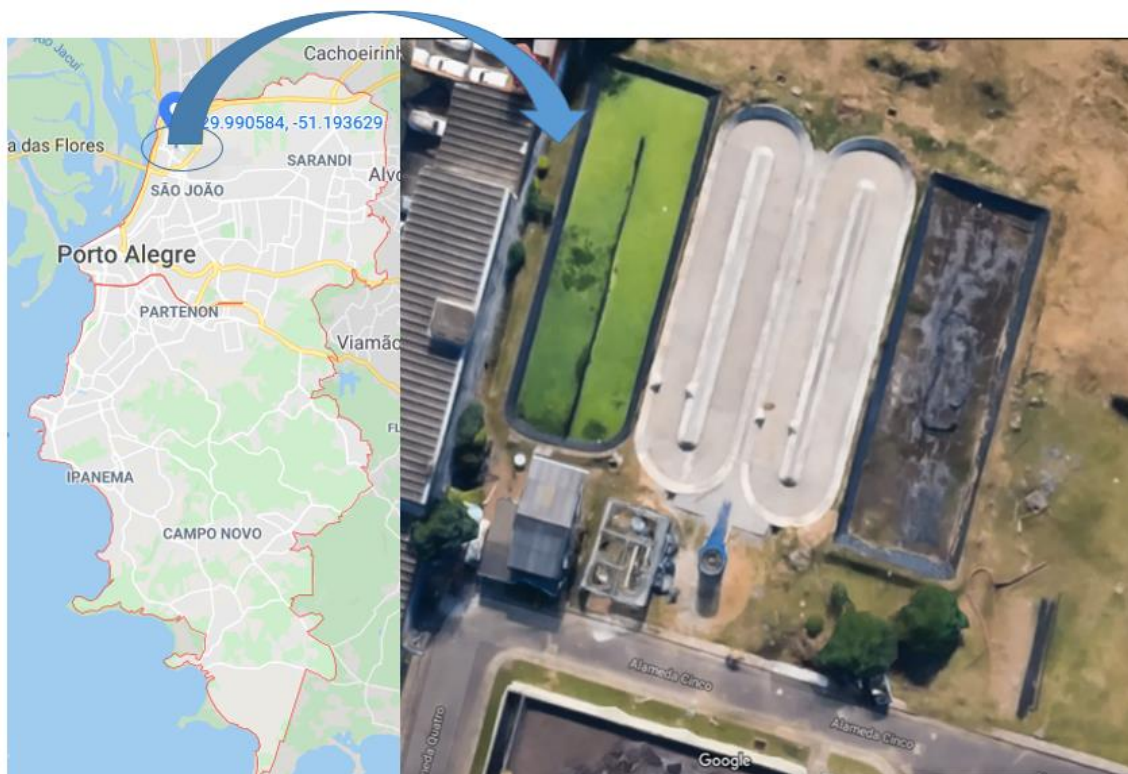


Figura 9 - Vista superficial das instalações experimentais na ETE - São João Navegantes, Porto Alegre, RS.

Para o cumprimento dos objetivos propostos o presente estudo foi realizado através de um experimento em escala piloto composto por tanque pulmão, seguindo de reator anaeróbico tipo UASB e ao final do processo duas lagoas de tratamento de efluentes, sendo uma com presença de algas e a outra com presença de macrófitas (lemnas), como apresentado na Figura 10. O detalhamento das principais unidades deste experimento é apresentado a seguir:

- 1 peneira auto-limpante localizada na entrada de esgoto doméstico do tanque pulmão;
- 1 bomba centrífuga com capacidade de vazão de até 20m³/h controlada por inversor de frequência e chave boia para controle de nível máximo e mínimo do bombeamento de esgoto sanitário até o tanque pulmão;
- 1 bomba helicoidal com capacidade de bombeamento de até 4,1m³/h controla por inversor de frequência para bombear esgoto sanitário gradeado até o reator anaeróbio UASB;
- 1 reator UASB de fibra de vidro com volume útil de 18,3 m³;
- 1 decantador circular de fibra de vidro com volume útil de 4,125 m³ e fundo cônico inclinado a 45°;
- 2 leitos de secagem de dimensões de 2,30 x 4,00 m e profundidade de 0,30 m para descarte do excesso de lodo do UASB e decantador
- 2 lagoas com volume de 80 m³ e A_s de 148 m² com lâmina d'água de 30 cm;
- 1 esteira mecânica desenvolvida para retirada de macrófitas flutuantes;
- 5 inversores de frequência (2 Inversores para controlarem as bombas dosadoras, 2 Inversores para controlarem as pás impulsoras das LAT e 1 inversor para controlar a esteira de retirada de macrófitas flutuantes);
- 1 timer para programação do inversor de frequência que controla a esteira para retira de macrófitas, programado em função do tempo para a condição “ligado” e “desligado”;
- Espaço físico para análises físicas e químicas e equipamentos de controle dos processos;
- Equipamentos para as análises físicas e químicas requeridas para controle dos processos de tratamento.

A seguir na Figura 10 é apresentado o esquema da planta experimental:

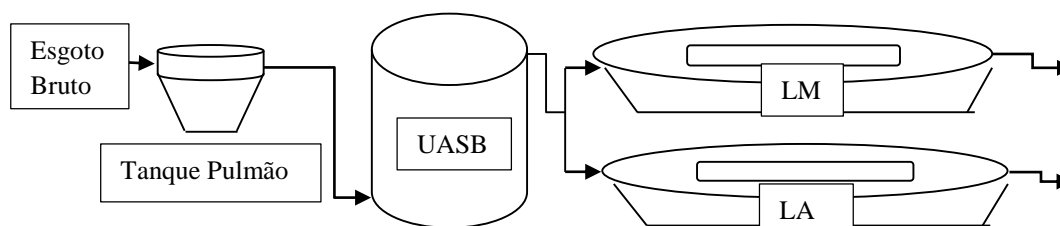


Figura 10 - Esquema da planta experimental de tratamento de efluentes do IPH.

4.1.1. Reator Anaeróbio

Reator anaeróbio construído em fibra de vidro com forma em planta circular alimentado por esgoto bruto através de uma bomba helicoidal e três tubos de alimentação descendentes para distribuição uniforme do afluente no fundo do reator. Desta maneira ocorre um fluxo ascendente com velocidade ascensional controlada (vazão máxima < 1m/h) que permite o contato da matéria orgânica com a biomassa anaeróbia acumulada na zona de digestão do reator (manta de lodo).

A matéria orgânica biodegradável é convertida principalmente em metano e dióxido de carbono (LETTINGA et. al, 1980; MONTEGGIA, 1991). O biogás produzido é coletado na parte superior do reator por um coletor de gases. Durante o experimento não foi possível a instalação do queimador de gases (*flare*).

O reator possui as seguintes características físicas:

- Diâmetro: 2,42 m
- Altura: 4 m
- Volume útil: 18,3 m³.



Figura 11 - Reator UASB em escala Piloto na ETE São João, Porto Alegre, RS.

4.1.2. Decantador

O decantador foi implementado devido ao elevado volume de sólidos que o reator UASB expele eventualmente, os quais apresentavam o inconveniente de acúmulo nas LAT, reduzindo o volume útil das mesmas.

O decantador possui volume útil de 4,125 m³ e Área superficial de 4m², constituído em fibra de vidro com forma circular e fundo cônico (inclinação de 45°) para facilitar a sedimentação e retirada do lodo, permitindo a redução na quantidade de lodo despejada na LAT. A remoção do lodo acumulado no decantador era descartado para dois leitos de secagem com dimensões úteis de 2,30 x 4,00 m e profundidade de 0,30 m.



Figura 12 - Decantador para remoção de sólidos do efluente do UASB na ETE São João, Porto Alegre, RS.

4.1.3. Lagoas de Alta Taxa

A unidade experimental dispõe de duas lagoas de alta taxa com fundo e diques revestidos em concreto com taludes inclinados à 45° e impermeabilizada para evitar perdas por infiltração. Dispõe ainda de uma pá impulsora para promover a mistura completa em cada lagoa impedindo a estratificação e sedimentação das algas.

A mistura promovida pelas pás impulsoras e a baixa lâmina d'água favorece o processo de fotossíntese para a maximização da produção de biomassa algal ou cultivo de macrófitas flutuantes, permitindo o contato entre a biomassa e os nutrientes necessários para o desenvolvimento dos.



Figura 13 - LM à esquerda e LA à direita na ETE São João, Porto Alegre, RS.

As LAT possuem as seguintes dimensões:

- Largura do canal: 4,96 m (largura superior de cada canal) – 4,06 com lâmia d'água em 30 cm;
- Comprimento: 40 m;
- A_s : 148,0 m² (profundidade de 30 cm);
- Altura do canal: 0,75 m;
- Volume útil com altura de 30 cm: 80 m³.

A Figura 14 apresenta a planta de uma das lagoas vista de cima, com suas respectivas dimensões.

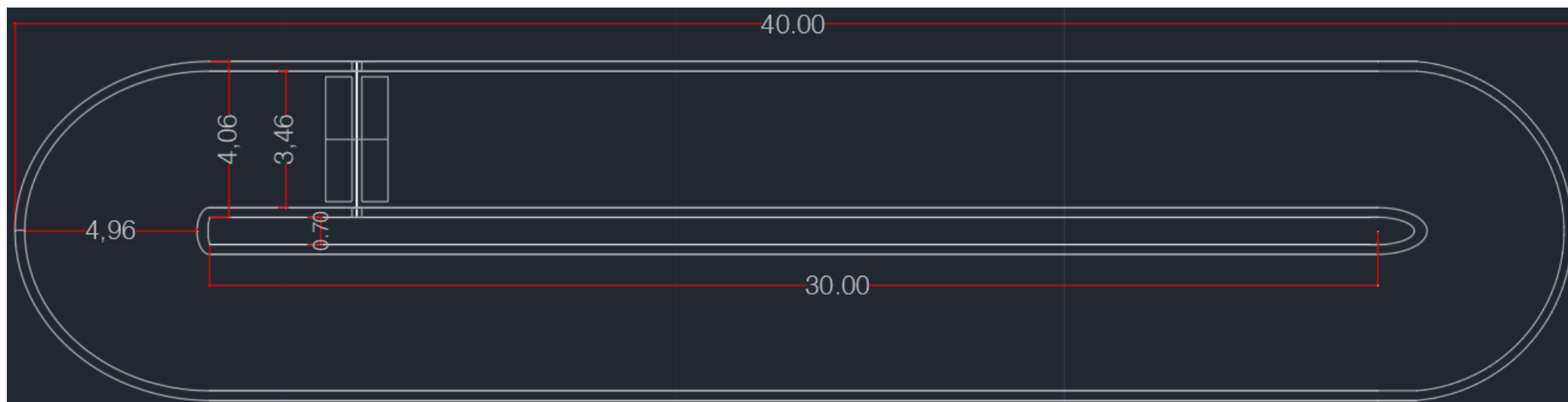
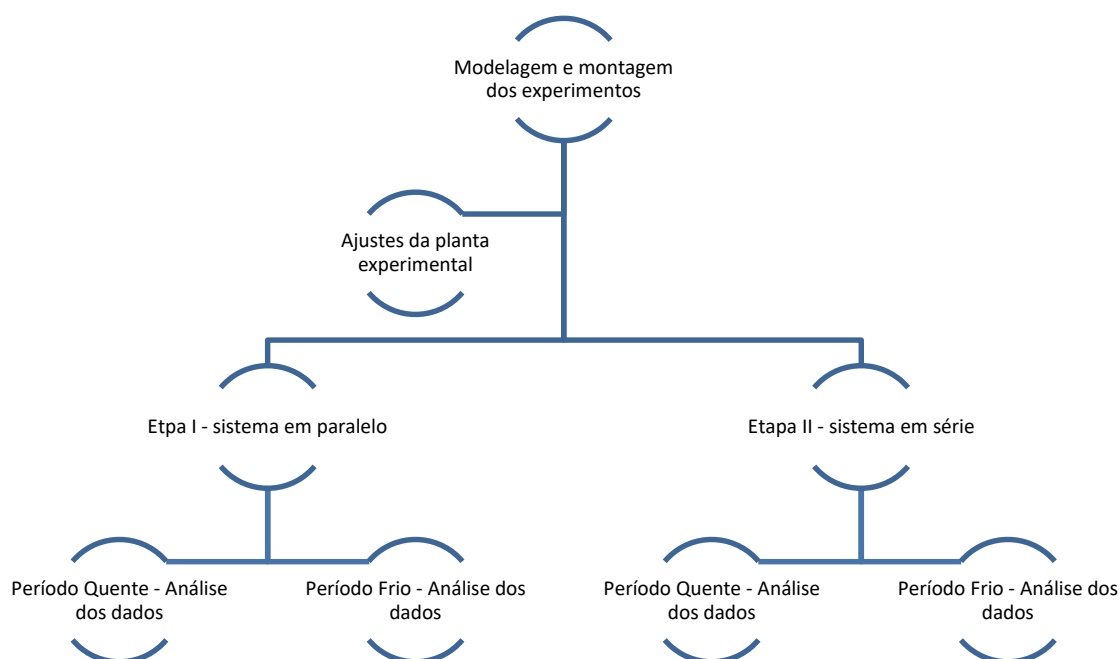


Figura 14 - Planta da Lagoa com dimensões em metros na ETE São João, Porto Alegre, RS.

4.2. Design experimental ou Operação do sistema

O delineamento experimental constituiu na modelagem do experimento a partir do referencial bibliográfico e os experimentos já realizados pelo grupo de pesquisa, ajustes nas plantas experimentais e a elaboração dos experimentos, como apresentado no fluxograma a seguir:



A operação do experimento foi realizada em campo aberto e dividido em duas etapas, diferenciadas pelo regime de escoamento entre as lagoas (em paralelo e em série). Na etapa I (paralelo), as lagoas foram operadas de forma independente, sem comunicação entre as mesmas. Na etapa II, as lagoas foram operadas em série, sendo o efluente da lagoa de algas encaminhado para a entrada da lagoa de macrófitas, como apresenta o Quadro 3.

Quadro 3 - Detalhamento das Etapas I e II para cada sistema de tratamento

	Etapa I – Paralelo			Etapa II – Série		
Período	05/2015 - 08/2016			08/2016 - 07/2018		
	UASB	LAT-AI	LAT- M	UASB	LAT-AI	LAT- M
Tipo de Alimentação	Efluente sanitário bruto	Efluente do UASB	Efluente do UASB	Efluente sanitário bruto	Efluente do UASB	Efluente da LAT-AI
TDH (dias)	0,48	2,2	2,2	0,48	2,2	2,2
	0,76	3,3	3,3	0,76	3,3	3,3
	0,95	4,1	4,1	0,95	4,1	4,1

As coletas e análises dos efluentes foram realizadas uma vez por semana durante o período de 2 anos e 10 meses, de outubro de 2015 até julho de 2018, totalizando 120 análises durante o período, devido que foi necessário descartar algumas amostras por conta da instabilidade do sistema, como o aparecimento de predadores de algas na mudança do inverno para a primavera. Sendo assim foram realizadas 10 amostras para cada regime operacional específico, como é apresentado no Quadro 4.

Quadro 4 - Período de operação e valores do TDH testados nas lagoas operadas em paralelo

Etapa I				
TDH (dias)	Nº de amostras	Vazão (m³/h)	Período	Clima
2,2	10	1,52	Out-Nov/2015	Quente
3,3	10	1,01	Dez/2015-Jan/2016	Quente
4,1	10	0,81	Fev-Mar/2016	Quente
4,1	10	0,81	Abril-Maio/2016	Frio
3,3	10	1,01	Jun-Jul/2016	Frio
2,2	10	1,52	Ago-Set/2016	Frio
Etapa II				
2,2	10	1,52	Fev-Mar/2017	Quente
3,3	10	1,01	Mar-Abr/2017	Quente
4,1	10	0,81	Set/2017 – Mar/2018	Quente
3,3	10	1,01	Mai-Jun/2017	Frio
4,1	10	0,81	Jun-Jul/2017 - Jun-Jul/2018	Frio
2,2	10	1,52	Ago-Set/2017	Frio

Este sistema pode ser aplicado principalmente em localidades que apresentam disponibilidade de área (terreno), como no caso de pequenas e médias cidades, em sistemas descentralizados de grandes cidades, bem como para tratamento de efluentes industriais visando a remoção de poluentes orgânicos e/ou geração de energia a partir do aproveitamento e da biomassa e do biogás gerado no tratamento. A seguir são detalhadas as etapas do experimento.

➤ **Etapa I – Modelo experimental das Lagoas em paralelo**

Tratamento preliminar do efluente bruto através de reator anaeróbio UASB seguido de duas LAT em paralelo, sendo uma delas cultivada microalgas - LA - (cultivo misto) e em outra com o cultivo de macrófitas flutuantes- LM - (*Lemna minor*, *Spirodela*

Intermedia, *Spirodela polyrhiza*, e *Wolffia columbiana*). As macrófitas *Lemnoideae* foram identificadas pelo professor da UFRGS, limnólogo, Dr. Albano Schwarzbold.

A biomassa das lemnáceas gerada foi enviada para laboratório especializado para realização da composição vegetal, o Laboratório de Análises localizado na Faculdade de Agronomia – Departamento de Solos – UFRGS, identificando as porcentagens de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, enxofre entre outros.

O desenvolvimento das espécies presentes de microalgas e macrófitas ocorreu de forma espontânea, desenvolvendo-se naturalmente na região de estudo, não havendo inoculação. No caso das microalgas há diversos gêneros com elevada variação para os predominantes, dentre eles: *Nitzschia*, *Chlorella*, *Euglena*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Gomphonema*, *Lepocinclis*, *Trachelomonas*, *Coelastrum*, *Tetrastrum* e *Phacus*. Para as macrófitas as espécies predominantes se resumem nas quatro apresentadas ao longo deste trabalho.

As duas lagoas foram testadas em dois períodos: elevadas temperaturas (primavera e verão), ou período quente e baixas temperaturas (outono e inverno), ou período frio, com influência da radiação solar, estes dados são apresentados no Quadro 5 e 6. Para cada período de operação foram testados valores de Tempo de Detenção Hidráulico de 2,2; 3,3 e 4,1 dias, estes tempos foram determinados a partir de experimentos já realizados pelo grupo de pesquisa de bioenergia e ambiente IPH/UFRGS, realizados inicialmente por GÓMEZ, et. al, 2016.

Quadro 5 – Valores da temperatura da água das lagoas no período quente e frio - Etapa I

Temperatura em °C - Período Quente						
	TDH = 2,2 dias		TDH = 3,3 dias		TDH = 4,1 dias	
	LM	LA	LM	LA	LM	LA
Máximo	30,6	32,4	31,5	31,9	35,1	35,5
Média	28,1 ± 4,5	28,9 ± 4,9	29,2 ± 3,2	29,7 ± 4,1	30,1 ± 4,6	30,5 ± 5,2
Mínimo	24,2	24,6	25,2	26	26,4	27
Temperatura em °C - Período Frio						
	TDH = 2,2 dias		TDH = 3,3 dias		TDH = 4,1 dias	
	LM	LA	LM	LA	LM	LA
Máximo	20,1	19,7	19	21,1	22,8	23,4
Média	16,2 ± 2,3	16,4 ± 1,5	16,0 ± 1,8	16,6 ± 2,1	17,6 ± 2,9	19,1 ± 2,8
Mínimo	11,6	14,6	13,6	13,5	13	13,6

As temperaturas foram medidas por sensores instalados na chegada do afluente bruto, no reator UASB e nas lagoas de tratamento, sendo os resultados armazenados em *data logger*, marca *Novus*, modelo *Log Box-AA*, programado para realizar medições a cada 15 minutos, com capacidade para o armazenamento de cerca de três meses de dados.

Entretanto, para não sobrecarregar o equipamento a coleta dos valores de temperatura foi realizada a cada mês. As medições de temperatura foram realizadas durante todo o período experimental, tanto na Etapa I quanto na II.

Quadro 6 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período quente e frio.

TDH	Média radiação solar (W/m²) –Período Quente
2,2	587,8 ± 146,2
3,3	521,2 ± 132,6
4,1	626,1 ± 166,4
TDH	Média radiação solar (W/m²) – Período Frio
2,2	509,5 ± 113,5
3,3	439,4 ± 106,1
4,1	690,2 ± 155,8

Nesta etapa avaliou-se o desempenho de cada grupo de organismos fotossintetizante, a fim de avaliar as remoções de poluentes e condições operacionais como cargas de aplicação que as lagoas e avaliar a remoção dos poluentes, mediante avaliação de parâmetros físicos, químicos e biológicos do tratamento.

➤ Etapa II - Modelo experimental das LAT em série

Nesta etapa, o efluente do reator anaeróbico UASB foi encaminhado às LAT operadas em série (conectadas por tubulação de 150 mm), sendo a primeira operada com a presença de microalgas (cultivo misto) e a segunda com a presença de macrófitas flutuantes (*Lemna minor*, *Spirodela Intermedia*, *Spirodela polyrhiza*, e *Wolffia columbiana*).

Tanto no caso das lagoas operadas em paralelo como em série, o esgoto sanitário bruto foi pré tratado pelo reator anaeróbico (UASB) onde houve a conversão da matéria orgânica biodegradável em gases como CH₄ e CO₂ e liberando nutrientes como fosfato e íon amônio, e em sequência o efluente líquido (após decantação para separação de eventuais perdas de sólidos suspensos) foi encaminhado para as lagoas de alta taxa seguindo os layouts previamente estabelecidos pelas etapas I e II (lagoas operadas em paralelo e lagoas operadas em série).

Nesta Etapa II, o efluente do reator UASB (após decantação) foi despejado na LA e o efluente desta lagoa foi conduzido para a LM através da tubulação de PVC, o efluente final da LM foi direcionado até a caixa coletora final do processo de tratamento, criada para que seja possível a coleta de amostras e medição da vazão de saída.

A LA antecedendo a LM tem como objetivo promover a remoção parcial de nitrogênio amoniacal baseado na ocorrência de valores elevados de pH (> 9,5) devido a elevada atividade fotossintética. A LM serviu como polimento final do efluente, pois a camada de macrófitas flutuantes que ocupa toda a superfície da lagoa impedindo a penetração da luz solar e favorecendo o controle e remoção da massa de algas geradas na LA.

As lagoas foram operadas com TDH de 2,2; 3,3 e 4,1 dias em cada lagoa nos períodos quentes e períodos frios, como descrito no Quadro 3, totalizando TDH de 4,4; 6,6 e 8,2 dias no sistema em série de lagoas. Os valores de temperatura do efluente nas lagoas e a radiação solar incidente no local são apresentadas nos Quadros 7 e 8 a seguir:

Quadro 7 - Temperaturas das lagoas no período quente e frio durante a Etapa II.

Temperatura em °C - Período Quente						
	TDH = 2,2 dias		TDH = 3,3 dias		TDH = 4,1 dias	
	LM	LA	LM	LA	LM	LA
Máximo	33,6	33,1	33,3	33,8	35,4	35,6
Média	29,2 ± 5,3	29,5 ± 5,2	29,6 ± 4,6	29,9 ± 4,5	30,6 ± 4,8	30,8 ± 5,4
Mínimo	25,7	26,0	26,8	26,9	27,1	27,4
Temperatura em °C - Período Frio						
	TDH = 2,2 dias		TDH = 3,3 dias		TDH = 4,1 dias	
	LM	LA	LM	LA	LM	LA
Máximo	22,5	22,8	19,9	20,7	23,2	23,6
Média	15,9 ± 2,8	16,1 ± 2,5	15,7 ± 2,4	15,9 ± 2,8	17,9 ± 2,9	19,5 ± 3,2
Mínimo	10,8	12,5	11,3	11,6	12,0	12,1

Quadro 8 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa II para o período quente e frio.

TDH	Média radiação solar (W/m ²) – Período Quente
2,2	591,6 ± 133,4
3,3	566,1 ± 128,5
4,1	632,9 ± 143,2
TDH	Média radiação solar (W/m ²) – Período Frio
2,2	441,6 ± 118,6
3,3	437,4 ± 114,7
4,1	654,7 ± 134,4

A configuração testada das lagoas foi realizada a fim de favorecer a ocorrência de nitrificação e desnitrificação, devido a alternância de ambientes aeróbios (durante o dia), anaeróbios e anóxicos (durante a noite). Outro objetivo foi produzir efluente final

clarificado, desta forma, o efluente do UASB foi lançado na LA e o efluente da LA direcionado para LM.

Para o caso das lagoas deste trabalho (que possuem misturador), o Tempo de Detenção de Sólidos (TDS) dos microrganismos dispersos na massa líquida (para LA e LM) correspondem ao valor do TDH. Para o caso específico da LM existem as colônias de microrganismos aderidas nas raízes das macrófitas, estes podem possuir TDS mais elevado que o TDH, já que não estão dispersos na massa líquida. Desta forma, o TDS irá depender da taxa de reprodução da lemna e dos microrganismos, a retirada do excesso de lemna e taxa de consumo endógeno dos microrganismos.

Conforme visto na literatura, para a questão de valores de TDH é possível a conversão do nitrato em nitrogênio gasoso por via biológica nas Lagoas. Desta forma, espera-se que uma das vias de remoção de nitrogênio seja devido a nitrificação/desnitrificação.

4.2.1. Controle da Densidade de Macrófitas

A densidade das macrófitas flutuantes foi mensurada em seis diferentes pontos randomizados da lagoa, realizada com o auxílio de um amostrador com dimensões de 0,5 m x 0,5 m composto de uma rede com furos de aproximadamente 0,1 mm, que permite a retenção das macrófitas. A densidade foi mantida entre 30-60 g/m² (base seca), com coleta de amostras em triplicata as quais foram conduzidas à estufa com temperatura controlada durante período de 24 horas.

A densidade foi escolhida com base nos trabalhos desenvolvidos pelo próprio grupo de pesquisa de Bioenergia e Ambiente (GÓMEZ et al., 2016b), para que se tenha a superfície da lagoa totalmente preenchida pela manta de macrófitas, porém sem que haja a sobreposição das mesmas, o que pode causar a morte das lemnáceas prejudicando a produção de biomassa e o efluente líquido no final do processo.

O excesso de produção da biomassa foi retirado por uma esteira automatizada controlada por inversor de frequência e *timer*, que foram ajustados conforme a produção das macrófitas. A retirada de macrófitas é essencial para o bom desempenho da lagoa, devido ao tempo de vida das plantas (reprodução de 10-20 vezes). Caso não haja a retirada das plantas estas podem morrer, perdendo sua capacidade de flutuação e arraste junto ao efluente final ou sua sedimentação com ressobilização dos nutrientes e matéria orgânica na massa líquida.

A demanda de biomassa a ser retirada é calculada a partir da taxa de crescimento, apresentada mais à frente, e da densidade de lemnáceas que apresenta a lagoa, objetivando maior remoção de poluentes do efluente líquido.

A seguir é apresentada uma imagem da esteira empregada para retirada programada do excesso de macrófitas flutuantes.



Figura 15 - Esteira mecânica para retirada de macrófitas flutuantes na ETE São João, Porto Alegre, RS.

4.2.2. Taxa de Crescimento das Macrófitas

A taxa de crescimento das macrófitas foi calculada a partir da diferença de densidade medida em um determinado dia e 24 horas após esta data. Os dias de medição selecionados seguiram o seguinte padrão. Na data em que eram retiradas o excesso de macrófitas para controle da densidade era medida a densidade ao final do processo e 24 horas depois realizava-se novamente a medição da densidade das macrófitas, desta forma tem-se a taxa de crescimento em 24 horas. A retirada de excesso da macrófitas foi realizada três vezes por semana, assim como a medição da taxa de crescimento.

Para auxílio na medição da taxa de crescimento da biomassa foi realizado ainda a medição da biomassa retirada durante determinado período de tempo, desumidificada em estufa a 55°C por 24 horas. A massa final foi pesada e dividida pelo período em que esta biomassa retirada representava, entre 2 dias (durante os dias de semana) e 3 dias (para o final de semana). Em seguida este resultado era dividido pela área superficial da lagoa e a densidade média no período, conforme a fórmula abaixo desenvolvida por (TONON, 2016b):

$$TCE = \frac{Br}{tdA} \quad \text{eq. 1}$$

Onde:

TCE = Taxa de crescimento específico g/g·dia

Br = biomassa removida no período (g)

t = tempo do período em dias

d = densidade média durante o período (g/m²·dia)

A = Área superficial da lagoa em m².

4.2.3. Cálculo da recuperação de nutrientes

A estimativa da recuperação de nutrientes foi realizada a partir do balanço de massas da lagoa de macrófitas, levando-se em consideração as concentrações do afluente e efluente da lagoa para o nutriente desejado, sabendo-se que a diferença entre os dois seria a máxima recuperação dos nutrientes.

Para o cálculo da recuperação de nutrientes foi utilizado a análise de composição vegetal da biomassa que apresentam valores de nitrogênio, fósforo, cálcio e outros nutrientes. O laudo do tecido vegetal da biomassa de macrófitas foi realizada 4 vezes durante o experimento, em função da baixa variabilidade e a recurso disponível para o projeto. No laudo são apresentados diversos parâmetros, entre eles os nutrientes fósforo e nitrogênio, cálcio, magnésio, potássio, enxofre entre outros, apresentados no apêndice A deste trabalho.

A partir das porcentagens de nutrientes presentes na biomassa de macrófitas (Figura 15) e a quantidade de biomassa retirada da lagoa foi estimada a recuperação de nitrogênio e fósforo. O cálculo considerou ainda a diferença de densidades, ou seja, a diferença entre a densidade medida no final da retirada das macrófitas atual e medida na última retirada, este último valor pode ser positivo ou negativo. Positivo quando a

densidade atual é mais elevada que a densidade na última retirada e negativo quando ocorrer o contrário.

$$MN = [c * Bc \pm (da - db)] * A \quad \text{eq. 2}$$

Onde:

MN = massa de nutrientes em g;

Bc = biomassa retirada em g/m²·dia;

da = densidade medida na lagoa após a retirada de macrófitas (g/m²·dia);

db = densidade medida na lagoa na última retirada de macrófitas (g/m²·dia);

A = área superficial da lagoa em m²;

c = concentração do nutriente em g/m³.

Com este método sabe-se a capacidade de recuperação de nutrientes, pois controlando-se a densidade corretamente (sempre com a mesma densidade), pode se recuperar o máximo de nutrientes possível. Entretanto, o fósforo e nitrogênio recuperado é somente aquele realmente retirado das lagoas, no caso o contido na biomassa de macrófitas e bactérias aderidas nas raízes.

4.2.4. Parâmetros de Avaliação do Desempenho das Unidades

O desempenho dos sistemas de tratamento foi analisado a partir da caracterização do afluente e efluente de cada etapa do tratamento, baseado nas seguintes análises físicas e químicas nos seguintes pontos de coleta:

a) Esgoto Bruto

DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Coliformes; Alcalinidade; Turbidez.

b) Efluente do reator UASB

DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Coliformes; Alcalinidade e Turbidez.

c) Efluente da LA e LAT- M

Clorofila - *a*; DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Coliformes; Alcalinidade; Turbidez e Temperatura.

As análises foram realizadas uma vez por semana, durante dois anos e 10 meses, totalizando 120 análises realizadas. Além destas, foram realizadas medições três vezes por semana para controle operacional básico, onde serão verificados o pH, oxigênio dissolvido (O.D.), turbidez, radiação solar e temperatura, estas medições ocorreram sempre entre os horários de 8:00 às 9:00 da manhã.

A produção de lemnáceas foi avaliada pela retirada da massa de excesso de macrófitas, a qual depende da produção de macrófitas na LAT (controle da densidade). O excesso retirado foi pesado mediante coleta de uma amostra homogênea para determinar a umidade, realizada em triplicata em estufa com temperatura controlada.

As análises foram baseadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2003), exceto a análise de clorofila-*a*, baseada em (WETZEL; LIKENS, 2000) e a análise de lipídios, baseada em Bligh e Dyer (1959). As análises físicas e químicas foram realizadas no laboratório implantado na estação experimental do IPH - ETE - São João Navegantes. O Quadro 9 apresentam as análises realizadas, suas metodologias e os instrumentos necessários.

Quadro 9 - Apresentação dos métodos de análise e instrumentos utilizados

Análise	Método	Instrumento
DBO	5210 B	Oxitop®
DQO	5220 D	Bloco digestor AT 525
COT	5310 C	Sievers InnovOx
SSV	2540 D e E	Estufa NI 1512 e Mufla NT 380
ST	2540 B	Estufa NI 1512 e Mufla NT 380
Pt	4500- P I	UV-Vis spectrophotometer Carry 50 Scan, Varian
Fosfato	4110 B	CROMATOGRAFO IONICO - CAS-52380
NT	4500- N C	Digestor Kjeldahl - Q327-26 e FOSS Destilador Kjelttec 8400
NTK	4500 - NH ₃ B e C	Digestor Kjeldahl - Q327-26 e FOSS Destilador Kjelttec 8400
N-amoniacal	4500 - NH _{org} B	FOSS Destilador Kjelttec 8400
Nitrito	4110 B	CROMATOGRAFO IONICO - CAS-52380
Nitrato	4110 B	CROMATOGRAFO IONICO - CAS-52380
pH	4500 - H ⁺ B	Multiparâmetro Hach HQ40d
Turbidez	2130 B	Multiparâmetro Hach HQ40d
Clorofila- <i>a</i>	(WETZEL; LIKENS, 2000)	UV-Vis spectrophotometer Carry 50 Scan, Varian
Alcalinidade	2320 A	Multiparâmetro Hach HQ40d
Oxigênio Dissolvido	4500 O H	Multiparâmetro Hach HQ40d
Lipídios	Bligh e Dyer, 1959	Estufa NI 1512 e Mufla NT 380

A análise de coliformes totais e fecais realizada no laboratório TecnoPUC obteve pontos de amostras somente no sistema em série. Foram coletadas amostras no período frio para o TDH de 4,1 dias e no período quente foi realizado nas três condições de TDH 2,2; 3,3 e 4,1 dias, foram coletadas 6 amostras em cada condição operacional. O objetivo desta análise foi verificar a qual classe o efluente final se enquadra.

4.2.5. Análise dos dados

Os resultados das análises físicas e químicas do monitoramento foram avaliados através de gráficos *boxplot*, gráficos de caixas, tabelas e relacionados entre si através da correlação e regressão linear. Foram também investigadas possíveis relações entre matéria orgânica, Clorofila-*a* e SSV, com o objetivo de analisar a concentração e produção de microalgas na LA. As amostras coletadas foram utilizadas de forma bruta (sem filtração), sendo filtradas somente as amostras para a análise de cromatografia iônica (nitrito, nitrato e fosfato).

As análises de *boxplot* permite identificar os *outliers*, identificando os pontos onde podem ter ocorrido algum tipo de anomalia durante o tempo de operação do sistema.

A eficiência de remoção foi calculada pela diferença entre o afluente e o efluente da unidade analisada dividido pelo valor do afluente, o resultado desta operação é multiplicado por 100 para que o resultado final seja dado em porcentagem, conforme a equação abaixo:

$$Vr = \frac{Ca - Ce}{Ca} \times 100 \quad \text{eq. 3}$$

Onde:

Vr = Valor de remoção

Ca = Concentração do afluente

Ce = concentração do efluente

A massa de lemnáceas foi relacionada com a remoção de fósforo, mediante elaboração da recuperação de biomassa no processo. A remoção de nitrogênio também foi estudada a fim de verificar a existência do processo de nitrificação, desnitrificação, volatilização da amônia e recuperação de nitrogênio que podem ocorrer nas lagoas.

As análises de alcalinidade, pH, temperatura e radiação solar foram auxiliares na verificação dos processos que ocorrem para a remoção de nutrientes e matéria orgânica, já que estes processos podem variar conforme a mudança de cada um dos parâmetros.

As variáveis de controle do desempenho do processo foram correlacionadas com a carga hidráulica volumétrica e superficial bem como com a carga orgânica e de nutrientes aplicados nas configurações de operação em paralelo e em série do sistema.

Foi avaliada a influência do TDH para o período operacional das lagoas, considerando o sistema em série e paralelo, a fim de avaliar as cargas aplicadas nas lagoas e analisar a remoção dos poluentes e produção da biomassa de algas e macrófitas.

4.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos dados foi realizada através do teste de significância, segundo ANOVA, de acordo com o método de Tukey, com intervalo de confiança de 95%. Analisando se há diferença significativa entre os dados de uma determinada variável, por exemplo, a comparação na concentração de determinado poluente em diferentes tempos de detenção hidráulico.

As variáveis apresentam letras em formato subscripto, normalmente ao lado da concentração ou da porcentagem de remoção, para letras iguais não há diferença significativa, para letras diferentes há diferença significativa entre os valores, os valores decrescem conforme a letra, sendo mais elevado para a letra “a”, seguido por “b” e assim sucessivamente.

As análises estatísticas foram realizadas separadamente para o período frio e para o período quente. Estes períodos só foram avaliados entre si na parte dos resultados onde é realizada um comparativo entre o sistema em série e paralelo, com o objetivo de identificar qual sistema possui maior remoção de poluentes e maior confiabilidade operacional, ou seja, menor variação das concentrações finais dos poluentes para os diferentes períodos analisados (quente e frio).

Os dados foram analisados através do software R, o qual permite a verificação estatística proposta por este trabalho, onde realizou-se os gráficos de *boxplot* e ANOVA, classificando os valores de maior para menor.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os experimentos foram desenvolvidos entre os anos de 2015 a 2018, totalizando 2 anos e 10 meses de experimento com 120 coletas para análise. Sendo divididos em duas etapas I (paralelo) e II (série), inicialmente foi avaliado os resultados da etapa I e posteriormente da etapa II. A seguir são apresentados os resultados da etapa I (sistema em paralelo)

5.1. Sistema em paralelo (Etapa I)

O experimento foi realizado durante o ano de 2015 e 2016, operando em período quente (primavera e verão) e período frio (outono e inverno). Foram testados três valores de TDH em cada período, conforme o Quadro 3 e 4 apresentado no capítulo 4.

Ao avaliar as temperaturas apresentadas no quadro 5 (capítulo 4), conclui-se que no período quente não há diferença significativa para os diferentes TDH testados neste período ($p > 0,05$). No período frio também não foi verificada diferença significativa entre os valores de temperatura para os diferentes regimes testados ($p > 0,05$), porém entre o período frio e o período quente foi detectada diferença significativa de temperatura ($p < 0,176$). Os valores de temperatura medidos nas lagoas (LA e LM) no período frio não apresentaram diferença significativa para o mesmo TDH e período testado.

Inicialmente é apresentado a caracterização dos efluentes dos sistemas de tratamento para cada período operacional e cada etapa, neste momento são apresentadas as concentrações dos poluentes para a etapa I.

5.1.1. Caracterização dos efluentes do sistema:

Os Quadros 10 e 11 apresentam os valores médios e o desvio padrão dos poluentes para os períodos testados. É possível verificar que na maioria dos poluentes há redução da concentração conforme se avança o tratamento.

Quadro 10 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa I para o período quente na ETE São João em Porto Alegre, RS.

TDH = 2,2 dias				
Parâmetro	EB	UASB	LA	LM
Alcalinidade	201,3 ± 52,8	230,1 ± 33,5	123,5 ± 23,9	192,2 ± 33,2
DBO	205 ± 89	112 ± 41	55 ± 20	40 ± 24
DQO	560 ± 234	153 ± 116	216 ± 121	105 ± 61
COT	100,2 ± 71,4	28,2 ± 6,5	64,6 ± 22,5	63,0 ± 15,4
Amônia	25,2 ± 6,9	29,6 ± 6,4	4,5 ± 4,4	10,9 ± 4,5
NTK	36,1 ± 13,8	30,8 ± 9,0	17,6 ± 7,0	18,8 ± 5,3
Nitrito	-	-	0,5293 ± 0,151	0,3540 ± 0,101
Nitrato	0,2275 ± 0,116	0,2238 ± 0,088	6,6917 ± 2,617	0,7614 ± 0,440
Fósforo total	5,9 ± 3,1	3,1 ± 0,9	1,9 ± 0,2	1,5 ± 0,1
Fosfato	0,736 ± 0,445	2,4295 ± 1,197	1,066 ± 0,038	1,0507 ± 0,097
TDH 3,3 dias				
Alcalinidade	210,4 ± 58,1	231,2 ± 33,5	83,2 ± 15,2	196,2 ± 31,1
DBO	194 ± 87	128 ± 82	80 ± 24	45 ± 10
DQO	596 ± 106	210 ± 167	259 ± 101	64 ± 30
COT	91,5 ± 35,6	45,2 ± 20,2	65,7 ± 9,4	20,2 ± 3,3
Amônia	20,4 ± 5,7	27,5 ± 5,1	6,9 ± 3,6	21,5 ± 4,3
NTK	38,2 ± 19,3	30,1 ± 6,5	14,2 ± 9,0	22,7 ± 5,6
Nitrito	-	-	0,7100 ± 0,154	-
Nitrato	0,161 ± 0,107	0,1275 ± 0,052	7,7958 ± 3,279	0,2265 ± 0,153
Fósforo total	6,2 ± 1,0	3,2 ± 0,6	1,6 ± 0,1	1,5 ± 0,1
Fosfato	2,292 ± 1,469	2,8166 ± 0,930	0,9568 ± 0,188	1,0873 ± 0,387
TDH 4,1 dias				
Alcalinidade	204,8 ± 54,6	226,2 ± 31,4	73,5 ± 12,3	185,8 ± 30,1
DBO	186 ± 103	112 ± 44	60 ± 17	27 ± 17
DQO	505 ± 310	212 ± 141	336 ± 205	81 ± 109
COT	87,3 ± 55,8	31,6 ± 11,1	89,9 ± 28,7	16,8 ± 3,9
Amônia	26,3 ± 8,0	31,4 ± 5,8	4,2 ± 1,9	21,8 ± 3,3
NTK	33,0 ± 8,9	32,5 ± 8,5	14,7 ± 5,5	23,0 ± 3,4
Nitrito	-	-	1,0220 ± 0,548	-
Nitrato	0,3267 ± 0,035	0,131 ± 0,053	6,2857 ± 3,191	0,2187 ± 0,072
Fósforo total	5,8 ± 1,0	3,5 ± 0,4	1,7 ± 0,1	1,6 ± 0,2
Fosfato	1,5760 ± 0,644	1,6917 ± 0,399	0,958 ± 0,437	1,0917 ± 0,399

Quadro 11 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa I para o período frio na ETE São João em Porto Alegre, RS.

TDH 2,2 dias				
	EB	UASB	LA	LM
Alcalinidade	197,5 ± 41,3	218,5 ± 37,1	121,8 ± 22,4	190,7 ± 31,9
DBO	237 ± 79	110 ± 38	108 ± 23	52 ± 17
DQO	464 ± 210	226,2 ± 122	206 ± 59	82 ± 11
TOC	104,0 ± 44,8	34 ± 12,7	26,7 ± 10,5	32,4 ± 11,4
Amônia	23,9 ± 2,9	24,3 ± 3,2	14,7 ± 1,4	18,4 ± 0,7
NTK	30,2 ± 12,9	27,8 ± 11,7	23,1 ± 7,9	22 ± 8,7
Nitrito	-	0,3214 ± 0,0791	0,8759 ± 0,0768	0,3125 ± 0,0874
Nitrato	0,533 ± 0,062	0,472 ± 0,039	3,192 ± 0,917	0,728 ± 0,069
Fósforo total	5,44 ± 0,56	4,52 ± 0,42	2,27 ± 0,17	2,47 ± 0,17
Fosfato	1,85 ± 0,45	3,85 ± 0,89	1,54 ± 0,67	1,60 ± 0,69
TDH 3,3 dias				
Alcalinidade	210,4 ± 58,1	231,2 ± 33,5	83,2 ± 15,2	196,2 ± 31,1
DBO	249 ± 77	123 ± 44	146 ± 52	51 ± 15
DQO	373 ± 153	140 ± 79	203 ± 109	78 ± 22
TOC	98,3 ± 33,7	40,8 ± 14,8	45,7 ± 13,1	26,4 ± 11,5
Amônia	25,5 ± 4,5	32,7 ± 1,4	24 ± 3,8	27,6 ± 2,3
NTK	39,7 ± 14,7	37,6 ± 12,8	33,5 ± 10,6	31,7 ± 11,5
Nitrito			0,7224 ± 0,0791	0,2951 ± 0,0791
Nitrato	0,508 ± 0,039	0,505 ± 0,056	1,528 ± 0,498	0,582 ± 0,047
Fósforo total	6,73 ± 0,76	3,92 ± 0,39	2,89 ± 0,23	3,30 ± 0,24
Fosfato	2,38 ± 0,89	3,28 ± 0,85	1,55 ± 0,41	1,36 ± 0,47
TDH 4,1 dias				
Alcalinidade	204,8 ± 54,6	226,2 ± 31,4	73,5 ± 12,3	185,8 ± 30,1
DBO	250 ± 97	135 ± 57	53 ± 18	63 ± 13
DQO	298 ± 174	154 ± 61	61 ± 11	68 ± 18
TOC	105,6 ± 54,7	28,1 ± 9,1	23,8 ± 9,2	27,5 ± 9,8
Amônia	18,2 ± 6,3	26,9 ± 5,6	11,3 ± 2,8	17,6 ± 3,1
NTK	30,2 ± 7,9	29,8 ± 7,2	14,4 ± 3,2	19,5 ± 4,6
Nitrito			0,7185 ± 0,0791	0,1995 ± 0,0791
Nitrato	0,507 ± 0,042	0,499 ± 0,064	1,553 ± 0,391	0,507 ± 0,066
Fósforo total	5,04 ± 0,81	4,25 ± 0,43	1,87 ± 0,12	3,52 ± 0,26
Fosfato	2,49 ± 0,98	3,0 ± 1,03	2,11 ± 0,91	1,29 ± 0,44

Para auxiliar a análise dos dados de concentração dos poluentes, são apresentados valores de turbidez, pH e oxigênio dissolvido (O.D.) no Quadro 12, as medições destes parâmetros ocorreram durante todo o experimento entre 8:00 e 9:00 da manhã, sendo realizado 3 vezes por semana. Entretanto na LA este parâmetros variam ao longo do dia devido a fotossíntese realizada pelas microalgas na lâmina d'água. Foram realizados

perfis de medição para todos os meses do ano na LA, estes são apresentados no apêndice B.

Quadro 12 - Valores de turbidez, pH e O.D. para Etapa I no período quente e frio na ETE São João Navegantes.

Amostra	Frio			Quente		
	Turbidez (NTU)	pH	O.D (mg/l)	Turbidez (NTU)	pH	O.D (mg/l)
EB	188 ± 97	6,9 ± 0,4	-	196 ± 103	7,2 ± 0,2	-
UASB	26 ± 2	6,7 ± 0,3	-	37 ± 8	7,0 ± 0,2	-
LA	41 ± 18	7,9 ± 0,7	7,3 ± 4,4	60 ± 12	9,1 ± 1,1	10,1 ± 4,5
LM	15 ± 2	7,0 ± 0,6	2,7 ± 1,0	16 ± 4	7,6 ± 0,6	3,4 ± 2,0

*Os valores de O.D. nas amostras de EB e UASB apresentaram sempre valores zerados ou negativos.

A eficiência de remoção de poluentes de cada sistema é apresentada a seguir, identificadas pelo TDH das lagoas e período climático, sendo o estudo estatístico separado para cada período, ou seja, as identificações da classificação estatística nos Quadros (a,b,c...) são comparadas somente com o mesmo período. Sendo assim, os valores de TDH para o período quente são comparados entre si e os valores de TDH para o período frio são comparados entre si.

5.1.2. Matéria orgânica (DBO, DQO e COT)

O Quadro 12 apresenta as porcentagens de remoção de DBO, DQO e COT para os diferentes valores de TDH testados no período quente e frio, conforme o sistema de tratamento.

Os valores de remoção de matéria orgânica seguem a mesma tendência para DBO, DQO e COT, obtendo remoções mais elevadas para o período quente com o tratamento do UASB+LM.

As possíveis remoções de matéria orgânica na LM podem ocorrer através da colônia de microrganismos fixadas nas raízes da macrófitas, na lâmina de água e na manta de lodo ao fundo da lagoa que pode se formar, como constatado por KIST e MACHADO, (2019); MOHEDANO, (2010); TELES, (2016); VERMA e SUTHAR, (2014). Nesta pesquisa a lâmina de lodo formada ao fundo da lagoa não foi quantificada, pois, se apresentou em pequenas partes da lagoa (cerca de 15-25 %) com espessura máxima de 10 mm.

Outro fator importante na LM é que devido a cobertura de toda a superfície d'água por macrófitas (efeito de sombreamento), estas não permitem a entrada da radiação solar na lâmina d'água que resulta no impedimento da proliferação de microalgas.

Quadro 13 - Remoção de DBO, DQO e COT (%) observado na Etapa I em função do clima (Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

DBO								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB + LM ^a	UASB + LA ^a	UASB ^c	UASB + LM ^a	UASB + LA ^b	UASB ^c	UASB + LM ^a	UASB + LA ^b
45,4% ±12,1%	83,2% ± 10,8%	81,2% ± 10,7%	44,0% ±11,4%	82,4% ± 11,1%	68,5% ± 10,8%	49,8% ±12,9%	82,8% ±10,4%	61,8% ± 9,8%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LM ^b	UASB +LA ^c	UASB ^c	UASB +LM ^a	UASB +LA ^d	UASB ^c	UASB +LM ^a	UASB +LA ^a
53,5% ±12,5%	65,5% ±10,5%	54,2% ± 10,9%	50,8% ±11,7%	79,5% ± 11,3%	41,2% ± 10,4%	46,0% ± 12,1%	72,7% ± 10,1%	75,6% ± 10,8%
DQO								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^b	UASB +LM ^b	UASB + LA ^{cd}	UASB ^b	UASB +LM ^a	UASB + LA ^c	UASB ^{bc}	UASB +LM ^a	UASB + LA ^d
70,5% ±11%	72,4% ± 9%	45,4% ± 12%	78,7% ± 6%	90,7% ± 8%	53,3% ± 10%	68,0% ± 15%	91,5% ± 8%	36,6% ± 7%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^d	UASB +LM ^a	UASB +LA ^c	UASB ^c	UASB +LM ^b	UASB +LA ^{cd}	UASB ^{cd}	UASB +LM ^{ab}	UASB +LA ^b
45,2% ± 14%	86,8% ± 7%	58,2% ±11%	56,0% ± 15%	80,0% ± 12%	55,4% ± 14%	50,8% ± 12%	81,0% ± 9%	79,5% ± 10%
COT								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 2,2 dias			TDH - 2,2 dias		
UASB ^b	UASB +LM ^a	UASB +LA ^c	UASB ^c	UASB +LM ^b	UASB +LA ^d	UASB ^{bc}	UASB +LM ^a	UASB +LA ^d
71,9% 5,1%	83,7% ± 4,9%	55,9% ± 6,1%	50,6% ± 6,3%	75,5% ± 5,5%	20,1% ± 5,9%	63,8% ± 6,4%	83,7% ± 4,7%	12,9% ± 4,4%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 2,2 dias			TDH - 2,2 dias		
UASB ^b	UASB +LM ^b	UASB +LA ^b	UASB ^b	UASB +LM ^a	UASB +LA ^b	UASB ^a	UASB +LM ^a	UASB +LA ^a
57,3% ± 5,6%	59,5% ± 5,1%	47,1% ± 6,4%	58,5% ± 6,1%	76,5% ± 5,2%	58,1% ± 5,8%	72,7% ± 6,6%	73,9% ± 4,9%	77,5% ± 4,6%

A remoção de matéria orgânica na LA apresenta valores decrescentes em função do aumento do TDH, o que pode ser explicado pela elevação da concentração de biomassa de algas. As principais explicações para este fato são:

- i) O baixo TDH (2,2 dias) é menor que o tempo médio de desenvolvimento de diversas microalgas (MACHADO, 2011; OHSE et al., 2011), porém algumas

espécies conseguem se desenvolver na lamina d'água. Porém há elevação na remoção de DBO entre o UASB e a LA, possivelmente devido as microalgas serem organismos de cadeias orgânicas complexas (REDFIELD; KETCHUM; RICHARDS, 1963; CRAGGS, 2005) podendo não serem oxidadas durante a análise de DBO₅.

- ii) Devido a existência de diversos microrganismos na lâmina d'água que oxidam a matéria orgânica, convertendo em CO₂ e novas células de microrganismos (JORDÃO; PESSOA, 2014). Este CO₂ pode ser capturado pelas microalgas, elevando a concentração de matéria orgânica na lâmina de água (KURANO et al., 1995; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Os valores obtidos no período frio seguem a mesma tendência do período quente para a LM. No caso da LA os valores crescentes de TDH no período quente, possibilitam a proliferação de microalgas, o que não ocorre no período frio. Isto pode ser devido as baixas temperaturas e valores de radiação solar, esta avaliação será realizada posteriormente junto com as análises de SSV e clorofila-*a*.

As temperaturas mais elevadas (período quente) também contribuíram para maior produção de microalgas e microrganismos, como visto por (NASCIMENTO, 2001; PEREIRA et al., 2012).

A remoção da matéria orgânica na LM tende a ocorrer principalmente através das colônias de microrganismos aderidas nas raízes das macrófitas. Acredita-se que o tempo de contato entre os microrganismos e os poluentes a serem oxidados irá depender do TDH das lagoas, assim, quanto maior o TDH maior será a possibilidade de remoção da matéria orgânica, como constatado por (TCHOBANOGLIOUS et al., 2015) e (VON SPERLING, 2009).

Na Figura 16 e 17 são apresentados os gráficos de *boxplot* da DBO e DQO para o esgoto bruto (EB), UASB (U), lagoa de algas (LA) e lagoa de macrófitas (LM) para cada regime operacional (2,2; 3,3 e 4,1 dias) no período quente (Q) e frio (F). Estes gráficos permitem a melhor visualização do que ocorre nos processos de tratamento. É possível verificar no Figura 16 que a LM tende a apresentar concentrações menores, com exceção do período frio para o TDH de 2,2 dias para a DBO somente.

Os gráficos das Figuras 16 e 17 permite avaliar que o comportamento das lagoas verificando que as variações são menores para a LM, ou seja, para concentração de

matéria orgânica esta lagoa apresenta valores mais constantes ao longo do tempo (TDH) e da variação de temperatura (quente e frio).

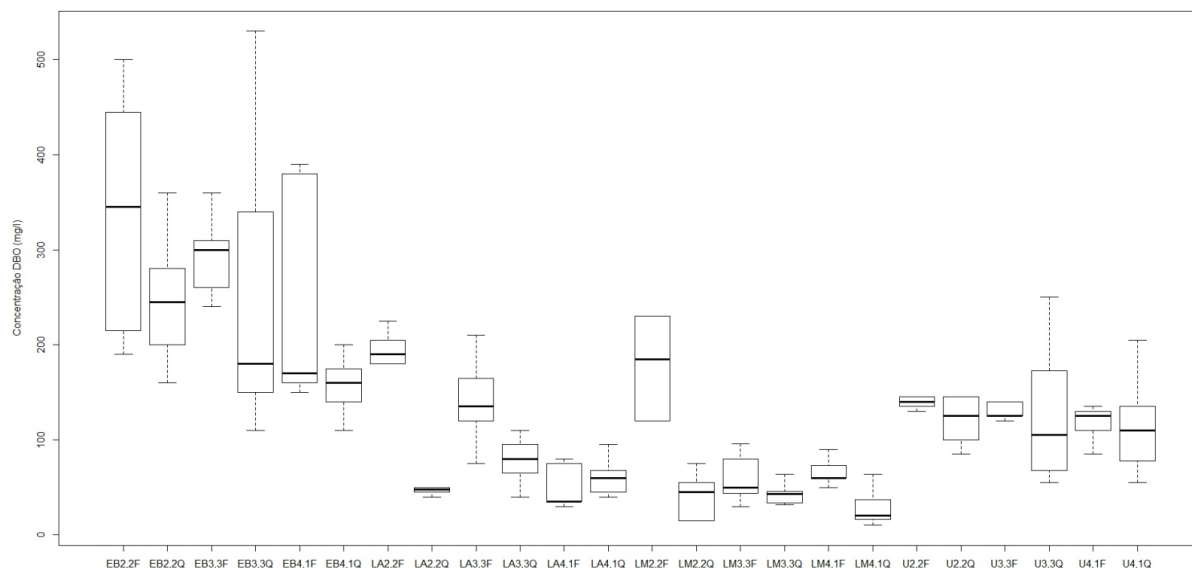


Figura 16 - Concentração de DBO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.

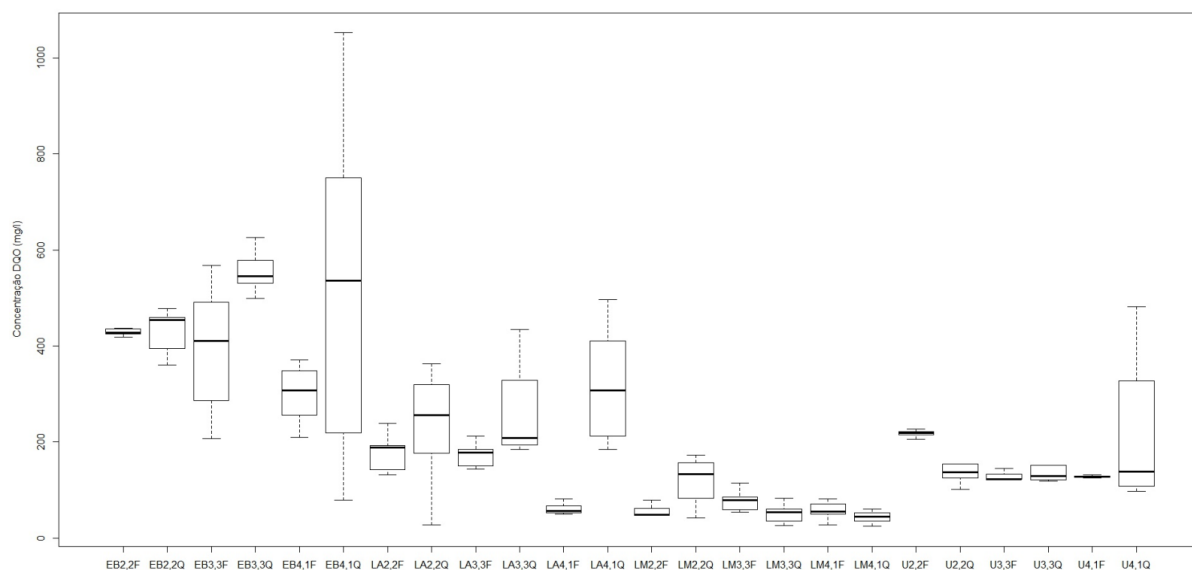


Figura 17 - Concentração de DQO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Os gráficos das Figuras 16 e 17, mostram que as concentrações de DBO e DQO são mais elevadas no esgoto bruto, havendo tendência de redução conforme o tratamento se avança. É possível ainda verificar que a variação dos dados é mais elevada para o EB, quando comparada as demais amostras (UASB, LM e LA).

Ainda de acordo com os gráficos é possível ver que há diferença nos valores de concentração de DBO e DQO para a LA. Acredita-se que na análise de DQO todas as

microalgas colaboram de forma positiva para o aumento da concentração, e na DBO seriam somente a parcela facilmente biodegradável do efluente da lagoa, sendo mais indicado neste caso a análise de DQO e COT para avaliação da matéria orgânica e microalgas na LA.

Na Etapa Fria a LM apresenta baixa concentração de DQO e como consequência baixa variabilidade na remoção de DQO durante o período analisado.

A concentração de DQO na LA para o período quente elava-se para valores crescentes do TDH. A partir das médias é possível inserir uma linha de tendência exponencial com $R^2 = 0,93$ ($y = 160,93e^{0,1606x}$), porém ao analisar todos os dados que foram gerados nos períodos o valor R^2 reduz para 0,15.

As médias da concentração de DQO na LM durante o período quente permitiram a geração da curva de tendência exponencial com a seguinte equação $y = 376,88e^{-0,556x}$ e $R^2 = 0,9455$.

A tendência de remoção de COT segue a mesma apresentada pela DQO para as duas lagoas. Assim como visto nos parâmetros DBO e DQO a LM apresenta tendência de elevação de remoção conforme o aumento dos valores de TDH.

A LA apresentou eficiências mais elevadas na remoção de COT para o período frio, assim como ocorrido para o parâmetro de DBO e DQO.

A remoção de COT no sistema UASB+LA é estatisticamente igual ao sistema UASB isolado. Este fato pode ocorrer devido às baixas temperaturas, o que prejudica o desenvolvimento das microalgas na LA (NASCIMENTO, 2001; PEREIRA et al., 2012), ou seja, mesmo havendo a presença de microalgas na lagoa estas não se desenvolveram em quantidade suficiente para apresentar diferença significativa na redução da eficiência de remoção.

5.2.1. Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Os valores de remoção de sólidos suspensos voláteis tendem a seguir uma tendência relacionada com o TDH.

Para a LA quanto maior o TDH menor é a remoção de SSV, devido ao desenvolvimento de microalgas na lagoa.

Para a LM acontece justamente o inverso, ou seja, valores de TDH mais elevados contribuem positivamente para maior remoção de SSV. Desta forma quanto maior o tempo de contato entre o alimento e microrganismos, será maior esta conversão (TCHOBANOGLOUS et al., 2015). A eficiência de remoção é apresentada no Quadro 14.

No período frio não há diferenças significativas na remoção de SSV para a LM, possivelmente devido às baixas temperaturas que influenciam diretamente na cinética dos processos biológicos. O gráfico da Figura 18 permite visualizar as distribuições dos dados do esgoto bruto (EB), UASB (U), lagoa de algas (LA) e lagoa de macrófitas (LM) para a Etapa I.

Quadro 14 - Resultados e análise estatística da remoção de SSV (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LM ^b	UASB +LA ^e	UASB ^c	UASB +LM ^a	UASB +LA ^d	UASB ^{bc}	UASB +LM ^a	UASB +LA ^d
65,3%	83,9%	29,1%	69,0%	90,6%	23,3%	75,8%	92,0%	15,5%
±9,1%	±8,8%	±7,3%	±9,8%	±5,7%	±9,5%	±7,6%	±5,1%	±4,2%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^a	UASB +LM ^a	UASB +LA ^c	UASB ^a	UASB +LM ^a	UASB +LA ^c	UASB ^b	UASB +LM ^{ab}	UASB +LA ^c
86,0%	88,4%	58,4%	85,2%	86,8%	45,9%	76,1%	81,1%	56,2%
±8,1%	±7,4%	±7,1%	±7,4%	±6,5%	±7,6%	±7,9%	±5,6%	±4,8%

O gráfico de *boxplot* da Figura 18 possibilita ver que a variação dos dados de SSV no EB é mais elevada que a dos demais tratamentos, podendo assim observar que ao longo do tratamento os dados tendem a ser mais consistentes. Com o avanço no tratamento a tendência dos SSV é reduzir, exceto para a LA, onde há desenvolvimento de microalgas que tem como consequência a elevação do parâmetro de SSV, observado principalmente para o período quente.

Para a LA no período quente foi possível a geração de uma linha de tendência a partir das médias de concentração de SSV, obtendo equação $y = 11,727x + 99,271$ e $R^2 = 0,9486$.

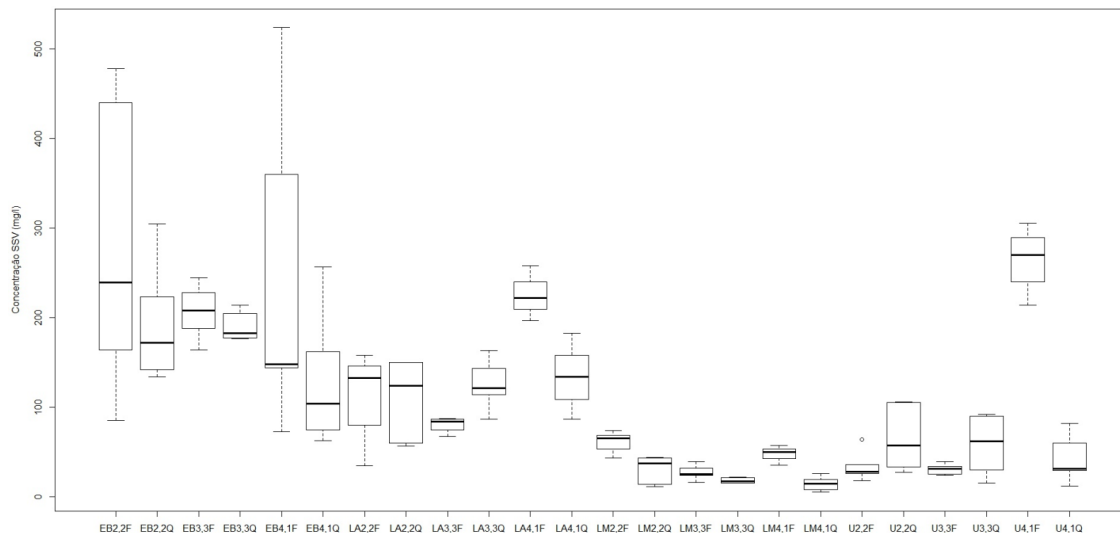


Figura 18 - Concentração de SSV no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS

Para a LM no período frio há elevação dos valores de SSV, provavelmente devido ao menor desenvolvimento das lemnas, o que possibilita o desenvolvimento de algas e microrganismos não aderidos nas raízes das lemnas. No período quente, valores mais elevados do TDH contribuíram positivamente para maior eficiência de remoção de SSV, obtendo valor médio abaixo de 20mg/l.

Para o período quente na LM é possível a geração de uma linha de tendência linear com $y = -8,25x + 37,278$ e $R^2 = 0,9128$, ou equação logarítmica de $y = -15,37\ln(x) + 29,957$ e $R^2 = 0,9777$.

5.2.2. Alcalinidade Total

As concentrações de alcalinidade sofrem variação ao longo do tratamento devido ao tipo de processos (aeróbio, anaeróbio e anóxico) e a conversão dos poluentes, que podem consumir ou gerar alcalinidade.

Os valores de alcalinidade são mais elevados no reator UASB devido às reações anaeróbias com liberação de cátions (nitrogênio amoniacal, sódio, e de sais de ácidos graxos voláteis), que podem combinar com o gás carbônico gerando alcalinidade de bicarbonatos e consequente aumento dos valores de pH (CAMPOS et al., 2004; GUJER, 2010; MAGRI et al., 2013). Os valores de alcalinidade total são apresentados no Quadro 15.

Quadro 15 - Resultados e análise estatística da remoção de Alcalinidade (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente			
TDH - 2,2 DIAS			
EB ^{bc}	UASB ^a	LM ^{cd}	LA ^e
201,3 ± 52,8	230,1 ± 33,5	192,2 ± 33,2	123,5 ± 23,9
TDH - 3,3 DIAS			
EB ^b	UASB ^a	LM ^{cd}	LA ^f
210,4 ± 58,1	231,2 ± 33,5	196,2 ± 31,1	83,2 ± 15,2
TDH - 4,1 DIAS			
EB ^{bc}	UASB ^a	LM ^c	LA ^f
204,8 ± 54,6	226,2 ± 31,4	185,8 ± 30,1	73,5 ± 12,3
Período Frio			
TDH - 2,2 dias			
EB ^b	UASB ^a	LM ^{ab}	LA ^c
180,7 ± 22,0	206,4 ± 8,9	196,2 ± 27,4	170,4 ± 32,3
TDH - 3,3 dias			
EB ^{bc}	UASB ^a	LM ^b	LA ^b
176,5 ± 13,9	210,8 ± 9,1	187,9 ± 9,1	181,9 ± 5,6
TDH - 4,1 dias			
EB ^c	UASB ^a	LM ^d	LA ^c
146,3 ± 59,4	195,0 ± 31,5	85,4 ± 35,5	165,8 ± 11,0

*valores em mg/l de CaCO₃

O consumo de alcalinidade nas lagoas pode ocorrer em consequência da nitrificação do nitrogênio amoniacal, sabendo-se que valores de TDH mais elevados possibilitam o desenvolvimento de bactérias nitrificantes as quais oxidam a amônia com consequente consumo da alcalinidade. Na LM foram registrados valores de OD durante o dia acima de 1,5 mg/l e na LA valores acima de 10 mg/l, atingindo picos acima do limite máximo do equipamento (22mg/l).

O processo de nitrificação em seu primeiro estágio produz ácidos (íons de hidrogênio), o que pode provocar redução do pH se a alcalinidade não for suficiente para proporcionar o tamponamento do sistema (GUJER, 2010; MAGRI et al., 2013).

A nitrificação pode ocorrer na faixa de 5 a 50°C, com temperatura ótima entre 25-36°C relatado por (ARCEIVALA, 1981; BARNES; BLISS, 1983; VON SPERLING, 2002).

5.2.3. Nitrogênio

5.2.3.1. Nitrogênio Amoniacal

Os valores de remoção de nitrogênio amoniacal são apresentados no Quadro 16. A remoção do nitrogênio amoniacal apresenta valores negativos para o reator UASB devido as reações de amonificação, segundo (BUENO, 2011), há quebras de cadeias

orgânicas (proteínas, aminoácidos, etc.) liberando íons amônio para o meio líquido, convertendo nitrogênio orgânico em amoniacal .

Quadro 16 - Resultados e análise estatística da remoção de Nitrogênio Amoniacal (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^e	UASB + LM ^c	UASB + LA ^a	UASB ^e	UASB + LM ^{de}	UASB + LA ^b	UASB ^e	UASB + LM ^d	UASB + LA ^a
-17,9%	25,0%	89,2%	-28,7%	2,1%	79,2%	-19,4%	17,0%	88,0%
± 7,0%	± 5,8%	± 8,2%	± 6,7%	± 3,6%	± 7,9%	± 7,4%	± 8,1%	± 7,3%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^d	UASB + LM ^{bc}	UASB + LA ^a	UASB ^d	UASB + LM ^c	UASB + LA ^b	UASB ^d	UASB + LM ^a	UASB + LA ^c
-12,3%	21,1%	41,5%	-36,7%	13,7%	27,5%	-48,0%	37,8%	18,7%
± 8,9%	± 8,9%	± 8,5%	± 9,1%	± 4,7%	± 5,7%	± 9,4%	± 6,0%	± 7,3%

A remoção de nitrogênio amoniacal é mais elevada para LA com TDH de 2,2 e 4,1 dias. Esta remoção pode ocorrer na LA devido a dois fatores principais:

- i) A realização da fotossíntese pelas microalgas eleva o pH da lagoa atingindo valores acima de 9,5 e desta forma, uma parcela do nitrogênio amoniacal pode ser convertido em gás e se desprender do meio líquido (VLEK; CRASWELL, 1981; AZOV; GOLDMAN, 1982).

Podem ocorrer reações de nitrificação, as quais necessitam de níveis de O₂ acima de 1,5 mg/L (TCHOBANOGLIOUS et al., 2015). Um fator que auxilia na confirmação desta hipótese é a redução nos valores de alcalinidade e aumento da concentração de nitrato no efluente da LA. Na LM é possível a ocorrência da nitrificação, pois durante o dia os níveis de O.D. apresentam-se acima de 1,5 mg/l. Porém o consumo da alcalinidade é relativamente baixo, o que indica ocorrência de nitrificação reduzida.

A figura 19 apresenta o gráfico de *boxplot* para os dados de concentração de nitrogênio amoniacal.

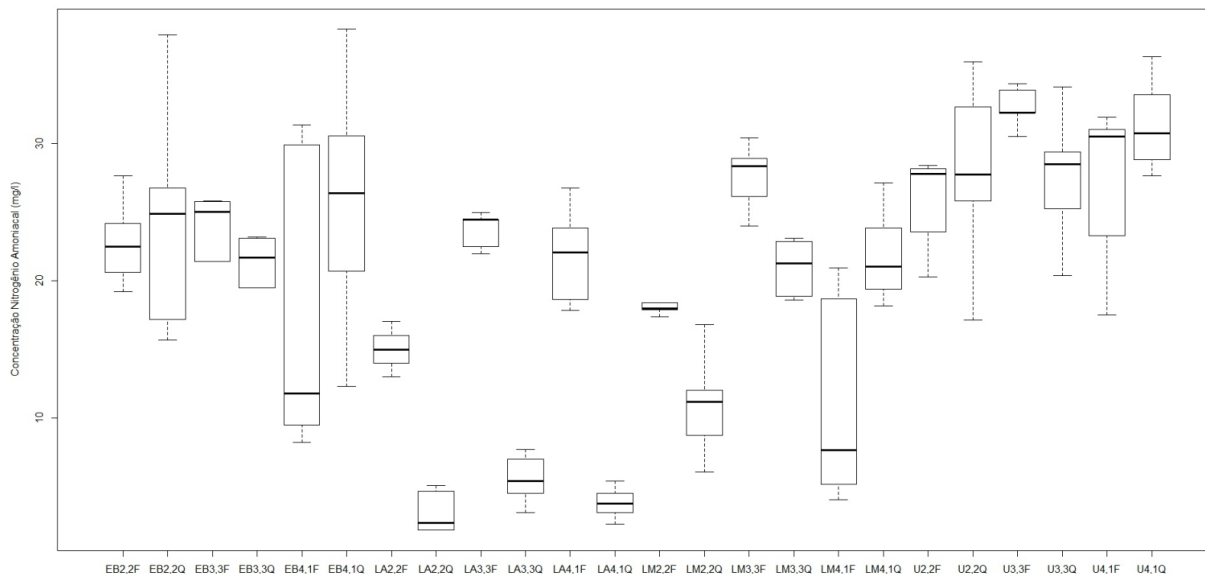


Figura 19 - Concentração de Nitrogênio Amoniacal no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS

As menores concentrações deste poluente são apresentadas pela LA para o período quente, devido à elevação dos valores de pH ($>9,5$) como consequência da maior atividade fotossintética das microalgas neste período. Desta forma é possível que a parcela não ionizada possa se desprender da lamina de água, como observado por NASCIMENTO, (2001) e CRAGGS et. al, (2014).

O reator UASB apresenta concentração de amônia mais elevada quando compara ao EB, devido a nitrificação como já foi relatado anteriormente, desta forma é visível que as lagoas, mesmo em condições desfavoráveis (período frio), permitem a remoção/conversão do nitrogênio amoniacal.

5.2.3.2. Nitrogênio Total (NT)

O parâmetro nitrogênio total é obtido pela soma do nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato. A remoção de nitrogênio total apresenta valores mais elevados para a LA, possivelmente devido a elevada remoção de nitrogênio amoniacal.

Na LA é possível que ocorra a remoção de nitrogênio pelo processo de nitrificação-desnitrificação, com nitrificação durante o dia e desnitrificação no período noturno, (sem ausência de radiação solar), observado por CHANG et al., (2011); MUÑOZ et al., 2009 e ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, (2016).

Na LM é possível o processo de nitrificação e desnitrificação, com maior consumo de alcalinidade para valores crescentes de TDH.

Na LM é possível ainda a remoção do nitrogênio (nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal) a partir da assimilação destes poluentes pelas lemnáceas e microrganismos aderidos nas suas raízes, removendo o poluente do meio líquido. Para os valores de TDH mais elevados é possível a conversão do nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal (NTK) em suas formas ionizadas.

Quadro 17 - Resultados e análise estatística da remoção de Nitrogênio Total (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^d	UASB +LM ^b	UASB +LA ^b	UASB ^e	UASB +LM ^c	UASB +LA ^c	UASB ^e	UASB +LM ^{cd}	UASB +LA ^a
21,6%	50,5%	50,1%	6,2%	27,7%	32,0%	4,6%	25,9%	57,7%
± 5,4%	± 4,7%	± 4,9%	± 3,2%	± 4,6%	± 6,2%	± 3,3%	± 7,1%	± 5,3%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^d	UASB +LM ^b	UASB +LA ^b	UASB ^d	UASB +LM ^c	UASB +LA ^c	UASB ^d	UASB +LM ^a	UASB +LA ^c
9,0%	37,2%	36,8%	12,5%	29,6%	24,6%	5,2%	48,7%	23,9%
± 2,9%	± 5,3%	± 5,1%	± 4,8%	± 3,6%	± 5,6%	± 3,1%	± 4,3%	± 5,1%

A remoção de NT durante a etapa fria é mais elevada para a LM com TDH de 4,1 dias. Para a LA as maiores remoções ocorreram no TDH de 2,2 dias, no qual foi observada elevada concentração de microalgas e como consequência altos valores de remoção de nitrogênio amoniacal. Porém não foi possível avaliar uma tendência de remoção para diferentes regimes operacionais.

Na Figura 19 é apresentado o gráfico de *boxplot* com as concentrações NT para as lagoas em diferentes regimes operacionais.

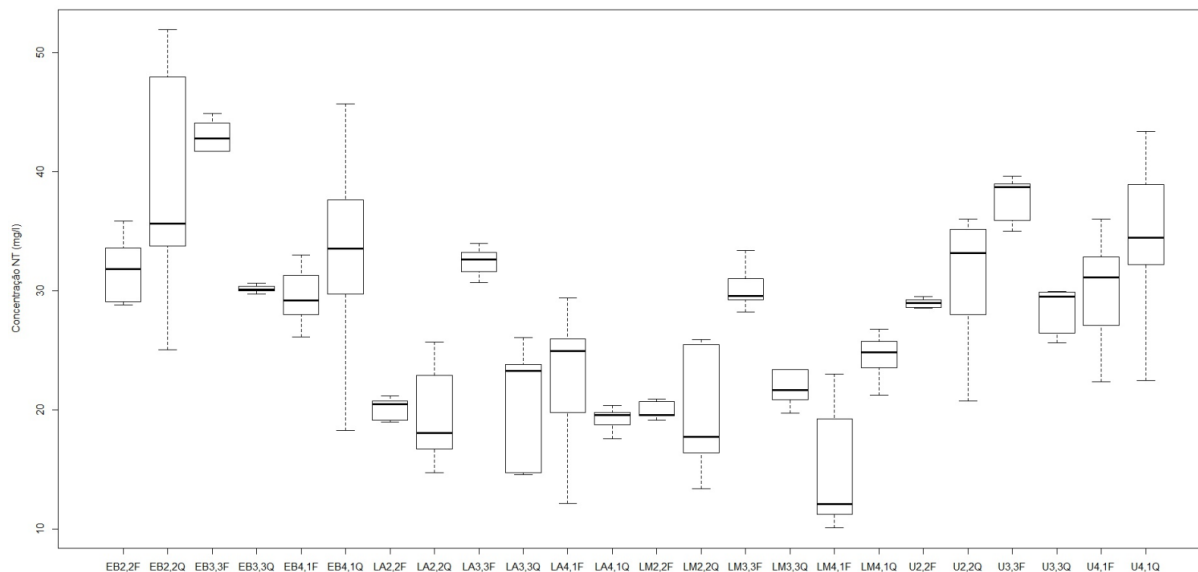


Figura 20 - Concentração de NT no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João, Porto Alegre, RS

As concentrações de nitrogênio total tendem a reduzir ao longo do tratamento, obtendo médias mais elevadas para o EB e o UASB. Na LA não foi possível verificar uma relação entre o TDH e o nitrogênio total, diferente do que ocorre com o nitrogênio amoniacal.

Para LM foi observado o aumento da concentração de NT para valores crescentes de TDH durante o período quente, obtendo linha de tendência linear com equação de $y = 2,6662x + 13,4$ e $R^2 = 0,983$. Para o período frio na LM não possível avaliar a tendência para o parâmetro de nitrogênio total.

5.2.3.3. Nitrato

Os valores da concentração de nitrato foram significativamente mais elevados na LA em todos os valores de TDH. O ambiente proporcionado pela LA possibilita a ocorrência da nitrificação, pois, apresenta níveis de O_2 dissolvido ($>1,5$ mg/L), temperaturas na faixa mesofílica e tempo suficiente para o desenvolvimento das bactérias nitrificadoras (nitrossomonas e nitrobacter), resultando no consumo da alcalinidade (TCHOBANOGLOUS et al., 2015).

Para valores crescentes de TDH a LA apresenta redução na concentração de nitrato, possivelmente devido a reações de desnitrificação, e presença de maior número de bactérias desnitrificantes (BUENO, 2011; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Quadro 18 - Resultados e análise estatística da concentração de Nitrato (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente			
TDH = 2,2 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,228 ± 0,035 ^c	0,224 ± 0,021 ^c	0,761 ± 0,124 ^b	6,692 ± 1,436 ^a
TDH = 3,3 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,161 ± 0,024 ^c	0,128 ± 0,039 ^c	0,227 ± 0,034 ^c	7,796 ± 1,325 ^a
TDH = 4,1 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,327 ± 0,045 ^{bc}	0,131 ± 0,029 ^c	0,219 ± 0,051 ^c	6,286 ± 1,602 ^a
Período Frio			
TDH = 2,2 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,533 ± 0,062 ^c	0,472 ± 0,039 ^c	0,728 ± 0,069 ^c	3,192 ± 0,917 ^a
TDH = 3,3 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,508 ± 0,039 ^c	0,505 ± 0,056 ^c	0,582 ± 0,047 ^c	1,528 ± 0,498 ^b
TDH = 4,1 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,507 ± 0,042 ^c	0,499 ± 0,064 ^c	0,507 ± 0,066 ^c	1,553 ± 0,391 ^b

*valores em mg/l de Nitrato-N

Os valores de nitrato para LM apresentam pouca variação, obtendo menores concentrações para o maior TDH testado durante o período quente. No período frio não há diferença significativa entre as concentrações nitrato para a LM.

Na LM também é possível a ocorrência da desnitrificação, porém parte do nitrato pode ser sorvido pelas macrófitas e microrganismos aderidos nas raízes das lemnas, reduzindo a concentração de nitrato no efluente.

5.2.4. Fósforo Total

As concentrações de fósforo total obtidas são apresentadas no Quadro 19 para o esgoto bruto e as etapas de tratamento.

A LA obteve concentrações menores de fósforo quando comparado com as concentrações do UASB devido a influência do pH e a ligação química do fósforo com metais. Os valores da concentração de fósforo durante o período frio são mais elevados que no período quente ($p < 0,05$), isto devido as baixas temperaturas ($< 20\text{ }^{\circ}\text{C}$), o que reduz a velocidade das reações químicas e biológicas.

Quadro 19 - Resultados e análise estatística das concentrações de Fósforo Total (Etapa I, períodos Quente e Frio) no UASB, LA e LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Quente				
TDH	EB	UASB	LA	LM
2,2 dias	3,96 ± 0,41 ^a	2,94 ± 0,25 ^b	1,88 ± 0,16 ^d	1,53 ± 0,11 ^{ef}
3,3 dias	3,00 ± 0,39 ^b	1,98 ± 0,20 ^d	1,63 ± 0,12 ^e	1,50 ± 0,13 ^f
4,1 dias	2,63 ± 0,27 ^c	2,49 ± 0,24 ^c	1,71 ± 0,10 ^d	1,56 ± 0,10 ^{ef}
Frio				
TDH	EB	UASB	LA	LM
2,2 dias	5,44 ± 0,56 ^b	4,52 ± 0,42 ^c	2,47 ± 0,17 ^f	2,27 ± 0,17 ^f
3,3 dias	6,73 ± 0,76 ^a	3,92 ± 0,39 ^d	3,30 ± 0,24 ^e	2,89 ± 0,23 ^{ef}
4,1 dias	5,04 ± 0,81 ^{bc}	4,25 ± 0,43 ^c	3,52 ± 0,26 ^e	1,87 ± 0,12 ^g

*valores em mg/L de Fósforo

Os valores mais baixos de concentração de fósforo são apresentados na LM, que pode ser explicado pela remoção do excesso de macrófitas flutuantes, as quais necessitam de nutrientes (N, P, K entre outros) que são sorvidos do meio líquido, reduzindo a concentração no efluente. Junto com as macrófitas podem ser removidas as colônias de microrganismos aderidas nas raízes, que também necessitam de nutrientes para se desenvolver. Desta forma, acredita-se que a maior parcela de remoção de fósforo ocorra através da absorção das lemnas e bactérias aderidas nas raízes das mesmas, relatado por outros autores como TELES, (2016); XU; SHEN,(2011b) e YIN et al., (2015).

O biofilme aderido nos taludes das lagoas pode absorver os nutrientes (fósforo e nitrogênio) para o desenvolvimento de novas células, reduzindo a concentração dos nutrientes no efluente final.

O balanço de massas de microalgas e lemna que será avaliado mais adiante neste trabalho, pode auxiliar na determinação dos mecanismos de maior contribuição para a remoção de P e outros poluentes.

Na Figura 20 são apresentadas as concentrações de fósforo total no EB, UASB e nas lagoas para diferentes regimes operacionais.

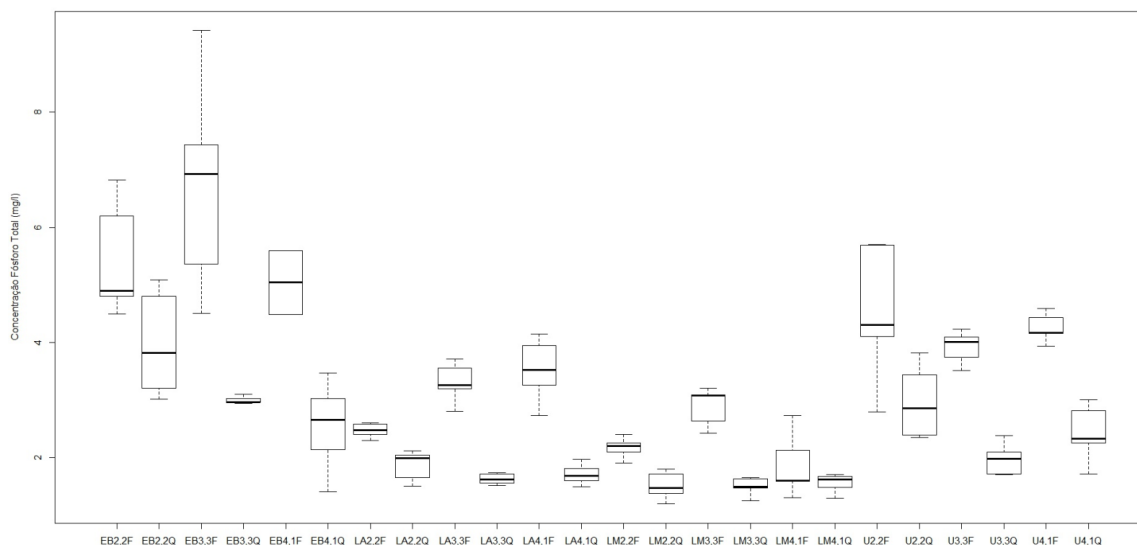


Figura 21 - Concentração de Fósforo total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre, RS.

As concentrações de fósforo total tendem a obter menor variação no efluente das lagoas, assim como menores valores. A LA apresenta valores menores para o período quente, assim como menor variação dos dados. A LM apresenta valores baixos para o período quente e frio, porém no período quente a variação dos dados se apresenta menor.

5.2.5. Fosfato

O Quadro 20 apresenta as concentrações de fosfato para os diferentes regimes operacionais da etapa I.

Quadro 20 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa I, períodos Quente e Frio) na ETE São João em Porto Alegre, RS..

Quente			
TDH = 2,2 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,92 ± 0,45 ^b	1,65 ± 0,39 ^a	1,05 ± 0,09 ^b	1,06 ± 0,03 ^b
TDH = 3,3 dias			
EB	UASB	LM	LA
0,95 ± 0,39 ^c	1,56 ± 0,65 ^a	1,09 ± 0,47 ^b	0,96 ± 0,19 ^c
TDH = 4,1 dias			
EB	UASB	LM	LA
1,33 ± 0,48 ^b	2,32 ± 0,93 ^a	1,09 ± 0,40 ^c	0,96 ± 0,44 ^d
Frio			
TDH = 2,2 dias			
EB	UASB	LM	LA
1,85 ± 0,45 ^b	3,85 ± 0,89 ^a	1,60 ± 0,69 ^b	1,54 ± 0,67 ^b
TDH = 3,3 dias			
EB	UASB	LM	LA
2,38 ± 0,89 ^b	3,28 ± 0,85 ^a	1,36 ± 0,47 ^c	1,55 ± 0,41 ^c
TDH = 4,1 dias			
EB	UASB	LM	LA
2,49 ± 0,98 ^{ab}	3,0 ± 1,03 ^a	1,29 ± 0,44 ^c	2,11 ± 0,91 ^b

*valores em mg/l de Fosfato-P

As concentrações de fosfato medidas nas lagoas seguem o mesmo comportamento dos valores de fósforo total. Entretanto as concentrações no efluente do reator UASB são mais elevadas que no EB, isto provavelmente devido à quebra de matéria orgânica dentro do reator, como proteínas e aminoácidos, o que resulta na liberação do fósforo em forma de íons fosfato (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Na Figura 21 é apresentado o gráfico de *boxplot* com os valores de fosfato para EB, UASB, LA e LM para diferentes valores de TDH testados.

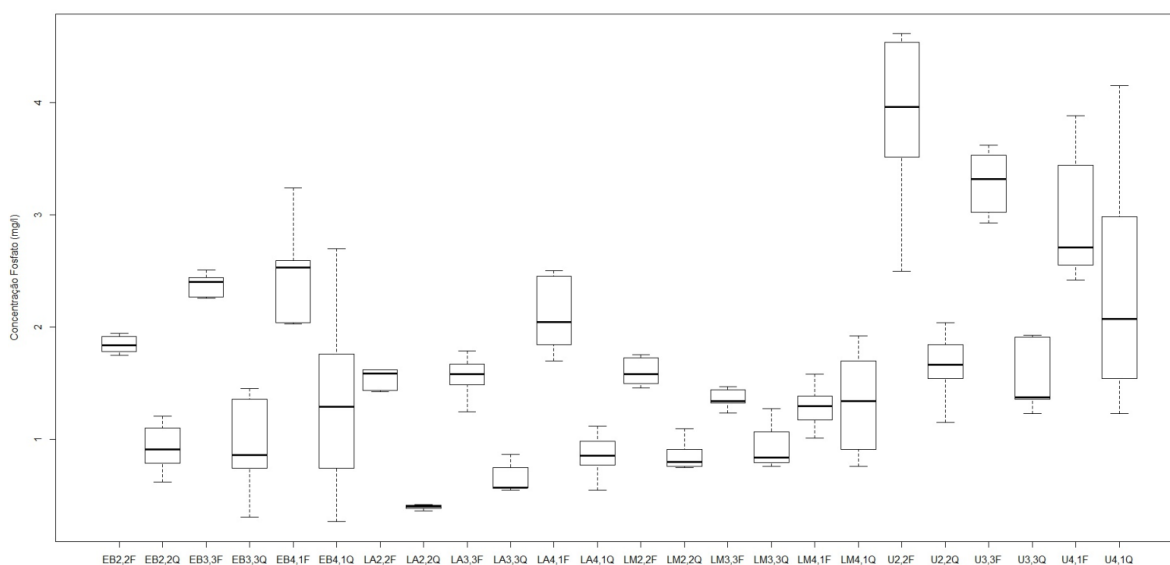


Figura 22 - Concentração de fosfato no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre, RS.

As concentrações de fosfato no EB apresentam variação dentro dos períodos analisados. No reator UASB há elevação deste parâmetro, devido à quebra de proteínas, aminoácidos e outros que resultam na liberação do fosfato, como reportado por BUENO, (2011).

As concentrações na LA tendem a se elevar com o aumento dos valores de TDH. Isto pode ocorrer devido a conversão de parcela do fósforo total em fosfato, que mesmo sendo assimilado pelas algas contribuem para análise. Na LA para o período quente é possível traçar linha de tendência linear com equação de $y = 0,2338x - 0,113$ e $R^2 = 0,9999$.

O mesmo acontece para a LM no período quente, possivelmente pela maior conversão de fósforo total para fosfato do que a capacidade de assimilação das plantas e microrganismos aderidos nas raízes.

As baixas concentrações de fósforo total e fosfatos para o período quente podem ter influenciado em concentrações menores de fosfatos no efluente das lagoas.

No período frio os valores de concentração são mais elevados que o período quente, seguindo o mesmo padrão dos valores de fósforo total.

A LM no período frio apresenta tendência de redução da concentração para valores crescentes de TDH. Nesta etapa a linha de tendência linear apresenta equação de $y = -0,1682x + 1,9567$ $R^2 = 0,9549$.

5.2.6. Clorofila -a

Os dados de concentração de clorofila-a são mais elevados para a LA devido à alta concentração de microalgas. A tendência da concentração de clorofila-a segue a mesma apresentada pelos valores de SSV, ou seja, aumento da concentração para valores maiores de TDH.

O Quadro 21 apresenta os valores de concentração para cada lagoa em diferentes períodos operacionais com a análise estatística dos dados.

Quadro 21 - Resultados e análise estatística das concentrações de Clorofila-a (Etapa I, períodos Quente e Frio) na ETE São João em Porto Alegre-RS.

Quente	
TDH = 2,2 dias	
LM	LA
9,2± 4,1 ^d	1171,9 ± 46,7 ^b
TDH = 3,3 dias	
LM	LA
45,6 ± 6,7 ^c	1512,9 ± 48,2 ^b
TDH = 4,1dias	
LM	LA
28,9 ± 7,1 ^c	2556,2 ± 91,4 ^a
Frio	
TDH = 2,2 dias	
LM	LA
34,3± 13,4 ^c	286,7 ± 76,5 ^b
TDH = 3,3 dias	
LM	LA
88,3 ± 37,2 ^c	528,2 ± 84,3 ^a
TDH = 4,1dias	
LM	LA
58,2 ± 15,1 ^d	163,4 ± 74,1 ^b

*valores em µg/l de Clorofila-a.

A remoção das microalgas é essencial para melhoria da qualidade do efluente das lagoas de tratamento, destacando-se neste caso, a flotação por ar dissolvido (FAD), a qual é uma alternativa atraente pois permite atingir eficiência de remoção de microalgas acima de 90%, reduzindo significativamente a DBO, DQO, fósforo total e nitrogênio total (BARROSO, 2015; BARROSO et al., 2016).

A concentração de clorofila-*a* na LM apresenta valores menores quando comparados a LA devido a densa massa de lemna existente na superfície da lagoa, impedindo a penetração da luz solar.

Na Figura 22 é apresentado o gráfico de concentrações para diferentes regimes operacionais nas lagoas com valores em $\mu\text{g/l}$.

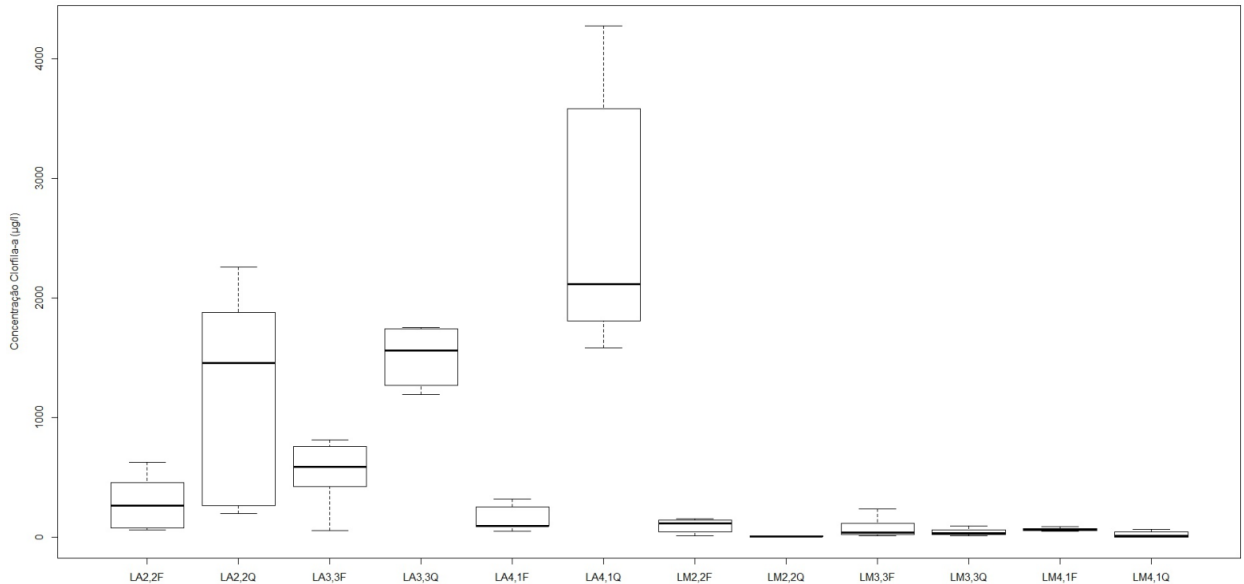


Figura 23 - Concentração de fosfato nas LA e LM para diferentes regimes operacionais na ETE São João em Porto Alegre-RS.

A LA para o período quente apresenta tendência de aumento da concentração de clorofila-*a* para valores crescentes do TDH, apresentando linha de tendência exponencial com equação de $y = 460,7e^{0,3996x}$ e $R^2 = 0,9196$.

As concentrações de clorofila-*a* na LA durante o período frio são inferiores quando comparadas com o período quente ($p < 0,05$), consequência da redução na concentração de biomassa de microalgas, que pode ser explicada pelos baixos valores de temperatura e radiação solar.

Para a LM não há diferença significativa nos valores para os dois períodos ($p > 0,05$), devido à baixa concentração de microalgas (não visível a olho nu), verificando que possivelmente a diferença entre as temperaturas não influencia de forma significativa este parâmetro na LM.

5.2.7. Produção de Biomassa

A produção de biomassa é essencial para a remoção de poluentes, visto que para a formação de novas células de microalgas, microrganismos e macrófitas é necessário a sorção de nutrientes e carbono, os quais são retirados do meio líquido e da atmosfera.

Neste trabalho será dada ênfase na produção de biomassa fotossintetizante (microalgas e macrófitas flutuantes) nas lagoas.

5.2.7.1. Produção de Biomassa de Lemna

O cálculo da produção foi realizado a partir da diferença de densidade da LM entre dois dias consecutivos (taxa de crescimento) e a retirada de lemna a partir da esteira automática para o controle da densidade. A produção por hectare·dia foi avaliada a partir da produção total considerando a área superficial da LAT (148 m²), obtendo as produções apresentadas no Quadro 22 conforme os regimes operacionais:

➤ Período Quente

Quadro 22 – Resultado e análise estatística da produção de biomassa (base seca) na Etapa I para o período quente.

TDH	2,2 dias ^b	3,3 dias ^b	4,1 dias ^a
Produção (kg/dia)	1,59 ± 0,34	1,49 ± 0,28	2,06 ± 0,29
Produção (kg/ha·dia)	114,1	101,3	139,1
Produção (g/m²·dia)	11,4	10,1	13,9

A produção de lemna apresentou valores mais elevados para o período quente com TDH de 4,1 dias, o que pode estar relacionado a maior conversão dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) em formas dissolvidas (fosfato, nitrito e nitrato), permitindo maior sorção pelas plantas.

A produtividade média de macrófitas flutuantes na LM durante o período quente foi de 118,2 kg/ha·dia. No Quadro 23 são apresentados os valores médios de radiação solar, visto que há valores mais elevados durante o período de 4,1 dias, podendo este fator ter influenciado na maior produção de lemnas.

Quadro 23 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período quente.

TDH	Média radiação solar (W/m ²)
2,2	587,8 ± 146,2
3,3	521,2 ± 132,6
4,1	626,1 ± 166,4

Os valores de radiação solar apresentados referem-se à radiação total, conforme valores disponibilizados pelo INMET/Porto Alegre. Neste trabalho não foi possível a medição in loco da RFA (radiação fotossinteticamente ativa). Entretanto, segundo a literatura, cerca de 48% da radiação solar está em forma de RFA. Segundo AMTHOR, (2010) é possível a absorção de até 92% da RFA pelas macrófitas, porém pesquisas em campo aberto relatam eficiências máximas de 45% da RFA (FARRELL, 2012).

Desta forma é possível concluir que a RFA é diretamente proporcional à radiação solar total, a qual influencia diretamente na produção de biomassa fotossintética juntamente com outros fatores como temperatura, pH, nutrientes etc.

➤ Período Frio

Quadro 24 - Produção de biomassa base seca na Etapa I para o período frio.

TDH	2,2 dias ^a	3,3 dias ^b	4,1 dias ^a
Produção (kg/dia)	1,52 ± 0,37	1,44 ± 0,24	1,49 ± 0,31
Produção (kg/Ha·dia)	103,1	96,8	100,8
Produção (g/m ² ·dia)	10,3	9,7	10,1

Durante o período frio a produção de macrófitas foi mais elevada para o TDH de 2,2 e 4,1 dias, porém além do fato já explicado para o período quente, neste período houve maior intensidade da radiação solar (médias mais elevadas). O Quadro 25 apresenta as médias de radiação solar do período frio.

Quadro 25 - Valores médios de radiação solar obtidos na Etapa I para o período frio.

TDH	Média radiação solar (W/m ²)
2,2	509,5 ± 113,5
3,3	439,4 ± 106,1
4,1	690,2 ± 155,8

A partir dos dados analisados é possível verificar que a radiação solar é uma condição ambiental importante para a produção de macrófitas na LM, bem como a condição climática de verão.

Durante o período frio são registrados valores baixos de temperaturas apresentadas no Quadro 5. Entretanto a produção de lemna no período frio não apresentou diferença quando comparada com o período quente para o TDH de 2,2 e 3,3 dias. Desta forma, é possível que haja interação mais forte da produção de macrófitas com a radiação solar do que com a temperatura, já que são registrados valores de radiação solar durante o período frio próximos ao do período quente.

Para informações mais concretas necessita-se a realização de estudos direcionados para produção de lemna em diferentes regimes operacionais variando-se a temperatura e radiação solar em ambiente controlado.

A produção média de macrófitas flutuantes na LM para o período frio foi de 100,2 kg/ha-dia, apresentando valor inferior quando comparado com o período quente ($p=0,0126$).

5.2.7.2. Produção de Biomassa de Microalgas

A produção de biomassa de microalgas foi baseada na quantificação de sólidos suspensos voláteis da LA, considerando-se que mais de 70% dos SSV são compostos por microalgas (MARA; PEARSON, 1986). A partir dos valores de vazão de alimentação das lagoas (Quadro 5), obtém-se os valores de produção de biomassa de microalgas em kg/dia. Os resultados são apresentados no Quadro 26 a seguir:

Quadro 26 – Resultados e análise estatística da produção de biomassa de microalgas (base seca) na LA para a Etapa I no período quente e frio considerando diferentes porcentagens de biomassa em relação aos SSV.

TDH	70% SSV		80% SSV		90% SVV		100% SVV	
	Quente	Frio	Quente	Frio	Quente	Frio	Quente	Frio
2,2	2,8 ^a	2,9 ^a	3,2	3,3	3,6	3,7	4,0	4,2
3,3	2,1 ^b	1,4 ^c	2,4	1,6	2,7	1,8	3,1	2,0
4,1	1,8 ^{bc}	3,1 ^a	2,1	3,5	2,3	3,9	2,6	4,4

*valores em kg/dia

Os valores de produção de biomassa de microalgas são mais elevados para o TDH de 4,1 dias no período frio e de 2,2 dias (quente e frio). Para os valores de 4,1 dias no frio pode-se justificar devido aos elevados valores de radiação solar, como já foi visto na discussão da produção de lemna.

O mesmo não ocorre para o TDH de 4,1 dias no período quente, o que pode ser consequência das elevadas temperaturas e radiação solar, pois, quando a absorção de luz excede a capacidade bioquímica do centro de reação (CR) o excesso de energia é dissipado na forma de calor ou de fluorescência (GOSS; JAKOB, 2010), impedindo maior desenvolvimento das microalgas. As algas são suscetíveis a se tornarem inibidas devido à saturação de radiação (TILLET, 1988; WALKER, 2009; WEISSMAN; BENEMANN, 1978).

A elevada concentração de microalgas e o baixo TDH do período de 2,2 dias resulta na maior produtividade de microalgas. Estes valores podem ser influenciados também pela radiação solar, temperatura nutrientes e outros fatores associados.

Para o período com valores de TDH mais elevados é possível que haja maior conversão dos nutrientes para sua forma iônica, o quais são mais facilmente sorvidos pelas microalgas, além de maior tempo de desenvolvimento das mesmas, já que algumas espécies necessitam de maior tempo para reprodução (BENEMANN; OSWALD, 1996; BOSLEY et al., 2012; OHSE et al., 2011).

5.2. Sistema em série

O experimento empregando a configuração em série foi realizado durante o período de 17 meses, abrangendo período quente (primavera e verão) e período frio (outono e inverno), totalizando 60 amostras para cada um dos pontos de coleta (EB, UASB, LA e LM)

Os valores de temperaturas registrados na lâmina d'água das lagoas foram apresentados no Quadro 7. Não foi observada diferença significativa para a temperatura durante os diferentes regimes operacionais no período quente ($p > 0,05$) e bem como para o período quente entre a Etapa I e II (paralelo e série) ($p > 0,05$).

As temperaturas do período frio são mais amenas, não havendo diferença significativa entre as temperaturas para os diferentes valores de TDH testados na Etapa II ($p > 0,05$). Os dados adquiridos na Etapa I e II para o período frio não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), porém, ao analisar os dados do período quente e frio na Etapa II conclui-se que há diferença significativa entre os dois períodos ($p = 0,011$).

Assim como na etapa em paralelo serão analisadas as eficiências de remoção de poluentes a partir dos diversos parâmetros medidos.

5.2.1. Caracterização dos efluentes do sistema:

Os Quadros 27 e 28 apresentam os valores médios e o desvio padrão dos poluentes para os períodos testados. É possível verificar que na maioria dos poluentes há redução da concentração conforme se avança o tratamento, como ocorrido na Etapa I.

Quadro 27 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa II para o período quente na ETE São João em Porto Alegre, RS.

TDH 2,2 dias				
Parâmetro	EB	UASB	LA	LM
Alcalinidade	174,2 ± 57,5	213,5 ± 32,8	154,6 ± 41,2	119,8 ± 27,6
DBO	212 ± 61	117 ± 48	53 ± 27	32 ± 18
DQO	355 ± 112	133 ± 66	156 ± 25	82 ± 6
COT	79,7 ± 31,7	21,6 ± 13,6	38,0 ± 17,3	28,0 ± 8,4
Amônia	22,3 ± 6,0	31,7 ± 10,9	17,6 ± 5,9	8,7 ± 4,4
NTK	41,3 ± 4,6	38,0 ± 3,5	24,3 ± 5,8	12,9 ± 4,3
Nitrito	-	-	0,3540 ± 0,101	0,5293 ± 0,151
Nitrato	0,197 ± 0,056	0,655 ± 0,142	1,092 ± 0,194	1,372 ± 0,209
Fósforo total	4,7 ± 0,8	4,2 ± 0,5	3,2 ± 0,4	2,7 ± 0,4
Fosfato	0,93 ± 0,33	0,92 ± 0,26	1,87 ± 0,46	0,79 ± 0,22
TDH 3,3 dias				
Alcalinidade	162,8 ± 49,3	230,0 ± 32,6	118,2 ± 23,2	100,6 ± 32,5
DBO	243 ± 54	113 ± 39	74 ± 31	46 ± 10
DQO	371 ± 85	156 ± 54	182 ± 44	88 ± 27
COT	104,0 ± 30,7	28,0 ± 5,2	57,2 ± 11,7	36,1 ± 5,1
Amônia	20,7 ± 7,4	37,3 ± 8,2	10,2 ± 1,9	3,6 ± 1,5
NTK	40,4 ± 6,0	38,9 ± 6,5	19,6 ± 2,2	8,2 ± 1,6
Nitrito	-	-	-	0,7100 ± 0,154
Nitrato	0,114 ± 0,074	0,374 ± 0,097	0,756 ± 0,163	0,964 ± 0,112
Fósforo total	3,5 ± 0,3	3,1 ± 0,6	3,1 ± 0,7	2,3 ± 0,3
Fosfato	0,90 ± 0,28	1,40 ± 0,38	1,77 ± 0,35	0,73 ± 0,26
TDH 4,1 dias				
Alcalinidade	154,7 ± 44,3	218,3 ± 37,5	59,7 ± 15,2	65,1 ± 17,4
DBO	259 ± 82	104 ± 16	69 ± 10	33 ± 3
DQO	355 ± 157	110 ± 17	251 ± 59	75 ± 12
COT	97,0 ± 42,3	26,0 ± 3,5	78,7 ± 13,4	29,3 ± 5,6
Amônia	22,5 ± 3,1	33,4 ± 2,6	3,5 ± 2,3	0,3 ± 0,5
NTK	39,5 ± 5,9	36,6 ± 2,3	16,4 ± 2,2	4,7 ± 1,1
Nitrito	-	-	-	1,158 ± 0,324
Nitrato	0,285 ± 0,093	0,193 ± 0,088	1,290 ± 0,276	0,573 ± 0,103
Fósforo total	3,7 ± 0,8	3,2 ± 0,2	2,5 ± 0,2	1,1 ± 0,3
Fosfato	0,83 ± 0,30	1,48 ± 0,43	0,68 ± 0,15	0,31 ± 0,10

Tabela 28 - Caracterização do efluentes das unidades do sistema de tratamento na Etapa II para o período frio na ETE São João em Porto Alegre, RS.

TDH 2,2 dias				
Parâmetro	EB	UASB	LA	LM
Alcalinidade	169,5 ± 43,2	236,4 ± 33,6	177,1 ± 24,9	140,3 ± 29,5
DBO	251 ± 52	146 ± 48	83 ± 33	69 ± 12
DQO	276 ± 106	164 ± 42	110 ± 21	56 ± 17
COT	95,3 ± 31,7	34,8 ± 8,5	38,7 ± 4,2	24,6 ± 4,6
Amônia	24,0 ± 3,9	35,5 ± 3,6	24,1 ± 6,4	15,9 ± 4,1
NTK	41,7 ± 2,7	40,9 ± 5,4	32,5 ± 7,5	20,0 ± 5,4
Nitrito	-	-	0,3540 ± 0,101	0,5293 ± 0,151
Nitrato	0,311 ± 0,183	0,230 ± 0,109	0,361 ± 0,104	0,660 ± 0,206
Fósforo total	3,3 ± 0,5	3,2 ± 0,5	3,0 ± 0,6	2,0 ± 0,3
Fosfato	0,79 ± 0,25	1,18 ± 0,31	0,86 ± 0,20	0,35 ± 0,11
TDH 3,3 dias				
Alcalinidade	147,5 ± 38,6	215,7 ± 28,5	214,0 ± 22,6	104,5 ± 22,3
DBO	180 ± 45	141 ± 22	87 ± 16	23 ± 9
DQO	238 ± 170	113 ± 30	144 ± 23	46 ± 21
COT	65,4 ± 34,3	24,7 ± 5,9	38,9 ± 9,7	17,9 ± 5,6
Amônia	16,0 ± 5,8	28,9 ± 9,2	5,7 ± 3,8	1,9 ± 1,4
NTK	35,3 ± 4,6	33,8 ± 4,9	12,4 ± 5,0	5,2 ± 2,2
Nitrito	-	-	-	0,7100 ± 0,154
Nitrato	0,098 ± 0,031	0,547 ± 0,174	1,587 ± 0,267	1,397 ± 0,153
Fósforo total	3,1 ± 0,8	2,5 ± 0,7	2,4 ± 0,6	1,5 ± 0,3
Fosfato	0,29 ± 0,10	1,29 ± 0,35	0,59 ± 0,12	0,35 ± 0,14
TDH 4,1 dias				
Alcalinidade	177,5 ± 33,7	236,3 ± 37,9	86,6 ± 19,5	94,3 ± 19,9
DBO	302 ± 69	187 ± 18	99 ± 14	14 ± 4
DQO	323 ± 150	194 ± 53	216 ± 54	58 ± 32
COT	164,5 ± 100,1	44,5 ± 24,8	44,1 ± 7,5	19,2 ± 2,0
Amônia	30,7 ± 11,3	39,7 ± 2,8	5,8 ± 2,9	0,8 ± 0,7
NTK	46,0 ± 5,5	45,2 ± 4,8	12,4 ± 2,9	3,5 ± 1,2
Nitrito	-	-	-	1,225 ± 0,424
Nitrato	0,072 ± 0,025	0,123 ± 0,054	1,153 ± 0,391	0,442 ± 0,099
Fósforo total	3,8 ± 1,2	3,2 ± 0,9	2,5 ± 0,6	1,3 ± 0,4
Fosfato	0,27 ± 0,11	1,04 ± 0,20	0,61 ± 0,14	0,47 ± 0,17

Para auxiliar na interpretação e análises dos dados desta etapa são apresentados na Tabela 29 os dados de turbidez, pH e oxigênio dissolvido (O.D.) para o período frio e quente no EB, UASB, LA e LM.

Quadro 29 - Valores de turbidez, pH e O.D. para Etapa I no período quente e frio na ETE São João Navegantes.

Amostra	Frio			Quente		
	Turbidez (NTU)	pH	O.D (mg/l)	Turbidez (NTU)	pH	O.D (mg/l)
EB	179 ± 83	6,8 ± 0,4	-	188 ± 105	7,1 ± 0,2	-
UASB	22 ± 3	6,6 ± 0,4	-	31 ± 6	6,8 ± 0,3	-
LA	43 ± 15	7,8 ± 0,9	8,1 ± 4,5	73 ± 15	9,4 ± 1,2	11,3 ± 4,7
LM	13 ± 2	7,1 ± 0,5	2,4 ± 1,2	14 ± 6	7,3 ± 0,7	2,9 ± 2,2

*Os valores de O.D. nas amostras de EB e UASB apresentaram sempre valores zerados ou negativos.

Os dados de turbidez, pH e O.D., junto com os demais dados dos poluentes, auxiliam a compreender as reações que ocorrem no sistema de tratamento, possibilitando a verificação de reações como nitrificação/desnitrificação, fotossíntese e assimilação dos poluentes através dos microrganismos, microalgas e macrófitas.

As eficiências de remoção e a análise das concentrações dos poluentes são apresentadas nos tópicos a seguir.

5.2.2. Matéria Orgânica (DBO, DQO e COT)

A matéria orgânica é representada pela análise de DBO, DQO e COT. As eficiências de remoção destes parâmetros são apresentadas no Quadro 30.

O Quadro 30 apresenta que as remoções dos poluentes tendem a aumentar conforme o efluente passa pelos sistemas de tratamento, para a maioria dos dados.

A remoção de matéria orgânica se apresentou mais elevada para os maiores valores de TDH, entretanto em alguns momentos, como ocorre para DBO e DQO, durante o TDH de 2,2 dias obteve-se a mesma remoção quando comparada com o TDH de 4,1 dias.

A remoção de matéria orgânica tem forte influência das microalgas na LA, pois quanto maior a concentração de microalgas maior será a concentração de matéria orgânica na LA, dificultando assim a remoção deste parâmetro na LM.

Quadro 30 - Resultados e análise estatística da remoção de DBO na Etapa II, em função do clima (Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

DBO								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^e	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^{ab}	UASB ^{de}	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^b	UASB ^d	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a
44,9%	75,2%	85,0%	53,4%	69,5%	81,2%	59,9%	73,4%	87,1%
± 7,2%	± 6,8%	± 7,4%	± 5,3%	± 6,1%	± 5,5%	± 4,3%	± 6,4%	± 6,5%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^e	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^b	UASB ^f	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^a	UASB ^{ef}	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a
41,8%	67,0%	72,6%	21,8%	51,6%	87,3%	38,1%	67,1%	92,4%
± 5,1%	± 5,3%	± 6,2%	± 4,7%	± 6,7%	± 5,6%	± 6,6%	± 4,9%	± 5,8%
DQO								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^b	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a	UASB ^{bc}	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a	UASB ^b	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^a
62,7%	56,2%	76,9%	58,1%	51,0%	76,2%	69,2%	29,5%	78,9%
± 4,9%	± 5,3%	± 5,2%	± 4,4%	± 3,2%	± 5,4%	± 7,1%	± 4,2%	± 3,9%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LA ^b	UASB +LA+LM ^a	UASB ^b	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a	UASB ^c	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a
40,3%	60,3%	79,8%	52,5%	39,2%	80,6%	39,9%	33,2%	82,1%
± 4,2%	± 3,8%	± 6,4%	± 5,1%	± 5,9%	± 5,4%	± 6,2%	± 5,5%	± 7,3%
COT								
Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^b	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^c	UASB ^a	UASB +LA ^{cd}	UASB +LA+LM ^{ab}	UASB ^a	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^a
63,9%	36,6%	53,7%	71,4%	45,3%	65,5%	71,2%	18,9%	69,8%
± 4,8%	± 3,9%	± 5,1%	± 4,5%	± 3,7%	± 4,2%	± 4,8%	± 3,2%	± 6,1%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LA ^{cd}	UASB +LA+LM ^b	UASB ^c	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^b	UASB ^b	UASB +LA ^b	UASB +LA+LM ^a
63,5%	59,4%	74,2%	62,2%	40,5%	72,5%	72,9%	73,2%	88,3%
± 4,0%	± 3,8%	± 5,3%	± 4,9%	± 5,3%	± 4,6%	± 6,1%	± 8,2%	± 6,0%

A remoção de DBO no período frio apresenta tendência de elevação para valores de TDH maiores. Isto é consequência do elevado tempo de contato entre microrganismo e poluentes, como relatado por TCHOBANOGLOUS, (1987), lembrando que cada lagoa possui TDH de 4,1 dias, totalizando em TDH de 8,2 dias para as duas lagoas em série.

A figura 24 apresenta o gráfico *boxplot* de concentração de DBO para diferentes regimes operacionais no esgoto bruto EB, UASB (U), lagoa de microalgas (LA) e lagoa de macrófitas (LM).

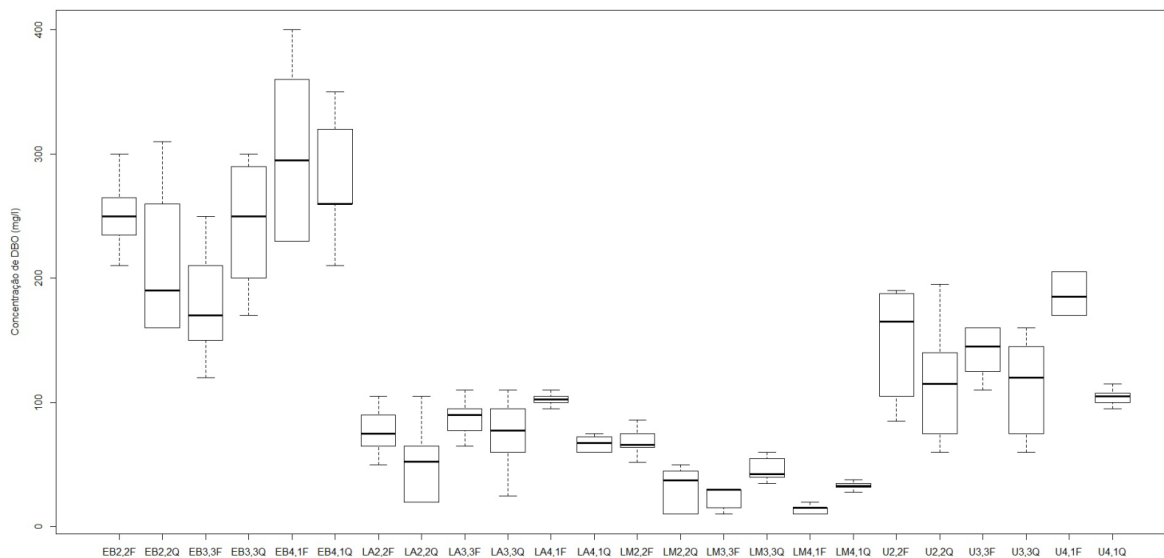


Figura 24 - Concentração de DBO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

O gráfico da Figura 24 possibilita verificar a elevada variação nos dados de EB, além destes possuírem concentrações mais elevadas que os demais pontos de análise.

O reator UASB apresenta dados intermediários entre o EB e as lagoas, exercendo remoção parcial da DBO. No período de U 4,1Q (período quente com as lagoas operando com TDH de 4,1 dias) há pequena variação nos dados, isto auxilia para que nas lagoas tenha-se menor variação dos dados também.

Avaliando os resultados obtidos na LA para o período frio há elevação da concentração de DBO com o aumento do TDH, isto pode ser ao desenvolvimento de microalgas e/ou a conversão de compostos complexos em compostos orgânicos de cadeias menores. Nesta avaliação obtém-se linha de tendência reta com equação de $y = 7,4134x + 65,258$ e $R^2 = 0,9302$.

A LM para o período frio apresentou tendência de redução da concentração com a elevação do TDH, obtendo linha de tendência com equação exponencial de $y = 301,6e^{-0,719x}$ e $R^2 = 0,9506$. Mesmo havendo a elevação na concentração de DBO na LA é possível a elevada redução deste poluente na LM.

A Figura 25 apresenta o gráfico *boxplot* das concentrações de DQO para o EB, UASB, LA e LM, para diferentes regimes operacionais, para o período quente e frio.

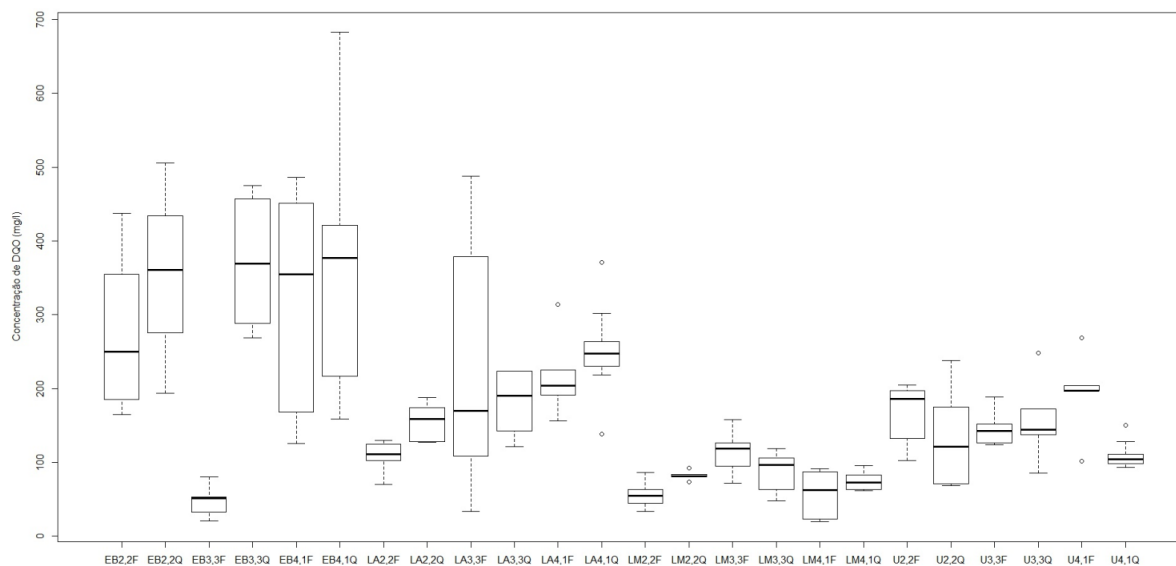


Figura 25 - Concentração de DQO no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Os valores apresentados de DQO tendem a seguir a mesma tendência para os sistemas de tratamento vistos na DBO, exceto para a LA. Isto pode ocorrer devido as microalgas, as quais são organismos mais complexos, contribuindo positivamente para a elevação dos valores de DQO. Como a DBO_5 analisa somente a matéria orgânica facilmente biodegradável é possível que nem todas, ou a minoria das microalgas exerçam influência neste parâmetro, obtendo valores abaixo dos obtidos no reator UASB.

Assim como para o período em paralelo, no período em série a remoção de DQO na LA apresentam valores negativos, ou seja, elevação da concentração de DQO e SSV. Isto pode se dar devido ao elevado desenvolvimento de microalgas que convertem carbono inorgânico (CO_2) em carbono orgânico (novas células de microalgas) como relatado por CRAGGS, (2005).

A LA apresentou tendências próximas entre o período frio e quente. Obtendo elevação da concentração de DQO com o aumento do TDH. Para o período quente foi possível gerar linha de tendência com a equação de 1º grau de $y = 43,22x + 53,522$ e $R^2 = 0,9374$, para o período frio foi possível a geração de linha de tendência com equação de $y = 48,231x - 2,4791$ e $R^2 = 0,9629$.

Para a LM não foi possível traçar tendências, porém é perceptível que os valores de concentrações finais são próximos para os diferentes regimes testados no mesmo período (frio ou quente). É perceptível também que os valores do período frio e quente

são influenciados pelos valores da LA, ou seja, no período quente que há maior concentração de DQO na LA há maior concentração final de DQO no efluente da LM.

As remoções de COT apresentadas no Quadro 30 seguem o mesmo comportamento da DQO. Os valores de remoção de COT apresentados pelo UASB são elevados, sendo iguais aos apresentados pelo sistema UASB+LA+LM para o período frio e para o TDH de 2,2 dias.

No período frio os tratamentos proporcionados pelas lagoas possibilitam o aumento da eficiência de remoção de COT, ou seja, mesmo havendo produção de microalgas na LA o tratamento da LM possibilita a remoção destas. Apresentando maior remoção para o TDH de 4,1 dias ($p=0,0032$), nestas condições (período frio) o pós tratamento ao UASB é essencial para atingir níveis mais elevados de remoção.

5.1.1. Sólidos Suspensos Voláteis

A análise de SSV permite avaliar a biomassa de microalgas presente na lagoa, juntamente com a análise de clorofila-*a*. Esta análise segue a mesma tendência da DQO, apresentando valores elevados de remoção no reator UASB.

O Quadro 31 apresenta os valores de remoção de SSV para cada etapa do tratamento e os diferentes regimes testados.

Quadro 31 - Resultados e análise estatística das remoções de SSV (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^{ab}	UASB ^b	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^c	UASB ^a	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^b
65,7% ± 6,2%	65,8% ± 5,8%	86,1% ± 4,9%	82,9% ± 7,1%	33,4% ± 5,5%	63,9% ± 6,4%	88,4% ± 6,1%	19,4% ± 3,5%	77,8% ± 5,0%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^c	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^b	UASB ^c	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^a	UASB ^c	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^a
64,3% ± 4,0%	43,9% ± 4,5%	74,1% ± 5,6%	62,4% ± 3,9%	26,2% ± 4,3%	81,9% ± 6,2%	60,9% ± 5,7%	48,5% ± 4,8%	85,2% ± 7,8%

No período quente é possível visualizar o decréscimo de remoção na LA para os valores de TDH maiores, devido a produção de microalgas. Este decréscimo na análise de SSV é mais elevado quando comparado a análise de DBO, isto possivelmente devido a estrutura celular das microalgas apresentarem cadeias orgânicas maiores, não contribuindo em sua totalidade para análise de DBO.

Apesar da eficiência de SSV reduzir na LA, na LM é possível elevada remoção deste parâmetro, apresentando-se como alternativa para o tratamento do efluente da LA.

Durante a etapa fria na LM há tendência de elevação da remoção conforme aumenta dos valores de TDH.

O gráfico da Figura 26 apresenta as concentrações de SSV para o EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais para o período quente e frio.

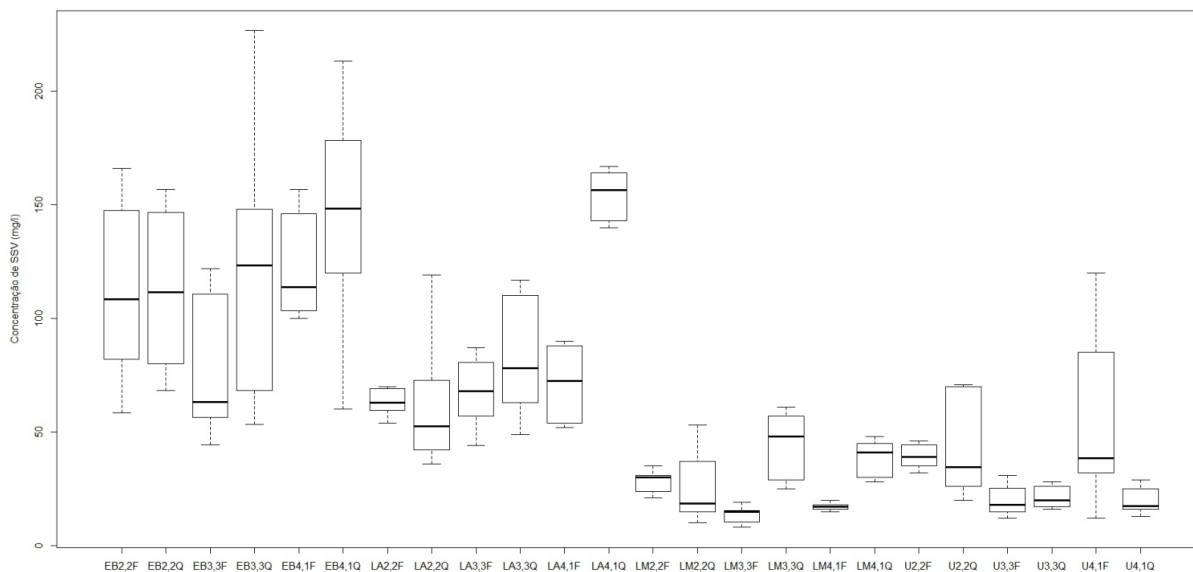


Figura 26 - Concentração de SSV no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

O gráfico da Figura 26 apresenta valores elevados para o EB e a LA no período quente e TDH de 4,1 dias, porém a variação dos dados para o EB é maior.

Os valores médios apresentados pela LA são maiores quando comparados com o reator UASB, devido a proliferação das microalgas na lagoa.

A Figura 26 mostra que para a LA no frio há baixa variação da concentração de SSV para os diferentes valores de TDH testados, não havendo influência direta com o TDH, porém há outras variáveis que devem ser analisadas.

No período quente a LA apresenta elevação da concentração conforme o TDH aumenta, apresentando equação de $y = 23,974e^{0,4118x}$ e $R^2 = 0,9306$.

Neste parâmetro é visível a interferência “negativa” da LA no sistema, porém a presença destas microalgas auxilia na remoção de outros poluentes que serão avaliados nos próximos tópicos.

A LM apresenta baixa variabilidade dos dados, obtendo como resposta valores de concentração do efluente com baixa variação, criando uma confiabilidade maior no

sistema de tratamento mesmo apresentando concentrações elevadas no afluente (efluente da LA).

5.1.1.1. Alcalinidade Total

A alcalinidade total apresenta variação ao longo do tratamento, obtendo valores mais elevados no UASB, como já visto na Etapa I. Com o avanço no tratamento apresenta a redução deste parâmetro. O Quadro 32 mostra as concentrações para a Etapa II.

No período quente há tendência de redução da alcalinidade conforme o aumento do TDH, devido a diversas reações que venham a consumir a alcalinidade do meio, como as reações de nitrificação apresentadas por CAMPOS et al., (2004); GUJER, (2010) e MAGRI et al., (2013).

Quadro 32 - Resultados e análise estatística da concentração de Alcalinidade (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente			
EB	UASB	LA	LM
TDH 2,2 dias			
174,2 ± 57,5 ^b	213,5 ± 32,8 ^a	154,6 ± 41,2 ^b	119,8 ± 27,6 ^c
TDH 3,3 dias			
162,8 ± 49,3 ^b	230,0 ± 32,6 ^a	118,2 ± 23,2 ^c	100,6 ± 32,5 ^c
TDH 4,1 dias			
154,7 ± 44,3 ^b	218,3 ± 37,5 ^a	59,7 ± 15,2 ^d	65,1 ± 17,4 ^d
Período Frio			
EB	UASB	LA	LM
TDH 2,2 dias			
169,5 ± 43,2 ^b	236,4 ± 33,6 ^a	177,1 ± 24,9 ^b	140,3 ± 29,5 ^{bc}
TDH 3,3 dias			
147,5 ± 38,6 ^{bc}	215,7 ± 28,5 ^a	214,0 ± 22,6 ^a	104,5 ± 22,3 ^c
TDH 4,1 dias			
177,5 ± 33,7 ^b	236,3 ± 37,9 ^a	86,6 ± 19,5 ^d	94,3 ± 19,9 ^c

O período frio apresenta a mesma tendência de comportamento, identificando concentrações menores de alcalinidade conforme o aumento do TDH. Durante o processo é possível ter elevação dos valores de alcalinidade devido a desnitrificação (TEIXEIRA, 2006). Porém, como não há elevação deste parâmetro para os diferentes regimes operacionais das lagoas, pode-se verificar que as reações de consumo de alcalinidade apresentam maior contribuição no balanço final da alcalinidade.

5.1.2. Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente de extrema importância para a vida, juntamente com o fósforo. Este nutriente pode estar presente em diversas formas, sendo as iônicas (nitrito e nitrato) com maior facilidade de serem sorvidas pelos microrganismos. A seguir são analisadas as remoções nas diferentes formas de nitrogênio.

5.1.2.1. Nitrogênio total

O nitrogênio total contempla todas as formas de nitrogênio (NTK, nitrito e nitrato) que ocorrem em meio aquoso. O Quadro 33 apresenta as remoções de nitrogênio total para os diferentes regimes operacionais.

Quadro 33 - Resultados e análise estatística das remoções de NT (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^e	UASB+LA ^d	UASB +LA+LM ^c	UASB ^e	UASB+LA ^d	UASB +LA+LM ^b	UASB ^e	UASB+LA ^{cd}	UASB +LA+LM ^a
7,0%	38,9%	65,6%	10,5%	49,7%	77,3%	7,5%	55,4%	86,6%
± 3,4%	± 5,1%	± 6,3%	± 3,2%	± 5,8%	± 5,9%	± 3,1%	± 6,1%	± 5,7%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^f	UASB+LA ^e	UASB +LA+LM ^d	UASB ^f	UASB+LA ^{cd}	UASB +LA+LM ^b	UASB ^f	UASB+LA ^c	UASB +LA+LM ^a
2,2%	21,8%	50,8%	2,9%	60,6%	81,5%	1,7%	70,6%	91,4%
± 2,1%	± 5,5%	± 5,8%	± 2,3%	± 4,9%	± 6,5%	± 1,9%	± 3,8%	± 6,2%

A remoção de nitrogênio total apresenta tendência de elevação da remoção com o aumento do TDH, tanto no período quente quanto no frio.

Com o THD mais elevado é possível a conversão do nitrogênio orgânico em amoniacal e posteriormente em nitrito e nitratos, ou seja, o maior tempo de contato permite maior possibilidade de conversão do nitrogênio, como avaliado por BUENO, (2011) e MAGRI et al., (2013).

A configuração do sistema de tratamento permite a conversão do nitrito /nitrato em nitrogênio gasoso, pois, há tempo suficiente para desenvolvimento das bactérias nitrificantes e desnitrificantes, além de condições aeróbias/anaeróbias/anóxicas, relatado por GUJER, (2010); MAGRI et al., (2013); TCHOBANOGLIOUS et al., (2015) e BASÍLICO et al., (2016).

A figura 27 apresenta o gráfico de *boxplot* para a concentração de nitrogênio total no EB, UASB, LA e LM.

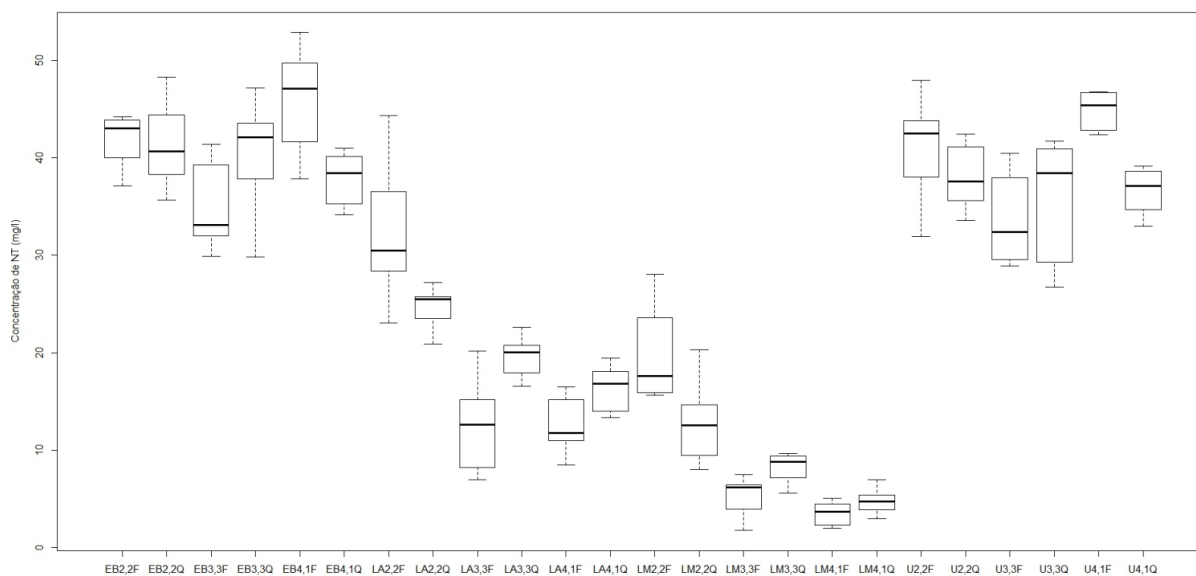


Figura 27 - Concentração de Nitrogênio Total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

As concentrações de nitrogênio total apresentadas na Figura 27 são mais elevadas para o EB e o reator UASB. Isto já era esperado, visto que a remoção de nutrientes do reator UASB é baixa.

As menores concentrações e variações são apresentadas pela LM, obtendo valores abaixo de 5 mg/l de nitrogênio total em algumas análises. A remoção do nitrogênio total pela LA possibilita lançar um efluente na LM com concentrações mais baixas que o reator UASB, como foi realizado na Etapa I.

As concentrações de nitrogênio total na LA para o período quente permitem gerar linha de tendência com a equação $y = -4,0524x + 34,133$ e $R^2 = 0,9935$. Para a LM no mesmo período também é possível gerar uma equação de $y = -4,7173x + 24,698$ e $R^2 = 0,9998$. Estas equações possibilitam estimar as concentrações assim também as remoções do nitrogênio total para o sistema de lagoas, para maior confiabilidade é essencial mais testes com diferentes valores de TDH a fim de melhorar a representatividade da curva para um sistema real.

A remoção do nitrogênio é possível a partir da nitrificação e desnitrificação e pela absorção das macrófitas e das colônias de bactérias presentes nas raízes das macrófitas. A remoção deste parâmetro será melhor avaliada a partir das análises de Nitrogênio amoniacal e nitrato.

5.1.2.2. Nitrogênio Amoniacal

A remoção de nitrogênio amoniacal é apresentada no Quadro 34 para a Etapa II. O nitrogênio amoniacal passa por transformações ao longo do tratamento, sendo convertido de nitrogênio orgânico em amoniacal e posteriormente em nitrito, nitrato e possivelmente até nitrogênio gasoso.

Quadro 34 - Resultados e análise estatística das remoções de Nitrogênio Amoniacal (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^f	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^c	UASB ^g	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^b	UASB ^f	UASB +LA ^b	UASB +LA+LM ^a
-42,2% ± 7,5%	21,1% ± 5,2%	60,8% ± 4,9%	-80,7% ± 9,8%	50,7% ± 4,4%	82,6% ± 7,3%	-48,6% ± 5,8%	84,4% ± 8,9%	98,8% ± 5,2%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^g	UASB +LA ^e	UASB +LA+LM ^d	UASB ^h	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^b	UASB ^f	UASB +LA ^b	UASB +LA+LM ^a
-48,2% ± 6,2%	-0,5% ± 3,6%	32,4% ± 4,3%	-80,5% ± 8,4%	64,2% ± 5,5%	87,9% ± 6,0%	-29,3% ± 5,1%	81,0% ± 6,3%	97,3% ± 7,8%

A remoção de nitrogênio amoniacal apresenta tendência de aumento da remoção para maiores valores de TDH, tanto para o período quente quanto frio. É perceptível ainda que a maior parcela de remoção ocorre na LA.

A remoção do nitrogênio amoniacal pode ocorrer principalmente devido a nitrificação (EL MOUNTASSIR et al., 2018; SONG; TOBIAS, 2011) nas duas LAT e a possível volatilização na LA (AZOV; GOLDMAN, 1982; NASCIMENTO, 2001; ALCÂNTARA et al., 2015), devido aos elevados valores de pH (>9,5) registrados na LA.

A remoção de nitrogênio amoniacal durante a etapa fria foi mais elevada para o sistema UASB+LA+LM com TDH de 4,1 dias, não apresentando diferença significativa para o mesmo regime no período quente ($p>0,05$).

A Figura 28 apresenta o gráfico de concentração de nitrogênio amoniacal no EB, UASB e nas lagoas para os diferentes regimes operacionais.

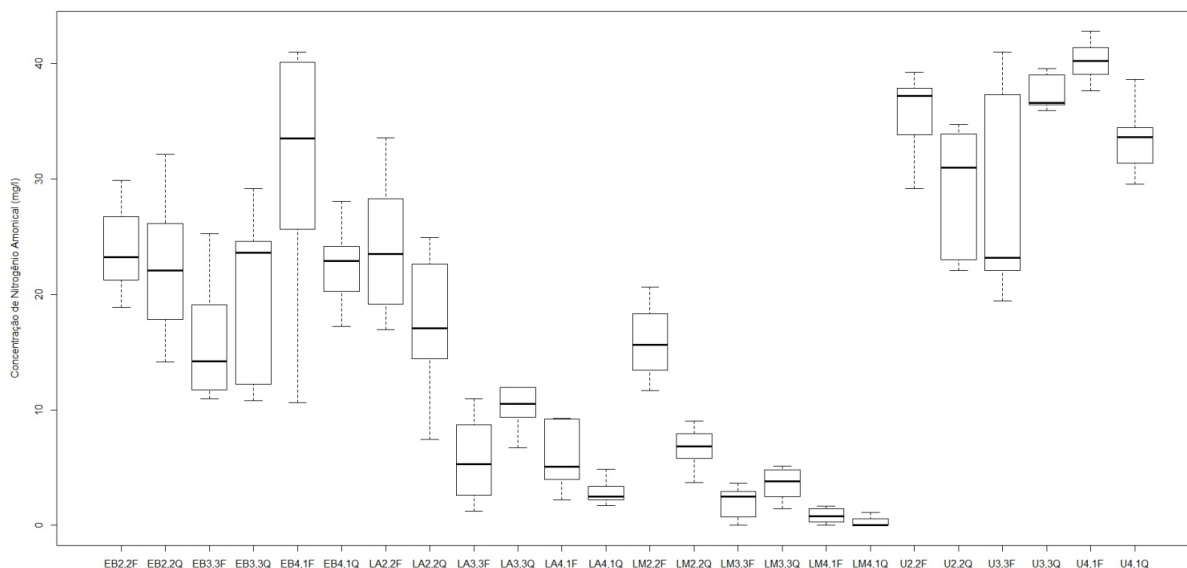


Figura 28 - Concentração de nitrito no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

As concentrações de nitrogênio amoniacal são mais elevadas para o UASB e EB. Devido a nitrificação que ocorre no reator UASB em diversos momentos a concentração de nitrogênio amoniacal é mais elevada neste reator quando comparada com as outras amostras (EB, LA e LM).

A LA apresenta valores mais baixos de nitrogênio amoniacal quando comparado com o reator UASB, ou seja, elevada remoção. Na LM é possível ainda a remoção/conversão do nitrogênio amoniacal, podendo ocorrer a nitrificação/desnitrificação e sorção deste poluente pelos microrganismos e as macrófitas.

No período quente a remoção de nitrogênio amoniacal para as lagoas tende a seguir o mesmo padrão do nitrogênio total. Na LA para o período quente é possível plotar linha de tendência com equação de $y = -7,356x + 33,964$ e $R^2 = 0,9963$ e para LM no período quente equação de $y = -4,4713x + 18,512$ e $R^2 = 0,9989$.

Com o sistema em série o efluente final da LM apresenta baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, para o TDH de 4,1 dias apresentou valores abaixo de 1,0 mg/l e em algumas medições até valores não detectáveis pela análise.

5.1.2.3. Nitrito

O Quadro 35 apresenta os valores de concentração de nitrito do esgoto bruto, efluente do UASB, efluente da LA e da LM (efluente final). Os valores de concentração encontrados no esgoto bruto são menores quando comparados ao efluente final do sistema

(LM), isto devido a conversão do nitrogênio ao longo do tratamento (TCHOBANOGLIOUS et al., 2015; EL MOUNTASSIR et al., 2018).

Quadro 35 - Resultados e análise estatística das concentrações de nitrato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

TDH	EB	UASB	LA	LM
Período Quente				
2,2	0,197 ± 0,056 ^f	0,655 ± 0,142 ^d	1,092 ± 0,194 ^{bc}	1,372 ± 0,209 ^{ab}
3,3	0,114 ± 0,074 ^f	0,374 ± 0,097 ^e	0,756 ± 0,163 ^{cd}	0,964 ± 0,112 ^c
4,1	0,285 ± 0,093 ^{ef}	0,193 ± 0,088 ^f	1,290 ± 0,276 ^b	0,573 ± 0,103 ^{de}
Período Frio				
2,2	0,311 ± 0,183 ^{ef}	0,230 ± 0,109 ^{ef}	0,361 ± 0,104 ^e	0,660 ± 0,206 ^d
3,3	0,098 ± 0,031 ^{fg}	0,547 ± 0,174 ^{de}	1,587 ± 0,267 ^a	1,397 ± 0,153 ^{ab}
4,1	0,072 ± 0,025 ^g	0,123 ± 0,054 ^f	1,153 ± 0,391 ^b	0,442 ± 0,099 ^e

No período quente a LA não apresenta tenência de remoção, porém é uma análise que depende diversos fatores, pois ao mesmo tempo em que pode estar ocorrendo a desnitrificação pode ocorrer a nitrificação, não deixando explícita a remoção no nitrato.

Na LM para o período quente é visível a elevação do nitrato para o TDH de 2,2 e 3,3 dias, porém para o TDH mais elevado a redução dos valores de nitrato, possivelmente devido a assimilação deste poluente pelas macrófitas e microrganismos presentes em suas raízes, além da possibilidade de remoção através da desnitrificação. O elevado TDH permite estas condições de conversão do nitrogênio orgânico e amoniacal para as formas iônicas e em seguida para nitrogênio gasoso ou assimilação pelos microrganismos (VON SPERLING, 1996; TCHOBANOGLIOUS et al., 2015) e pela lemna (MOHEDANO et al., 2014; TELES, 2016).

O processo de nitrificação e desnitrificação pode ocorrer neste sistema de tratamento, pois o TDH permite o desenvolvimento das bactérias específicas, além da conversão das formas de nitrogênio até nitrito e a redução da concentração do nitrogênio ao longo do tratamento. Na LM há o consumo de alcalinidade, que pode ser devido a nitrificação de parcela do nitrogênio amoniacal (BUENO, 2011).

O processo de desnitrificação pode ocorrer para valores mais elevados de TDH, visto que necessita a realização de nitratação antes (ALCÁNTARA et al., 2015). No processo de desnitrificação há geração de alcalinidade (TEIXEIRA, 2006), como pode ser visto no Quadro 32, o que ocorre na LM e como consequência há redução dos valores de nitrato.

Ao final do sistema de tratamento espera-se que o nitrogênio seja convertido em N₂ ou capturado pelas lemnas e microrganismos aderidos em suas raízes, assim, quando remover o excesso de lemnas será removido também o nitrogênio, o qual poderá ser reaproveitado a partir da utilização da biomassa de lemnas.

5.1.3. Fósforo total

A análise de fósforo total é essencial para avaliar o desempenho do tratamento. O despejo deste nutriente nos corpos hídricos favorece a eutrofização e como consequência o possível desenvolvimento de microalgas e macrófitas flutuantes descontroladamente, prejudicando a qualidade da água e a vida de outros seres vivos (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARARES, 2010).

A remoção de fósforo apresentou tendência de elevação para o aumento dos valores de TDH, obtendo remoções mais elevadas para o TDH de 4,1 dias.

Quadro 36 - Resultados e análise estatística das concentrações de Fósforo total (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Período Quente								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^d	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^b	UASB ^d	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^{bc}	UASB ^d	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a
11,0%	33,4%	42,9%	10,9%	11,7%	33,7%	15,6%	32,6%	70,8%
± 3,5%	± 5,3%	± 6,1%	± 4,2%	± 5,3%	± 6,7%	± 4,8%	± 4,9%	± 6,3%
Período Frio								
TDH - 2,2 dias			TDH - 3,3 dias			TDH - 4,1 dias		
UASB ^f	UASB +LA ^f	UASB +LA+LM ^c	UASB ^e	UASB +LA ^d	UASB +LA+LM ^b	UASB ^e	UASB +LA ^c	UASB +LA+LM ^a
2,4%	9,3%	39,8%	17,8%	22,6%	51,3%	16,0%	34,9%	64,8%
± 1,8%	± 3,6%	± 7,8%	± 4,2%	± 4,9%	± 5,1%	± 4,5%	± 6,0%	± 5,9%

A remoção deste poluente pode ocorrer de diversas maneiras nas lagoas, sendo por assimilação dos organismos fotossintetizantes, dos microrganismos e por se ligarem a outros elementos e precipitarem, ficando retidos na lagoa (DE-BASHAN et al., 2004; GARCÍA et al., 2006; TELES, 2016).

Para a etapa fria a remoção de fósforo total seguiu a mesma tendência da etapa quente, sendo mais elevada para o maior TDH no tratamento UASB+LA+LM. Diferente do período quente, o sistema UASB+LA+LM para o TDH de 3,3 dias ficou com a segunda maior remoção.

Acredita-se que o fator de maior contribuição para a remoção do fósforo da lagoa é devido a captura deste pelas lemnas e microrganismos aderido nas raízes, já que há elevado desenvolvimento da biomassa e redução significativa das concentrações de fósforo total, este aspecto será analisado mais profundamente na parte de balanço de massa de fósforo. A remoção pode ocorrer devido a biomassa aderida nos taludes das lagoas, removendo o poluente da lâmina d'água.

A Figura 29 apresenta o gráfico de *boxplot* para a concentração de fósforo total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

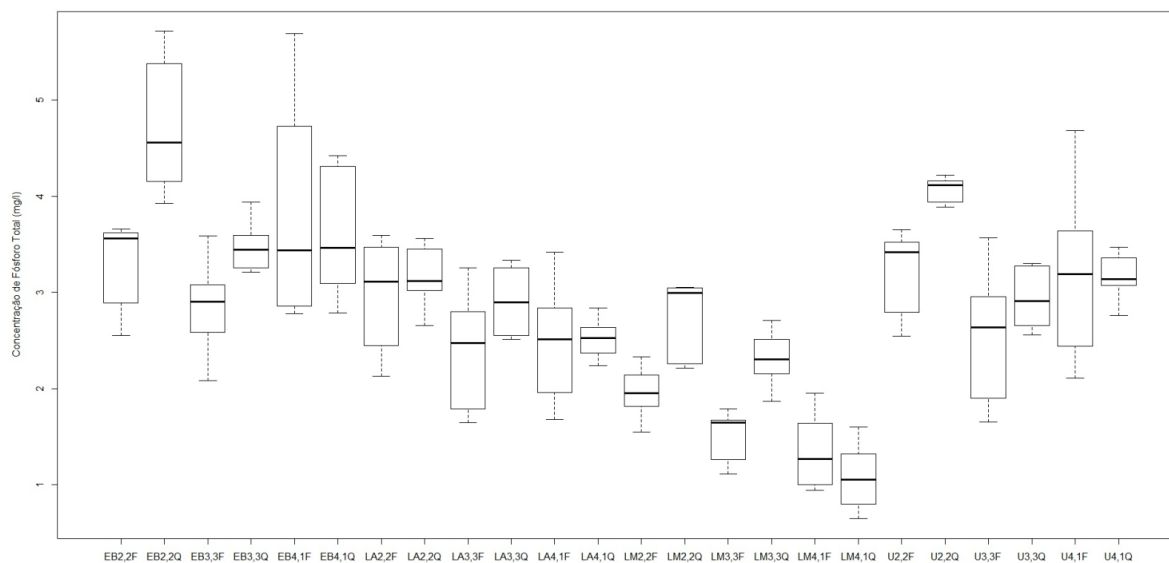


Figura 29 - Concentração de fósforo total no EB, UASB, LA e LM para diferentes regimes operacionais na Etapa II na ETE São João, Porto Alegre, RS.

A tendência do sistema de tratamento é reduzir a concentração de fósforo total ao se avançar no tratamento do efluente. Os valores mais baixos são obtidos pela LM para o TDH mais elevado (LM4,1F e LM4,1Q).

Neste gráfico é possível ver a redução da variabilidade dos dados ao longo do tratamento, obtendo valores próximos ao final do tratamento (LM) para o período frio e quente.

5.1.4. Fosfato

O fosfato representa uma parcela do fósforo total, esta possui maior facilidade de assimilação pelos microrganismos devido a representar a parcela iônica. O Quadro 37 apresenta as concentrações de fosfato para o período quente e frio em diferentes regimes operacionais.

Quadro 37 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

TDH	EB	UASB	LA	LM
Período Quente				
2,2	0,93 ±0,33 ^{bc}	0,92 ±0,26 ^{bc}	1,87 ±0,46 ^a	0,79±0,22 ^c
3,3	0,90±0,28 ^{bc}	1,40±0,38 ^{ab}	1,77 ±0,35 ^a	0,73 ±0,26 ^c
4,1	0,83±0,30 ^c	1,48 ±0,43 ^{ab}	0,68 ±0,15 ^c	0,31 ±0,10 ^e
Período Frio				
2,2	0,79 ±0,25 ^c	1,18 ±0,31 ^b	0,86 ±0,20 ^c	0,35 ±0,11 ^{de}
3,3	0,29 ±0,10 ^e	1,29 ±0,35 ^b	0,59 ±0,12 ^{cd}	0,35 ±0,14 ^{de}
4,1	0,27 ±0,11 ^e	1,04 ±0,20 ^b	0,61 ±0,14 ^c	0,47 ±0,17 ^d

O fosfato apresentou menores valores de concentrações para o esgoto bruto e efluente da LM, porém, no início do tratamento (esgoto bruto) há elevada concentração de fósforo total, o qual está presente como polifosfato, ortofosfato e fósforo orgânico, que ainda poderão ser convertidos em ortofosfato ao longo do tratamento e serem absorvidos por microrganismos transformando-os em fosfatos orgânicos (GUIDOLINI et al., 2010).

As lagoas apresentaram tendência de remoção de fosfato para o aumento dos valores de TDH no período quente, obtendo valores mais baixos na LM para o TDH de 4,1 dias. Porém ainda há concentração deste poluente, mostrando que para os valores de TDH testados este nutriente não foi fator limitante do crescimento de lemna e microalgas.

Para o período frio não foi possível avaliar uma tendência de remoção, porém tanto para o período frio quanto quente a concentração deste poluente é menor na LM, ou seja, o pós tratamento por esta lagoa é atrativo.

Desta forma, aliado aos demais poluentes, deve-se selecionar o tipo de tratamento que mais se aproxima do objetivo do tratamento, neste caso a remoção dos poluentes e possível recuperação dos nutrientes. Sendo assim o sistema em série UASB+LA+LM apresentam resultados mais atrativos para o tratamento de efluentes sanitários.

5.1.5. Clorofila-*a*

A análise clorofila-*a* permite avaliar a concentração de microalgas verdes no efluente, já que estas possuem clorofila em sua composição química. A relação da clorofila-*a* com a concentração de microalgas se dá de forma direta, quanto maior os valores de clorofila maior é a concentração de microalgas (MARA et al., 2009 CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012; BARROSO, 2015;).

O Quadro 38 apresenta os valores de clorofila-*a* obtidos nas lagoas, a análise não apresenta valores do esgoto bruto e o efluente do reator UASB, pois nestes a concentração de clorofila-*a* é muito pequena ou inexistente, não sendo detectada nas análises realizadas.

Nesta análise é possível visualizar que há elevação da concentração de clorofila-*a* para o aumento do TDH na LA, porém para a LM não é possível avaliar uma tendência. Porém há redução da concentração de clorofila-*a* na LM, devido a densa lâmina de lemnas que cobre toda a lagoa o que impede a penetração da luz solar e como consequência a mortalidade das microalgas (BRUGNAGO, 2014; EL-SHAFAI et al., 2007).

Quadro 38 - Resultados e análise estatística das concentrações de fosfato (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

LA	LM
Período Quente	
TDH 2,2 dias	
1030,5 ± 89,5 ^b	288,3 ± 42,1 ^d
TDH 3,3 dias	
1422,4 ± 98,4 ^a	605,8 ± 56,7 ^c
TDH 4,1 dias	
1458,1 ± 100,7 ^a	362,8 ± 39,8 ^d
Período Frio	
TDH 2,2 dias	
594,4 ± 56,4 ^c	262,3 ± 33,2 ^d
TDH 3,3 dias	
292,0 ± 38,2 ^d	40,1 ± 7,9 ^e
TDH 4,1 dias	
383,1 ± 33,7 ^{cd}	27,3 ± 5,1 ^e

*valores em µg/L

No período frio há tendência de redução da clorofila-*a* para o aumento do TDH nas duas lagoas, porém o registro dos menores valores está na LM para os valores de TDH mais elevados. Isto provavelmente a maior dificuldade de desenvolvimento das microalgas para as baixas temperaturas registradas (PULZ, 2001; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011; MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

5.1.6. Produção de Biomassa

A biomassa produzida a partir das lagoas pode ser aproveitada para diversos fins, entre eles o potencial para produção de bioenergia. A biomassa pode ser utilizada como matéria prima para a produção de biodiesel, álcool, biogás e outros.

A biomassa de microalgas é mais comumente utilizada na produção de biodiesel, pois apresenta concentração de lipídios elevada (> 20%) (BENEMANN, 2008; CHISTI,

2008; OSWALD, 1991), porém estudos mais recentes mostram que o cultivo destas microalgas a partir de efluentes sanitários domésticos possuem menores porcentagens de lipídios, abaixo de 15% relatados por BARROSO, (2015); GOH et al., (2019) e HO et al., (2013), sendo possível outros usos que podem agregar maior valor.

A biomassa de macrófitas pode ser utilizada como fonte de proteínas para cultivo de gado (LANDOLT; KANDELER, 1987), porém o uso mais comum é como matéria prima para digestão anaeróbia e assim o aproveitamento do gás gerado e da biomassa final estabilizada (CUI; CHENG, 2015; MURADOV et al., 2014b), que apresenta potencial para a utilização como adubo.

Além destes usos as biomassas produzidas neste trabalho podem ser utilizadas como matéria prima para a produção de bioetanol (REMPEL et al., 2019), energia térmica (CHEN; LIN, 2019; CHOI et al., 2019) entre outros usos.

A produção de biomassa de microalgas e lemna será aprofundada nos próximos tópicos.

5.1.6.1. Produção de Biomassa de Microalgas

A produção de biomassa de microalgas foi baseada na análise de sólidos suspensos voláteis. Esta biomassa apresenta vantagem competitiva devido ao teor de lipídios, o qual segundo BARROSO, (2015), apresentou cerca de 7,0% de lipídios nas mesmas condições testadas neste trabalho. Porém neste experimento a porcentagem de lipídios foi um pouco mais elevada, com valores de $9,1 \pm 1,4$ %, outros autores encontraram porcentagens de lipídios de 2,0 a 22,0% em cultivo puro e em campo aberto (SUGANYA et al., 2016; BEHL et al., 2019; HASHEMIAN et al., 2019; RAEISSADATI et al., 2019).

A biomassa de microalgas apresenta desvantagem devido a necessidade de desaguamento, este normalmente realizado a partir de flotação por ar dissolvido, filtro prensa e/ou centrifugação (HANOTU; BANDULASENA; ZIMMERMAN, 2012; BARROSO, 2015), o que eleva consideravelmente os custos do sistema de recuperação e aproveitamento da biomassa.

O quadro 39 apresenta a produção de biomassa de microalgas para a Etapa II.

Quadro 39 - Resultados e análise estatística da Produção de biomassa de microalgas (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

TDH	kg/ha·dia	g/m ² ·dia
Período Quente		
2,2	154,1 ± 18,2	15,4 ± 1,8 ^b
3,3	135,1 ± 12,3	13,5 ± 1,2 ^{bc}
4,1	183,0 ± 13,8	18,3 ± 1,4 ^a
Período Frio		
2,2	99,3 ± 10,3	9,9 ± 1,0 ^d
3,3	110,9 ± 9,4	11,1 ± 0,9 ^c
4,1	93,9 ± 8,2	9,4 ± 0,8 ^d

A produção de biomassa leva em consideração a vazão utilizada no sistema de tratamento. Porém mesmo utilizando vazão menor (maior TDH) a produção de microalgas foi mais elevada para o TDH de 4,1 dias no período quente, onde se obteve também a maior concentração de microalgas.

A elevada produção é possível pois une variáveis essenciais para a produção de biomassa, como o TDH, temperatura e radiação solar. O elevado TDH permite que haja multiplicação das microalgas (SÁNCHEZ-BAYO et al., 2019) e as condições de temperatura (27,4 – 35,6 °C) e radiação solar (> 600W/m²) influenciam diretamente a produção de microalgas (HUANG; HANKAMER; YARNOLD, 2019; MILITÃO et al., 2019), além do elevado tempo de exposição ao sol, que durante os meses de primavera e verão apresenta períodos mais longos (dias mais longos e noites mais curtas).

As produções obtidas para o TDH de 2,2 e 3,3 dias para o período quente aparecem logo em seguida. Assim, provavelmente a radiação solar e temperatura exercem grande influência na produção de biomassa (RAEISSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIT, 2019), necessitando de experimentos mais específicos para verificar a influência da temperatura e radiação solar.

5.1.6.2. Produção de Biomassa de Lemna

A produção de biomassa de lemna foi obtida através da análise de reprodução das macrófitas (taxa de crescimento) e a retirada do excesso. A densidade foi controlada entre 30-60 g/m² (base seca), sendo a diferença de valores atribuída no cálculo da produtividade.

A taxa de crescimento específico apresentada pelas macrófitas foi de 0,25 -0,30 g/g·dia, valores próximos aos apresentados pela bibliografia que variam entre 0,23 -0,3 g/g·dia para a espécie *Landoltia punctata* (BERGMANN et al., 2000; BRUGNAGO, 2014; MOHEDANO, 2010) e de 0,097 g/g·dia para a *Lemna minor* (IATROU; STASINAKIS; ALOUPI, 2015). O Quadro 40 apresenta a produção de biomassa retirada por dia para manter o controle da densidade da lemna.

Quadro 40 - Resultados e análise estatística da produção de biomassa de lemna (Etapa II, períodos Quente e Frio) na ETE São João, Porto Alegre, RS.

TDH	g/m ² ·dia (peso seco)
Período Quente	
2,2	8,2 ± 1,1 ^c
3,3	12,0 ± 1,2 ^b
4,1	14,5 ± 1,4 ^a
Período Frio	
2,2	7,1 ± 0,8 ^c
3,3	7,8 ± 0,7 ^c
4,1	11,0 ± 1,0 ^b

A produção de lemna apresentou valores mais elevados para o regime de operação de 4,1 dias no período quente. Entretanto, acredita-se que outras variáveis como temperatura e radiação solar exercem maior influência na reprodução das lemnas. Devido a estas se desenvolverem superficialmente na lagoa, tendo pouca ou nenhuma influência do TDH.

A maior influência do TDH na produção de lemna é devido a disponibilidade dos nutrientes (vazão e concentração). Nesta tese foram avaliadas as concentrações finais de fósforo e nitrogênio, os quais apresentaram-se no efluente final do sistema de tratamento, ou seja, mesmo com o TDH mais elevado ainda há presença de nutrientes no efluente final.

Além da temperatura e radiação solar, os nutrientes são extremamente importantes para a reprodução das plantas (STADTLANDER et al., 2019; STRZALEK; KUFEL; WYSOKIŃSKA, 2019), já que sem este não seria possível o desenvolvimento da lemna. Conforme o aumento do TDH a remoção dos poluentes se eleva, porém, ao final dos testes realizados há presença dos nutrientes no efluente final. Assim é possível avaliar a remoção deste para valores de TDH mais elevados com o objetivo de aumentar a eficiência de remoção dos nutrientes.

A produção mais elevada de macrófitas obtida neste trabalho foi de 14,50 g/m²·dia, sendo a produção média de 10,35 ± 3,15 g/m²·dia. Estes valores foram mais elevados do que os citados na literatura, na faixa de 2,25 – 3,33 g/m²·dia (BRUGNAGO, 2014), 1,30-5,90 g/m²·dia (TONON, 2016b), 8,30 g/m²·dia (MOHEDANO et al., 2012a), sendo menor somente que a produtividade de 13,80 g/m²·dia obtida por EL-SHAFI et al., (2007) cultivando a *Landoltia punctata*.

PENA, (2014) cultivando *Lemna minor* obteve produtividade 3,10 g/m²·dia, para *Spirodela polyrrhiza* LI et al., (2016) obteve produtividade entre 1,89 -1,91 g/m²·dia e para o cultivo de *Lemna aequinocialis* apresentou valores de 1,32-8,90 g/m²·dia.

Desta forma, mesmo havendo menor produção lemna durante o período frio, estes valores apresentam-se dentro dos publicados pela literatura.

STADTLANDER et al., (2019) obteve produção de 96 g/m²·dia, considerando a biomassa úmida, neste trabalho a média de biomassa úmida foi de 172,5 g/m²·dia, com umidade média em torno de 94%.

A elevada produção pode ter sido influência pela modificação na lagoa, que diferente das convencionais possui um misturador que proporciona maior mistura entre o afluente e os microrganismos, além de promover maior contato entre os nutrientes e as macrófitas. Estes misturadores também são responsáveis pela elevada concentração de macrófitas ao “final” da LM (onde as macrófitas ficam mais aglomeradas), que desta forma permite a remoção a partir da esteira automatizada, facilitando o manejo e controle da densidade na lagoa.

5.2. Análise do Nitrogênio ao longo do tratamento

O nitrogênio pode se apresentar em diversas formas ao longo do tratamento. No início do processo apresenta-se principalmente em forma de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico (esgoto bruto). Ao longo das etapas de tratamento estes podem ser convertidos em nitritos, nitratos e nitrogênio gasoso, dependendo do tipo de tratamento aplicado (TCHOBANOGLOUS et al., 2015).

Nesta pesquisa a primeira etapa consistiu no pre tratamento do efluente em reator anaeróbio tipo UASB, onde ocorre a conversão do nitrogênio orgânico em amoniacal (amonificação) (BUENO, 2011). Em seguida o efluente do UASB é despejado na LA, que durante o dia (radiação solar) será um reator aeróbio, podendo converter o nitrogênio amoniacal em nitrito e nitratos e durante a noite este funciona como sistemas

anaeróbios/anóxicos, podendo apresentar bactérias desnitrificantes que irão converter o nitrato a nitrito e pôr fim a nitrogênio gasoso (JORDÃO; PESSOA, 2014; PENA, 2014a; ALCÁNTARA et al., 2015).

Na LA é possível também a volatilização da parcela não ionizada do nitrogênio amoniacal, visto que são comuns valores de pH elevados (>9,5) durante o período de radiação solar (CRAGGS, 2005; GARCÍA et al., 2006).

Segundo Bueno (2011) e Tchobanoglous et al (2015), existem diversas formas e fatores para a remoção de nitrogênio amoniacal do meio líquido. Neste trabalho, aplicam-se principalmente quatro fatores descritos pelos autores supracitados, conforme mostrado na Figura 30. O primeiro (Figura 30-1) é relacionado à realização da fotossíntese pelas microalgas, que eleva o pH da lagoa. O pH na LA apresentou valores entre 6,7 e 10,7, apresentado os valores elevados durante o dia, em que há presença da radiação solar. Com o elevado pH (>9,5) uma parcela do N-amoniacal pode ser convertida em gás e se desprender do meio líquido.

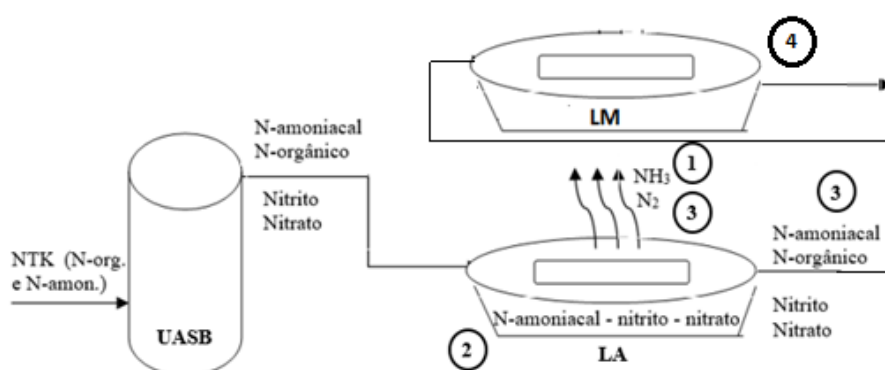


Figura 30 - Ilustração do ciclo do nitrogênio no sistema de tratamento.

Fonte: adaptado Barroso, 2015.

Já o segundo fator (Figura 30-2) pode estar associado às reações de nitrificação, as quais necessitam de níveis de oxigênio dissolvido (OD) acima de 1,5 mg/L. Na LA, durante o dia, o OD atinge valores acima de 22 mg/L, para a LM os valores de OD atingem até 1,8 mg/L. A avaliação do parâmetro alcalinidade também corrobora esta hipótese, já que o processo de nitrificação consome a alcalinidade do meio (WINKLER; STRAKA, 2019b), reduzindo a sua concentração no efluente da lagoa. Os níveis de nitrato apresentam valores mais elevados nas lagoas quando comparados com o UASB e esgoto

bruto, também indicando a ocorrência de nitrificação no sistema de tratamento de lagoas de microalgas.

No terceiro fator (Figura 30-3), o nitrito e o nitrato resultante da nitrificação da amônia podem ser convertidos em nitrogênio gasoso por processo de desnitrificação e/ou assimilado pelas microalgas, transformando-se em nitrogênio orgânico (VAN HAANDEL, 1981; WINKLER; STRAKA, 2019b). Além disso, cabe destacar também a parcela presente na forma de íons dissolvidos no efluente final das lagoas.

O último fator (Figura 30-4), o nitrito e nitrato pode ser sorvido pela lemna e os microrganismos contidos nas raízes, removendo o poluente do meio líquido.

A LM apresenta valores de oxigênio dissolvido ($<1,8$ mg/L) que podem reduzir a velocidade de nitrificação. Segundo (BUENO, 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2015) a velocidade de nitrificação aumenta na presença de oxigênio dissolvido ($> 2,0$ mg/L). Desta forma os baixos valores de OD na LM podem limitar a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. Além disto, os elevados valores de pH da LA auxiliam na remoção de parcela do nitrogênio amoniacal, desta forma a remoção de nitrogênio é menor para a LM em comparação com a LA para os mesmos períodos.

A remoção de nitrogênio para segunda etapa (sistema em série) é mais elevada, visto que existe maior alternância de processos aeróbios, anaeróbios e anóxicos. Isto também é reflexo do elevado TDH, sendo 4,1 dias para cada lagoa, o que resulta em TDH total de 8,2 dias (as duas lagoas operadas em série). Neste período a análise de nitrogênio amoniacal apresentou valores baixos e muitas vezes não detectáveis, como já comentado na avaliação do parâmetro nitrogênio.

A análise de nitrogênio reforça a ideia de que as lagoas são uma alternativa atrativa para o tratamento de efluentes sanitários para remoção e principalmente recuperação de nutrientes que podem ser reaproveitados a partir das biomassas, tanto de macrófitas quanto de microalgas.

5.3. Recuperação de Fósforo

O fósforo constitui em um dos nutrientes essenciais para a formação da vida, sendo este captado de rochas fosfóricas ao redor do mundo (REZENDE et al., 2003). A possibilidade de recuperação e reutilização deste permite melhor aproveitamento dos recursos naturais, proporcionando maior garantia destes recursos para as futuras gerações.

No sistema de tratamento de efluentes o fósforo apresenta-se na forma orgânica e inorgânica, sendo o fosfato a forma iônica e de maior facilidade de assimilação pelos microrganismos para a formação de novas células. Assim como o nitrogênio, ao longo do sistema de tratamento há a tendência de conversão do fósforo orgânico (proteínas, carboidratos etc) em ortofosfatos (BUENO, 2011; ANDRADE, 2015) e possivelmente converter novamente em fósforo orgânico, agora na forma de microrganismos, microalgas e lemna.

A recuperação de fósforo será analisada a partir da remoção da lemna, já que estas devem ser removidas para controle da densidade superficial da LM. Assim, ao remover a lemna está ocorrendo a recuperação do fósforo por meio da biomassa. A parcela recuperada é justamente a porcentagem de fósforo absorvido pelas lemnas e pelos microrganismos aderidos as raízes destas macrófitas, que são removidos juntamente com as mesmas.

Para controle da densidade da lemna na lagoa a remoção do excesso de produção foi realizado três vezes por semana, possibilitando controle e desenvolvimento da biomassa.

O Quadro 41 apresenta a recuperação de fósforo para a etapa I e II a partir da retirada de lemna produzida na LM.

Quadro 41 - Recuperação de fósforo a partir do excesso de lemna retirado da LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Recuperação de Pt - Etapa I		
TDH (dias)	Produção na lagoa (g/dia)	g/m²dia
Período Quente		
2,2	12,7 ^b	0,09
3,3	11,2 ^c	0,08
4,1	15,4 ^a	0,10
Período Frio		
2,2	11,4 ^c	0,08
3,3	10,8 ^c	0,07
4,1	11,2 ^c	0,08
Recuperação de Pt - Etapa II		
TDH	Produção na lagoa (g/dia)	g/m²dia
Período Quente		
2,2	9,7 ^c	0,07
3,3	14,2 ^b	0,10
4,1	17,2 ^a	0,12
Período Frio		
2,2	8,4 ^c	0,06
3,3	9,2 ^c	0,06
4,1	13,1 ^b	0,09

Os valores apresentados no Quadro 41 foram obtidos através da recuperação de fósforo a partir da biomassa de macrófitas (balanço da produção, retirada e taxa de reprodução). Estes valores foram obtidos através da análise da biomassa das plantas (figura 31), e o balanço total. A análise da biomassa foi realizada para o período quente e no período frio para as duas etapas, apresentando valores próximos entre os períodos para a composição da biomassa.



UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SOLOS
LABORATÓRIO DE ANÁLISES

LAUDO DE ANÁLISES

NOME: JOSÉ CARLOS ALVES BARROSO
MUN.: PORTO ALEGRE **EST.:** RS
LOC.: HUMAITÁ
Data de entrada: 05/02/18 **Data de expedição:** 01/03/18
REG.: T-027/2018

MATERIAL: TECIDO VEGETAL
IDENT. DA AMOSTRA: MACRÓFITAS - ETE NAVEGANTES

Determinações	Amostra 01	Metodologia aplicada / Limite de detecção
Nitrogênio (TKN) - % (m/m)	5,3	Kjeldahl / 0,01 %
Fósforo total - % (m/m)	0,80	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Potássio total - % (m/m)	3,6	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Cálcio total - % (m/m)	1,1	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Magnésio total - % (m/m)	0,30	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Enxofre total - % (m/m)	0,44	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Cobre total - mg/kg	3	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,3 mg/kg
Zinco total - mg/kg	44	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 1 mg/kg
Ferro total - mg/kg	479	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 2 mg/kg
Manganês total - % (m/m)	0,14	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 2 mg/kg
Boro total - mg/kg	164	igestão seca/ ICP-OES / 1 mg/kg

Obs.: Resultados expressos no material seco a 65°C.



Eng. Agr. Clesio Gianello
CREA RS011476
Responsável pelo Laboratório de Análises

Figura 31 - Análise do tecido vegetal da biomassa de macrófitas flutuantes.

A biomassa de macrófitas apresentou concentração média de fósforo $0,81 \pm 0,04$ %, assim podendo estimar a quantidade de fósforo recuperada pelo controle de densidade das macrófitas. Os valores encontrados de fósforo estão próximos aos da bibliografia, que apresenta valores entre 0,7 -1,4 % (STADTLANDER et al., 2019; STRZALEK; KUFEL; WYSOKIŃSKA, 2019).

Os valores de recuperação de fósforo mais elevados apresentaram-se no período quente para o TDH de 4,1 dias, onde também se obteve temperaturas mais elevadas (27,4

– 35,6 °C), radiação solar com maior intensidade (> 600W/m²), além de maior período de exposição ao sol, sabendo-se que no sul do país, neste caso em Porto Alegre – RS, nas estações primavera/verão o dia torna-se mais longo que a noite.

Os valores de recuperação de fósforo estão ligados diretamente com a produção de biomassa de lemna, seguindo assim a mesma tendência da produção de lemna.

Os valores máximos alcançados para recuperação de fósforo foram de 17,2 g/dia (0,12 g/m²·dia), o qual pode ser aproveitado para agricultura como adubo e/ou levado em consideração quando for utilizado como matéria prima para digestão anaeróbia com o intuito de geração de produtos e subprodutos (estabilização do lodo, biogás, adubo). Com estes valores é possível a otimização da dosagem de nutriente para o processo.

5.4. Recuperação de Nitrogênio

O nitrogênio juntamente com o fósforo compõe os nutrientes essenciais para vida. Desta forma a recuperação deste pode reduzir a necessidade de aquisição de compostos nitrogenados para fins de adubagem ou como matéria prima para processos de digestão anaeróbia (BETTANI et al., 2019; COLLET et al., 2011; MORALES et al., 2019).

O Quadro 42 apresenta a recuperação de nitrogênio, onde se obteve valores mais elevados no período quente com TDH de 4,1 dias, isto devido a ser o período onde produziu maior quantidade de macrófitas por m²·dia, assim como no caso do fósforo.

Quadro 42 - Recuperação de nitrogênio a partir do excesso de lemna retirado da LM na ETE São João, Porto Alegre, RS.

Recuperação de N - Etapa I		
	g/m²·dia	Toda LM (g/dia)
Período Quente		
2,2	0,65	96,17 ^b
3,3	0,58	85,20 ^c
4,1	0,79	117,26 ^a
Período Frio		
2,2	0,59	86,89 ^c
3,3	0,55	81,83 ^c
4,1	0,58	85,20 ^c
Recuperação de N - Etapa II		
TDH	g/m²·dia	Toda LAT (g/dia)
Período Quente		
2,2	0,43	64,22 ^d
3,3	0,64	94,16 ^b
4,1	0,77	114,05 ^a
Período Frio		
2,2	0,37	55,47 ^d
3,3	0,41	61,26 ^d
4,1	0,59	86,60 ^c

Como apresentado na Figura 31, a porcentagem de nitrogênio (5,3%) é mais elevada que a de fósforo (0,8%), obtendo valor médio de 5,3 % \pm 0,2% para a Etapa II, próximo ao encontrado por KAUR et al., (2019), que apresentou valores de 5,53%. Na Etapa I a lemna apresentou concentração média de fósforo de 0,75% e de 5,7% para o nitrogênio, obtendo assim a recuperação de nitrogênio proporcional a biomassa retirada de lemna da LM apresentada no Quadro 40.

A recuperação de nitrogênio obteve maiores valores para o TDH de 4,1 dias no período quente para as duas etapas, apresentando 0,79 para a etapa I e 0,77 g/m²·dia para a etapa II. Esta biomassa de lemnas com elevada concentração de nutrientes pode ser utilizada como substrato para a produção de energia a partir da digestão anaeróbia (GAUR; KHAN; SUTHAR, 2017; GAUR; SUTHAR, 2019; KAUR et al., 2019b).

A utilização de macrófitas para a produção de biodiesel não é muito atrativa, visto que esta apresentou cerca de 2-3% de lipídios, porém pode ser utilizada para alimentação animal devido a elevada concentração de proteínas (APPENROTH et al., 2017) como mostra a Figura 32.

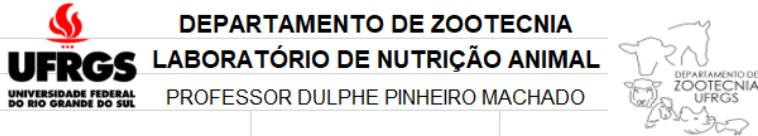
		
LAUDO DE ANÁLISES		
Análise N.º:	6865C	
Ciente:	Luiz Olinto Monteggia	
Data de entrada:	19/10/2015	
Data de saída:	30/11/2015	
Material:	Planta Aquática	
	Materia Seca (%)	Seco ao Ar (%)
Materia Seca	100,00	5,92
Umidade		94,08
Materia Orgânica	76,62	4,54
Proteína Bruta	35,70	2,11
Fibra Bruta	12,27	0,73
Extrato Etéreo	2,32	0,14
Cinzas	23,38	1,38
Extrato Não Nitrogenado	26,33	1,56
Cálcio		
Fósforo	0,78	0,05
Atividade Ureática		
Solubilidade Protéica		
DGM (μ m)		
FDN		
FDA		
Lignina		
pH		
Energia Bruta (kcal/kg)		
NDT	66,01	3,91

Figura 32 - Laudo da análise do tecido vegetal da lemna.

A análise do tecido vegetal auxilia a compreender a biodegradabilidade das macrófitas e o possível uso como bioenergia devido ao elevado teor de matéria orgânica e aos nutrientes, o que servirão de substrato para os microrganismos. A recuperação dos nutrientes a partir da lemna melhora a qualidade do efluente a ser lançado nos corpos hídricos, podendo evitar a eutrofização dos mesmos. Para este lançamento existem padrões a serem atendidos, os quais serão vistos a seguir.

5.5. Análise do efluente final conforme portaria de lançamento de efluentes.

Os parâmetros de controle para lançamento de efluentes em corpos hídricos são estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que apresenta portaria mais recente a resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, que complementa a resolução nº 357/2005.

No estado do Rio Grande do Sul o órgão ambiental responsável é o Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA que estipula padrões de lançamentos de efluentes com abrangência estadual. Atualmente a resolução nº355/2017 é a mais recente que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

Os padrões de lançamento apresentados pelo CONAMA para lançamento de efluentes sanitários são apresentados no Quadro 43:

Quadro 43 - Padrões de lançamento para efluentes líquidos sanitários conforme CONAMA 430/2011.

Parâmetros	CONAMA 430
pH	5 - 9
Temperatura(°C)	inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura.
SSed. (ml/L)	< 1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Inmhoff</i> . Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
DBO (mg/L)	máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.
NH ₃ -N(mg/L)	≤ 20
Sólidos suspensos totais (mg/L)	eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação.

Fonte: adaptado Barroso, 2015.

Os padrões de lançamento para as limitações do estado do Rio Grande do Sul estabelecido pelo CONSEMA são apresentados nos Quadros 44 e 45:

Quadro 44 - Padrões de lançamento para efluentes líquidos sanitários conforme CONSEMA 355/2017.

Faixa de vazão do efluente (m ³ /d)		DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Coliformes Termotolerantes	
					NMP/ 100 mL	Eficiência
(1)	Q < 200	120	330	140	-	-
(2)	200 ≤ Q < 500	100	300	100	10 ⁶	90%
(3)	500 ≤ Q < 1.000	80	260	80	10 ⁵	95%
(4)	1.000 ≤ Q < 2.000	70	200	70	10 ⁵	95%
(5)	2.000 ≤ Q < 10.000	60	180	60	10 ⁴	95%
(6)	10.000 ≤ Q	40	150	50	10 ³	95%

Fonte: CONSEMA 355/2017.

Além destes parâmetros o CONSEMA exige atendimento de limites de valores de pH entre 6,0 -9,0, sólidos sedimentáveis ≤ 1,0 mL/L, temperatura máxima de 40°C e outros padrões que dizem respeito a metais, os quais não foram avaliados neste trabalho.

Para os nutrientes são apresentados os seguintes padrões para lançamento de efluentes segundo o CONSEMA:

Quadro 45 - Padrões de lançamento de nutrientes em efluentes líquidos sanitários conforme CONSEMA 355/2017.

Faixa de vazão do efluente (m ³ /d)		Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Fósforo Total	
			mg/L	Eficiência
(1)	Q < 1.000	20	4	75%
(2)	1.000 ≤ Q < 2.000	20	3	75%
(3)	2.000 ≤ Q < 10.000	20	2	75%
(4)	10.000 ≤ Q	20	1	75%

Fonte: CONSEMA 355/2017.

Os padrões apresentados pelo CONSEMA e CONAMA estabelecem concentrações máximos dos poluentes no efluente a serem lançados pelas estações de tratamento de efluentes. Como é de se esperar, o CONSEMA exige padrões mais restritos de lançamento, principalmente para grandes vazões, o que o torna como padrão para o lançamento de efluentes em esfera estadual.

O lançamento de efluentes deve atender aos valores máximos de concentração de nutrientes e outros poluentes ou eficiência mínima de remoção conforme o CONSEMA.

A etapa I refere-se ao sistema de tratamento operado em paralelo, ou seja, o efluente do UASB é dividido igualmente nas lagoas (LA e LM), sem que estas estejam conectadas. Abaixo são apresentados os valores obtidos no tratamento do efluente para a etapa I, período em paralelo:

Quadro 46 - Valores obtidos no efluente final pelo tratamento através do sistema UASB+LM e UASB+LA para Etapa I.

Amostra	Período	TDH (dias)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Coliformes Termotolerantes		Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total	
						NMP/100mL	Eficiência Remoção (%)	mg/L	mg/L	Eficiência Remoção (%)
LA	Frio	2,2	108	226	116	NR	NR	14,7	2,5	54,6
		3,3	146	203	83	NR	NR	24,0	3,3	51,0
		4,1	53	61	96	NR	NR	11,3	3,5	30,2
	Quente	2,2	55	216	112	NR	NR	4,5	1,9	52,5
		3,3	80	259	128	NR	NR	6,9	1,6	45,7
		4,1	60	336	135	NR	NR	4,2	1,7	35,0
LM	Frio	2,2	52	82	33	NR	NR	18,4	2,3	58,3
		3,3	51	78	30	NR	NR	27,6	2,9	57,1
		4,1	63	68	51	NR	NR	17,6	1,9	62,9
	Quente	2,2	40	105	32	NR	NR	10,9	1,5	61,4
		3,3	45	64	21	NR	NR	22,5	1,5	50,0
		4,1	27	81	19	NR	NR	21,8	1,6	40,7

*NR = Não Realizada

O Quadro 45 apresenta os valores dos efluentes das lagoas, para os poluentes analisados. No período frio a LA apresentou valores acima do permitido de DBO₅ para menor vazão (faixa menos restrita, $Q \leq 200 \text{ m}^3/\text{dia}$), quando operada com TDH de 2,2 e 3,3 dias. Para o TDH de 4,1 dias o efluente se encontra na faixa 5 ($10.000 \geq Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$).

Para o período quente a LA não atendeu os valores mais restritivos ($Q \geq 10.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) para a DBO₅. Utilizando TDH de 2,2 e 4,1 dias o efluente se encontra na faixa 5 ($10.000 \geq Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) e para o TDH de 3,3 dias na faixa 3 ($1.000 \geq Q \geq 500 \text{ m}^3/\text{dia}$).

Desta forma é necessário o implemento de dispositivo de remoção de matéria orgânica na LA. Estes elevados valores, devidos a concentração de microalgas, podem ser reduzidos com unidade de remoção de microalgas com a FAD ou sistema combinado de lagoas.

Para os valores de nitrogênio amoniacal no período frio a LA apresenta efluente dentro dos limites somente para o TDH de 2,2 dias. Para o período quente a LA atende os padrões de lançamentos para todo os valores de TDH testados.

Para as concentrações de fósforo no período frio o efluente da LA encontra-se na faixa 2 ($2.000 \geq Q \geq 1.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) para o TDH de 2,2 dias e na faixa 1 ($Q \leq 1.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) para o TDH de 3,3 e 4,1 dias. No período quente o efluente da LA está localizado na faixa 3 ($1.0000 \geq Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) para todos os valores de TDH avaliados.

Apesar de apresentar valores de remoção elevados de nitrogênio amoniacal e fósforo total é essencial atingir concentrações menores de nutrientes no efluente das lagoas, evitando assim a possibilidade de eutrofização do corpo receptor.

Os valores de DBO_5 apresentados pela LM possuem menor concentração, porém para o período frio o efluente da LM se localiza na faixa 5 ($\geq 10.000 Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$) quando operada com TDH de 2,2 e 3,3 dias, e para o TDH de 4,1 dias encontra-se na faixa 4 ($2.000 \geq Q \geq 1.000 \text{ m}^3/\text{dia}$).

No período quente o efluente da LM quando avaliada com TDH de 4,1 dias atende a faixa mais restrita do CONSEMA, entretanto para os demais valores de TDH, o efluente se encaixa na faixa 5 ($\geq 10.000 Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$).

Assim como a LA, a LM necessita a redução na concentração de matéria orgânica no seu efluente, evitando a poluição do corpo receptor.

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentadas pela LM no período frio atende o padrão de lançamento do CONSEMA somente para o TDH de 3,3 dias. No período quente a LM consegue atender o padrão de lançamento apenas para o TDH de 2,2 dias.

As concentrações de fósforo total apresentadas pela LM não atende a faixa mais restritiva do CONSEMA. Para o período frio o TDH de 2,2 e 3,3 dias encontram-se na faixa 2 ($2.000 \geq Q \geq 1.000 \text{ m}^3/\text{dia}$), e para o TDH de 4,1 dias na faixa 3 ($1.000 \geq Q \geq 500 \text{ m}^3/\text{dia}$). Para o período quente, o efluente da LM atende a faixa 3 para todos os valores de TDH testados.

Desta forma, é necessária remoção mais elevada dos nutrientes para LM, assim como para LA, que terá como finalidade evitar a poluição do corpo receptor.

Na avaliação da etapa II é apresentado somente o dado do efluente final da LM, pois as lagoas estão conectadas em série. O Quadro 47 apresenta as concentrações dos poluentes para o efluente da LM:

Quadro 47 - Valores obtidos no efluente final pelo tratamento através do sistema UASB+LA+LM para Etapa II.

Amostra	Período	TDH (dias)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Coliformes Termotolerantes		Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Fósforo Total	
						NMP/100mL	Remoção		mg/L	Eficiência (%)
LM	Frio	2,2	39	56	32	NR	NR	15,9	2,0	39,8
		3,3	23	46	19	NR	NR	1,9	1,5	34,9
		4,1	14	56	23	2,1 x 10 ⁴	10 ⁴	0,8	1,3	64,8
	Quente	2,2	32	82	28	4,6 x 10 ²	10 ⁶	8,7	2,7	42,6
		3,3	46	88	47	1 x 10 ²	10 ⁶	3,6	2,3	33,7
		4,1	33	75	41	2,1 x 10 ²	10 ⁶	0,3	1,1	70,8

*NR = Não Realizada

Os valores obtidos a partir do sistema em série apresentam melhoria no efluente final. Para os valores de DBO₅ somente a condição do período quente com valor de TDH de 3,3 dias não atende a faixa mais restrita do CONSEMA, se encaixando na faixa 5 ($\geq 10.000 Q \geq 2.000 \text{ m}^3/\text{dia}$).

Os valores de concentração de nitrogênio amoniacal apresentados pelo sistema em série apresentam-se abaixo dos limites estipulados pelo CONSEMA.

Para o fósforo total no período frio o efluente encontra-se na faixa 3 ($1.000 \geq Q \geq 500 \text{ m}^3/\text{dia}$). Para o período quente os valores de TDH de 2,2 e 3,3 apresentam efluente na faixa 2 ($2.000 \geq Q \geq 1.000 \text{ m}^3/\text{dia}$), e o TDH de 4,1 na faixa 3.

O fósforo total apresenta valores de concentrações médias mínimas de 1,1 mg/L (TDH de 4,1 dias no período quente), porém em algumas amostras apresentam-se abaixo de 1,0 mg/L.

Os valores de remoção dos poluentes no tratamento de efluentes a partir do sistema de lagoas em série resulta em melhoria da qualidade do efluente final e menores variações das concentrações durante os diferentes períodos (quente e frio), permitindo o correto descarte deste com menor impacto ao meio ambiente.

Apesar da configuração das lagoas em série apresentarem melhorias no tratamento é necessário elevar a remoção/fixação do nutriente fósforo. Esta remoção pode ocorrer por via química (precipitação química) ou biológica, dentre as possibilidades biológicas uma oportunidade é o aumento do TDH no sistema de lagoas em série avaliado nesta tese.

5.6. Comparativo entre Sistema em Série e Paralelo

Os sistemas de tratamento avaliados neste estudo têm como base duas lagoas de tratamento com presença de organismos fotossintetizantes, sendo uma delas com microalgas e outra com macrófitas flutuantes.

Para o sistema em paralelo cada uma das lagoas foi operada com TDH de 2,2; 3,3 e 4,1 dias porém no sistema em série cada lagoa foi operada com os valores de TDH acima citados, o que para o sistema completo (LA + LM) seria o dobro do tempo, ou seja, para o TDH de 2,2 dias em cada lagoa o tempo total do sistema foi de 4,4 dias. Desta forma foi avaliado o desempenho das lagoas operadas em paralelo com TDH de 4,1 dias e o sistema em série com TDH de 2,2 dias para cada lagoa.

Foram avaliados os parâmetros: fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, DBO, DQO e sólidos suspensos voláteis, os quais foram os que apresentaram maior variação em função do dos tempos de detenção e da configuração do sistema. O Quadro 48 apresenta as concentrações finais dos poluentes.

Quadro 48 – Resultados estatísticos entre as concentrações finais dos poluentes presentes no efluente do sistema em série e paralelo.

Amostra	Etapa	Período	TDH (dias)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SSV (mg/L)	NT (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Pt (mg/L)	Clorofila -a (µg/L)
LA	Paralelo	Frio	4,1	53 ^b	61 ^c	95,7 ^b	16,2 ^c	11,3 ^c	3,5 ^a	163,4 ^c
	Paralelo	Quente	4,1	60 ^{ab}	336 ^a	132,9 ^a	22,6 ^a	4,2 ^e	1,7 ^c	2556,2 ^a
LM	Paralelo	Frio	4,1	63 ^a	68 ^c	47,3 ^c	21,2 ^{ab}	17,6 ^b	1,9 ^c	58,2 ^d
	Paralelo	Quente	4,1	27 ^d	81 ^b	14 ^e	23,2 ^a	21,8 ^a	1,6 ^c	28,9 ^e
LA+LM	Série	Frio	2,2	39 ^c	56 ^d	29,3 ^d	20,7 ^b	15,9 ^b	2,0 ^c	27,3 ^e
	Série	Quente	2,2	32 ^{cd}	82 ^b	25,3 ^d	14,3 ^d	8,7 ^d	2,5 ^b	262,8 ^b

Os resultados do Quadro 48 mostram que as lagoas em série apresentam dados com menor variação entre o período frio e quente (menor variabilidade). O sistema em série apresenta dados intermediários de concentrações dos poluentes quando comparados com os obtidos na LA e LM operadas em paralelo. Como pode ser visto no caso da DQO, na LA em paralelo os valores variam entre 61 e 320 mg/L, para a LM em paralelo de 27 a 67 mg/L e para o sistema em série valores intermediários entre 32 e 39 mg/L. Estes valores intermediários proporcionam valores entre o período frio e quente, o que evita os

picos apresentados no sistema em paralelo, que acontece para os demais poluentes no sistema em série (DQO, SSV, NT, N-amoniacoal, Pt e clorofila-*a*).

O sistema em série apresenta vantagens para o efluente da LA através da redução na concentração dos poluentes, principalmente nos valores de SSV, matéria orgânica e clorofila-*a*. Para a LM a maior vantagem deste sistema é a redução nos níveis de nitrogênio amoniacoal, o qual é um dos principais poluentes determinantes no lançamento de efluentes nos corpos hídricos.

Outra vantagem do sistema em série é a redução de custos com o pós tratamento dos efluentes das lagoas. Para o caso da LA a redução é significativa, já que neste novo modelo de sistema não são necessários sistemas de FAD, centrífuga ou filtro prensa para a remoção das microalgas, o que elevaria os custos devido a mão de obra e aos equipamentos necessários (BEARDALL; RAVEN, 2013).

Os valores de nitrogênio amoniacoal da LM para o sistema em paralelo no período quente apresentam valores acima do permitido pelo CONSEMA e CONAMA, sendo necessário pós tratamento para o devido lançamento do efluente, porém no sistema em série este problema não ocorre.

O sistema proposto de reator anaeróbico seguido de lagoas de microalgas e lemnas, pode ser implementado para localidades isoladas ou com baixa população. Pode também ser aplicada para fins de produção de biomassa energética e recuperação de nutrientes e localidades com falta de mão de obra especializada.

Na Figura 33 são apresentadas imagens do efluente da LM, LA, UASB e EB para o sistema em série.



Figura 33- Amostra de efluente da LM, LA, UASB e EB da esquerda para a direita durante a Etapa II.

A foto dos efluentes (Figura 33) permite visualizar a transformação do efluente ao longo do tratamento. Apesar do efluente do reator UASB apresentar estética melhor, ao analisar os poluentes conclui-se que este apresenta-se mais poluído que o efluente da LM.

5.7. Cargas aplicadas as lagoas de tratamento.

Neste tópico são apresentadas as cargas orgânicas e de nutrientes aplicadas no sistema em paralelo e série, conforme valores apresentados no Quadro 49.

Quadro 49 - Taxas aplicadas nas lagoas de tratamento para a Etapa I e II.

Regime	Amostra	Período	TDH (dias)	Cargas de Matéria orgânica			Cargas de Nutrientes	
				Kg DBO/ha-dia	Kg DQO/ha-dia	Kg COT/ha-dia	Kg PT/ha-dia	Kg NT/ha-dia
Paralelo	LA e LM	Frio	2,2	271,1	557,1	83,8	11,6	75,4
			3,3	199,8	212,9	66,8	8,4	65,7
			4,1	162,9	177,3	36,8	5,8	42,4
		Quente	2,2	276,1	377,1	69,5	7,6	89,5
			3,3	209,6	343,9	74,0	5,2	49,5
			4,1	147,1	278,5	41,5	4,6	42,8
Série	LA	Frio	2,2	360,9	405,9	85,8	7,8	101,3
			3,3	230,5	244,0	40,5	4,1	56,3
			4,1	245,2	255,2	58,5	4,2	59,6
		Quente	2,2	287,6	326,9	53,2	10,4	95,2
			3,3	185,6	254,7	45,5	5,1	59,4
			4,1	136,3	143,9	34,2	4,1	48,3
	LM	Frio	2,2	204,2	270,2	95,4	7,3	81,1
			3,3	142,7	236,9	63,8	3,9	22,8
			4,1	130,3	283,4	57,9	3,3	17,8
		Quente	2,2	129,4	383,8	93,5	7,8	62,5
			3,3	121,5	298,0	93,6	5,0	33,4
			4,1	90,3	329,4	103,4	3,3	23,3

TONON (2016), aplicou carga orgânica máxima de 39,96 kgDQO/ha·dia a partir de efluentes sanitário doméstico, obtendo eficiência de remoção de 79,5%. TELES (2016), aplicou cargas orgânicas máximas de 44,7 kgDQO/ha·dia a partir de efluentes sanitários e obteve remoções de 67,5%. Neste trabalho foram aplicadas taxas de matéria orgânica entre 143,9 e 557,1 kgDQO/ha·dia, obtendo eficiências máximas de remoção de 82,1% para o sistema em série e de 83,2% para a LM no sistema em paralelo. MOHEDANO (2010), aplicou carga de 186 kgDBO/ha-dia, em um conjunto de duas lagoas de lemnas utilizando *L.puncata* em série para tratar dejetos suínos, obtendo remoções de 96,7% com TDH de 150 dias. Kuraish e Sharma (2010) obtiveram 85,4 – 87,3% de remoção de DBO a partir efluente doméstico com TDH de 28 dias e taxas de aplicação entre 27 -56 kgDBO/ha·dia.

As cargas mais elevadas aplicadas neste trabalho são devido a valores mais baixos de TDH avaliados, pois TONON (2016) e TELES (2016), utilizaram valores de TDH de 17 dias, já neste trabalho os valores máximos são de 4,1 dias.

As cargas de nutrientes aplicadas podem variar conforme o consumo per capita de água da cidade, tornando mais diluído ou concentrado. TELES (2016), utilizou duas lagoas de lemnas com presença de *Landoltia punctata* aplicando cargas de NT e PT de 15 kg/ha·dia e 1,7 kg/ha·dia, respectivamente. TONON (2016), utilizou duas lagoas de lemnas com presença de *Landoltia punctata* aplicando cargas de nitrogênio total em de 7,8 kg/ha·dia e 0,8 kg/ha·dia para o fósforo total. Neste trabalho utilizou-se cargas entre 3,3 – 11,6 kg/ha·dia para o fósforo total e de nitrogênio total variando entre 23,3 – 101,3 kg/ha·dia.

TELES (2016), obteve valores de remoção de nitrogênio total e fósforo total de 91,1 % e 92,7%, respectivamente, e TONON (2016), obteve 91,2 % para o fósforo e 96,0 % para o nitrogênio total, neste trabalho foram encontrados valores de remoção de fósforo de 70,8 % e para o nitrogênio total de 91,4 %.

MOHEDANO (2010), aplicou carga de 5,3 kg/ha·dia de fósforo com eficiência de até 94,5% e aplicação de carga de nitrogênio total de 46,2 kg/ha·dia com eficiência de remoção de até 98,8% para tratamento de dejetos suínos. BENJAWAN e KOOTTATEP, (2007) aplicaram carga de 13,0 kg/ha·dia de nitrogênio total e obtiveram remoção de 75% utilizando esgoto doméstico e TDH de 16 dias, e para o fósforo total a carga foi de 2,0 kg/ha·dia, obtendo remoção de 78,8 %, próxima a obtida por este trabalho.

Acredita-se que os fatores que mais influenciaram os resultados diferentes foram devido aos diferentes valores de TDH, neste trabalho utilizou-se valores máximos de 4,1 dias em cada lagoa, totalizando 8,2 dias para o período em série, nos demais trabalhos os valores foram de 17 dias.

A elevada remoção de nitrogênio pode ocorrer devido aos misturadores utilizados nas lagoas, possibilitando maior contato entre microrganismos, organismos fotossintetizantes e os poluentes. O tratamento conjunto das lagoas de microalgas e lemnas, apresentou elevada remoção/conversão do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na LA, elevando a remoção do nitrogênio total.

A remoção de fósforo se apresenta inferior ao da bibliografia. Isto provavelmente devido a taxa de aplicação é mais elevada e valores de concentração de fósforo menores. Neste trabalho as concentrações mais elevadas de fósforo foram em torno de 6-7 mg/l, e valores médias em torno de 4 – 5 mg/l, TONON (2016) e TELES (2016), apresentam valores máximo de até 12 mg/l, com médias de 6,5 – 7,5 mg/l.

As elevadas remoções com aplicação de elevadas cargas nas lagoas podem ter sofrido influência das pás misturadoras apresentadas pelas duas lagoas, possibilitando maior mistura entre os poluentes, os microrganismos, microalgas e lemnas.

6. CONCLUSÕES

O sistema de tratamento de reator UASB seguido por lagoas apresentaram elevada eficiência na remoção de poluentes tanto para o sistema em paralelo quanto em série, com remoções de acima de 90 % para DQO e Nitrogênio Total.

No sistema em paralelo a LA apresentou maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, atingindo valores de remoção de 88,0% para o TDH de 4,1 dias. Já a LM alcançou eficiências entre 2,1 a 37,8%, não atingindo as concentrações estabelecidas pela resolução CONSEMA em nenhum regime de tratamento.

A LA no sistema em paralelo apresentou baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, principalmente DQO e COT, devido provavelmente a presença de microalgas. Os valores apresentaram grande oscilação, detectados valores entre 36,6 a 79,5%. No período quente os valores da DQO também foram superiores aos estabelecidos pela Resolução CONSEMA, para o caso mais restritivo ($Q \geq 10.000 \text{m}^3/\text{dia}$), para as demais faixas os limites são atendidos.

A LM no período em paralelo apresenta elevada eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO e DQO), permitindo o lançamento do efluente no corpo receptor para todas as faixas de vazão definidas na resolução CONSEMA para o TDH de 2,2 e 4,1 dias, atingindo valores máximos de remoção de 91,5 % de DQO.

A remoção de fósforo total no sistema em paralelo não atende as faixas mais restritas da resolução CONSEMA para nenhuma das lagoas, necessitando de pós tratamento para atendimento aos limites de lançamento. Para o período quente as duas lagoas apresentam valores abaixo de 2,0 mg/L encaixando-se na faixa 3 do CONSEMA.

O sistema em série apresentou desempenho com menor variabilidade de remoção de poluentes quando comparado como sistema em paralelo. Além disto, foi possível atender os limites de concentração de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal estipulados pelo CONSEMA para faixa mais restritivas, com exceção da condição do período quente e TDH de 3,3 dias que não atendeu o parâmetro de DBO_5 , apresentando concentração de 47 mg/L (faixa 5).

A remoção de fósforo total no sistema em série foi mais elevada quando comparada com o sistema em paralelo. Entretanto somente na condição de TDH de 4,1 dias no período quente em série foi possível registrar valores abaixo de 1,0 mg/L, entretanto, a média deste período foi de 1,1 mg/L. Desta forma nenhum dos regimes avaliados atenderam a faixa mais restrita do CONSEMA para o parâmetro fósforo total.

No sistema em série a LM contribui para remoção de clorofila-*a*, possibilitando a aplicação do sistema em locais onde não há mão de obra qualificada para a melhoria da qualidade do efluente de lagoas fotossintéticas. A elevada remoção de clorofila-*a* é possível devido a densa massa de lemnas que cobre toda a superfície da lagoa impedido a passagem da radiação solar, resultando na remoção de matéria orgânica.

A LA contribuiu para elevação da matéria orgânica no efluente devido a produção de microalgas, que aproveitam os nutrientes do efluente e o carbono inorgânico disponível, formando novas células de algas.

A remoção de nitrogênio amoniacal na LA foi elevada para os regimes testados, mediante a oxidação do nitrogênio amoniacal (nitrificação), devido a elevada taxa de fotossíntese registrada na lagoa a partir das microalgas. A reação de fotossíntese permite o aprisionamento do CO₂ pelas microalgas e como consequência o aumento dos valores de pH (> 9,5), que possibilita a volatilização da parcela não iônica do nitrogênio amoniacal.

A LM apresenta elevada remoção de matéria orgânica para os regimes testados principalmente devido a oxidação da matéria orgânica a partir das colônias de microrganismos formadas nas raízes das lemnas.

A remoção de nutrientes também ocorre pelas colônias de microrganismos presentes nas raízes das lemnas, porém neste caso há assimilação de nutrientes pelas próprias plantas. Entretanto a remoção de nitrogênio amoniacal é menor quando compara a LA, que pode ser consequência das baixas concentrações de oxigênio dissolvido (< 1,8 mg/L).

Apesar de apresentar elevada remoção de poluentes com valores acima de 90% para matéria orgânica e nitrogênio total e 70 % para o fósforo total, os sistemas de lagoas propostos necessitam de elevada área para implantação, desta forma estes sistemas são mais indicados para localidades de baixa e média população, sistemas rurais e/ou sistemas específicos para a produção de biomassa.

Neste trabalho foram aplicadas taxas orgânicas e de nutrientes mais elevadas que as apresentadas pela bibliografia, com o objetivo de identificar valores máximos na remoção de poluentes para o sistema em paralelo e série. As remoções apresentadas pelos sistemas registraram valores próximas aos da bibliografia para a matéria orgânica e nitrogênio. Entretanto a remoção de fósforo total apresentada neste trabalho resultou em valores inferiores aos publicados pela bibliografia.

No sistema em série foi analisada a remoção de coliformes termotolerantes, atingindo remoções de até 6 unidades logarítmicas, atendendo os padrões impostos pelo CONSEMA para todas as faixas de vazões. A principal parcela de contribuição foi obtida na LA, sendo influenciada pelos elevados valores de pH e radiação solar.

A produção de biomassa de microalgas atingiu $18,3 \text{ g/m}^2\cdot\text{dia}$ para o TDH de 4,1 dias para o período quente, enquanto a maior produção de lemna foi de $14,5 \text{ g/m}^2\cdot\text{dia}$ nas mesmas condições.

As menores produções de biomassa foram de $9,4 \text{ g/m}^2\cdot\text{dia}$ para microalgas durante o período frio e TDH de 4,1 dias e de $9,7 \text{ g/m}^2\cdot\text{dia}$ para a lemna no período frio e TDH de 3,3 dias. O período frio registrou valores menores de temperatura e radiação solar, afetando diretamente a produção de biomassa.

A remoção de biomassa de lemna foi possível devido à esteira automática criada pelo próprio grupo de pesquisa de Bioenergia e Ambiente. A remoção mecanizada foi essencial para o adequado controle operacional do sistema (controle de densidade de lemna), possibilitando a programação da remoção do excesso de biomassa na LM para atingir a densidade desejada.

O manejo ou desaguamento da biomassa de macrófitas possui custo menor quando comparado a biomassa de microalgas, já que para a remoção das microalgas é necessário compressor para pressurização do ar, bombas para alimentação e bomba de recirculação, enquanto para a remoção da macrófitas é necessário apenas um motor pequeno (1/2 CV). Entretanto a biomassa de microalgas nesta pesquisa atingiu o valor de 9,1% de lipídios em sua composição, podendo ser utilizada para a produção de biodiesel.

7. RECOMENDAÇÕES TRABALHOS FUTUROS

Avaliar o sistema de lagoas em série para diferentes regimes operacionais com objetivo de elevar a remoção de fósforo total a partir da assimilação pelas lemnas e microorganismo aderidos as suas raízes.

Avaliar a remoção de poluentes para diferentes espécies de lemna em cultivo puro e sistema controlado de radiação solar, temperatura e substrato, pretendendo identificar as remoções máximas para cada espécie.

Estudar a influência da radiação solar, temperatura e substrato em ambientes controlados para as diferentes espécies de lemnas, identificando os fatores limitantes do processo.

Avaliar o potencial da biomassa de lemnas e microalgas para geração de biocombustíveis via co-digestão anaeróbia.

Analisar a remoção de fármacos e poluentes traço a partir de sistemas de reator tipo UASB seguido de lagoas de tratamento com presença de microalgas e macrófitas.

Avaliar as curvas de tendências e equações de remoção de poluentes em sistemas com ambiente controlado, propondo melhorias nas equações já encontradas nesta pesquisa.

A partir das análises de curvas e equações, propor modelos matemáticos de remoção dos poluentes para o sistema de reator tipo UASB seguido de lagoas de tratamento com presença de lemna e microalgas.

Avaliar os predadores de microalgas e macrófitas que podem aparecer durante o processo de tratamento de efluentes.

Avaliar o potencial de remoção de vírus nas lagoas de tratamento com presença de microalgas e macrófitas flutuantes.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELAZIZ, A. E. M. et al. Screening microalgae native to Quebec for wastewater treatment and biodiesel production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 157, p. 140–148, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.114>>

ABELIOVICH, A. Factors limiting algal growth in high-rate oxidation ponds. *Algae biomass: production and use*/[sponsored by the National Council for Research and Development, Israel and the Gesellschaft für Strahlen-und Umweltforschung. [s. l.], 1980.

ABREU, L. S. Remoção de Nitrogênio de Efluentes Industriais e Novas Alternativas de Tratamento. [s. l.], p. 48, 2013. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/108477/000946178.pdf?sequence=1>>

ACIÉN FERNÁNDEZ, F. G. et al. Airlift-driven external-loop tubular photobioreactors for outdoor production of microalgae: Assessment of design and performance.

Chemical Engineering Science, [s. l.], v. 56, n. 8, p. 2721–2732, 2001.

AL-NOZAILY, F. .; ALAERTS, G. .; VEENSTRA, S. . PERFORMANCE OF DUCKWEED-COVERED SEWAGE LAGOONS-I. OXYGEN BALANCE AND COD REMOVAL. **Water Research**, [s. l.], 2000.

ALAHMADY, K. K.; STEVENS, K.; ATKINSON, S. Effects of Hydraulic Detention Time, Water Depth and Duration of Operation on Nitrogen and Phosphorus Removal in a Flow-Through Duckweed Bioremediation System. **Journal of Environmental Engineering**, [s. l.], v. 139, n. February, p. 120802053312003, 2013.

ALCÁNTARA, C. et al. Nitrous oxide emissions from high rate algal ponds treating domestic wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 177, p. 110–117, 2015.

ALVARADO, S. et al. Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 99, n. 17, p. 8436–8440, 2008.

AMTHOR, J. S. From sunlight to phytomass: On the potential efficiency of converting solar radiation to phyto-energy. **New Phytologist**, [s. l.], v. 188, n. 4, p. 939–959, 2010.

ANDRADE, H. H. B. Avaliação de um Sistema de Tratamento de Águas Residuárias por Wetland Construído com Etapa Aerada. [s. l.], 2015.

ANSA, E. D. O. et al. Attachment of faecal coliform and macro-invertebrate activity in the removal of faecal coliform in domestic wastewater treatment pond systems. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 42, p. 35–41, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.018>>

APHA. **American Public Health Association, et al. Standard methods for the examination of water and wastewater**. 2. ed. [s.l.] : American Public Health Association., 2003.

APHA; AWWA; WPCF. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (17th ed.). **Editorial Díaz de Santos**, [s. l.], v. 17, 1992.

APPENROTH, K. J. et al. Nutritional value of duckweeds (*Lemnaceae*) as human food. **Food Chemistry**, [s. l.], v. 217, p. 266–273, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.08.116>>

ARCEIVALA, S. J. Wastewater Treatment and Disposal. **Marcel Dekker, Inc**, [s. l.], 1981.

AWUAH, E. et al. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 44, n. 6, p. 11–18, 2001.

AZEVEDO NETTO, J. M. Lagoas de estabilização. **CETESB**, [s. l.], 1975.

AZOV, Y.; GOLDMAN, J. C. Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. **Applied and environmental microbiology**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 735–739, 1982.

BAL KRISHNA, K. C.; POLPRASERT, C. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 243–250, 2008.

BARÃO, L. Z. AVALIAÇÃO INICIAL DE LAGOAS DE LEMNAS COM CHICANAS NA REMOÇÃO DE DQO E FÓSFORO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E NA FIXAÇÃO DE CO₂. **Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC**, [s. l.], v. 1, 2014.

BARÉA, L. C.; SOBRINHO, P. A. Comportamento de lagoa de polimento na região metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente. In Congresso Interamericano de. **Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, [s. l.], v. 30, 2006.

BARNES, D.; BLISS, P. J. Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. **E. & F. Spon**, [s. l.], 1983.

BARROSO, J. A. PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE ALGAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA ALIMENTADAS COM ESGOTO SANITÁRIO COM POSTERIOR SEPARAÇÃO POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO. **Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**, [s. l.], 2015.

BARROSO, J. A. et al. Comparativo entre tensoativos orgânicos e inorgânicos em processo de flotação por ar dissolvido utilizando efluente de lagoa de alta taxa para cultivo de microalgas (LAT) alimentada com efluente sanitário. **Congresso FIEEMA**, [s. l.], 2016.

BASÍLICO, G. et al. Poultry Effluent Bio-treatment with Spirodela intermedia and Periphyton in Mesocosms with Water Recirculation. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 227, n. 6, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2896-x>>

BASÍLICO, G. et al. Report Information from ProQuest Índice. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 227 (6), n. June, 2017.

BASÍLICO, G.; DE CABO, L.; FAGGI, A. Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with Spirodela intermedia Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 115, 2013.

BEARDALL, J.; RAVEN, J. A. **Limits to Phototrophic Growth in Dense Culture: CO₂ Supply and Light**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-5479-9>>

BEHL, K. et al. Performance evaluation of isolated electrogenic microalga coupled with graphene oxide for decolorization of textile dye wastewater and subsequent lipid production. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 375, n. March, p. 121950, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.121950>>

BENEMANN, J. R. et al. **Energy production by microbial photosynthesis**, 1977. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/268019a0>>

BENEMANN, J. R. et al. Proceedings of the SERI Biomass Program Principal Investigators ' Review Meeting - Aquatic Species Program Reports. **Technology**, [s. l.], 1982.

BENEMANN, J. R. Biofixation of CO₂ and greenhouse gas abatement with microalgae - Technology roadmap. [s. l.], v. 7010000926, p. 1–29, 2003. Disponível em: <<http://www.ieaghg.org/docs/01roadmp.pdf>>

BENEMANN, J. R. Overview : Algae Oil to Biofuels (annotated presentation) Abstract – a short history of algae biofuels. **Fuel**, [s. l.], n. 925, 2008.

BENEMANN, J. R. Microalgal Biofuels: a Brief Introduction. **Microalgae Biofuels: A Brief Introduction**, [s. l.], p. 1–13, 2009.

BENEMANN, J. R.; OSWALD, W. J. **Systems and Economic Analysis of Microalgae Ponds for Conversion of CO₂ to Biomass**, Dept. of Energy Pittsburgh Energy technology Center, 1996.

BENÍTEZ, M. B. et al. Wastewater treatment for nutrient removal with Ecuadorian native microalgae. **Environmental Technology (United Kingdom)**, [s. l.], v. 3330, p. 1–9, 2018.

BENJAWAN, L.; KOOTTATEP, T. Nitrogen removal in recirculated duckweed ponds system. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 55, n. 11, p. 103–110, 2007.

BERGMANN, B. A. et al. In vitro selection of duckweed geographical isolates for potential use in swine lagoon e , uent renovation. [s. l.], v. 73, 2000.

BETTANI, S. R. et al. Sugarcane vinasse and microalgal biomass in the production of pectin particles as an alternative soil fertilizer. **Carbohydrate Polymers**, [s. l.], v. 203, n. June 2018, p. 322–330, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.09.041>>

BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. [s. l.], v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUICULTURA. **Universidade Estadual Paulista -UNESP**, [s. l.], p. 1–10, 2011.

BOELEEE, N. C. et al. Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater effluent using microalgal biofilms. **Water Research**, [s. l.], v. 45, 2011.

BONOMO, L. et al. Treatment of idiopathic mixed cryoglobulinemia with alpha interferon. **Am J Med**, [s. l.], v. 83, 1987.

BOSLEY, A. L. et al. Biomass production of commercial algae. **Life Science**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 56–60, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/047167849X.bio005>>

BOUTERFAS, R.; BELKOURA, M.; DAUTA, A. Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater algae isolated from a eutrophic lake. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 489, n. 1, p. 207–217, 2002.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae-A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 557–577, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032109002408>>. Acesso em: 9 jul. 2014.

BRITTO, D. T.; KRONZUCKER, H. J. NH₄⁺ toxicity in higher plants: a critical review. **Journal of Plant Physiology**, [s. l.], v. 159,6, 2002.

BRUGNAGO, N. AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS (*Landoltia punctata*) PARA O POLIMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO DE GÁS CARBÔNICO. [s. l.], 2014.

BUENO, R. D. F. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto. [s. l.], p. 148, 2011.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 19, p. 360–369, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032112006429>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, [s. l.], v. 28, n. 6, p. 1376–1384, 2004.

CARDOSO, A.; ELIZA, G.; MARQUES³, A. K. O uso de microalgas para a obtenção de biocombustíveis. **Revista Brasileira de Biociências**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 542–549, 2011. Disponível em: <<file:///C:/Users/TEMP.LABS.037/Downloads/1797-12269-1-PB.pdf>>

CAUCHIE, H. M. et al. *Daphnia magna* Straus living in an aerated sewage lagoon as a source of chitin: ecological aspects." **Belgian Journal of Zoology**, [s. l.], 1995.

CEDERGREEN, N.; MADSEN, T. V. Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor*. **New Phytologist**, [s. l.], v. 155, n. 2, p. 285–292, 2002.

CHANG, C. Y. et al. Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 9, p. 5337–5344, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.045>>

CHELF, P. Environmental control of lipid and biomass production in two diatom species. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 121–129, 1990.

CHEN, Q. et al. Improving Production of Bioethanol from Duckweed (*Landoltia punctata*) by Pectinase Pretreatment. **Energies**, [s. l.], v. 5 (8), 2012.

CHEN, W.-H.; LIN, B.-J. **Thermochemical conversion of microalgal biomass**. [s.l.] : Elsevier Inc., 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-815162-4.00013-6>>

CHEN, Y. et al. Effects of plant biomass on denitrifying genes in subsurface-flow constructed wetlands. **Bioresour. Technol.**, [s. l.], v. 157, 2014.

CHENG, J. et al. Nutrient removal from swine lagoon liquid by *Lemna minor* 8627. **Transactions of the ASAE**, [s. l.], v. 45(4), 2002.

CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Growing Duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. **Clean - Soil, Air, Water**, [s. l.], v. 37, n. 1, p. 17–26, 2009. a.

CHENG, J.; STOMP, A. Growing duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. **Clean–Soil, Air, Water**, [s. l.], 2009. b.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae beats bioethanol. **Trends in Biotechnology**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 126–131, 2008.

CHOI, H. Il et al. Performance and potential appraisal of various microalgae as direct combustion fuel. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 273, n. November 2018, p. 341–349, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.030>>

CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology Advances**, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 686–702, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S073497501100070X>>. Acesso em: 29 jul. 2017.

CLARENS, A F. et al. Environmental life cycle comparison of algae t other boenergy feedstocks. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1813–1819, 2010.

COELHO, M.A.N. SAKURAGUI, C.M. GONÇALVES, E. G. et al. Plantas da Floresta Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. [s. l.], p. 141–145, 2009.

COIMBRA, G. F. Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio total e carbono orgânico total com flutuador físico-químico em efluente de fábrica de produtos para nutrição animal. [s. l.], p. 53, 2012. Disponível em: <<https://www.univates.br/bdu/bitstream/10737/425/1/GrasielaCoimbra.pdf>>

COLEMAN, L. W.; ROSEN, B. H.; SCHWARTZBACH., S. D. Biochemistry of neutral lipid synthesis in microalgae. **Aquatic Species Program Annual Report**, [s. l.], 1987.

COLLET, P. et al. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 1, p. 207–214, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.154>>

COOKSEY, K. E. et al. Fluorometric determination of the neutral lipid content of microalgal cells using Nile Red. **Journal of Microbiological Methods**, [s. l.], v. 6, n. 6, p. 333–345, 1987.

COSSU, G. et al. Cannabinoid CB1 receptor knockout mice fail to self-administer morphine but not other drugs of abuse. **Behavioural Brain Research**, [s. l.], v. 118, n. 1, p. 61–65, 2001.

CRAGGS, R. et al. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal of Botany**, [s. l.], v.

52, n. 1, p. 60–73, 2014. Disponível em:

<<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/0028825X.2013.861855>>

CRAGGS, R. J. Advanced integrated wastewater ponds. In: Shilton, A. (Ed.), *Pond Treatment Technology*. **IWA Scientific and Technical Report Series**, [s. l.], 2005.

CRAGGS, R. J. et al. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 63, n. 4, p. 660–665, 2011.

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**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 329–337, 2012.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 301–309, 1997. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0031416108&partnerID=40&md5=25d5159086908cad73650a2d8ef00fa4>>

CROSS, J. W. The Charms of Duckweed. **Missouri Botanical Garden**, [s. l.], 2008.

CUI, W.; CHENG, J. J. Growing duckweed for biofuel production : a review. [s. l.], v. 17, n. Ahmed 2001, p. 16–23, 2015.

DE-BASHAN, L. E. et al. Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: A novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. **Water Research**, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 466–474, 2004.

DERNER, R. B. et al. Microalgas, produtos e aplicações. **Ciência Rural**, [s. l.], v. 36, 2006.

DIVAKARAN, R.; SIVASANKARA, P. Flocculation of algae using chitosan. **J. Appl. Phycol.**, [s. l.], v. 14, p. 419–422, 2002.

EDWARDS, P. et al. Cultivation of duckweeds in septage-loaded earthen ponds. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 40, n. 2, p. 109–117, 1992. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0960852492901954>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

EL-SHAFI, S. A. et al. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 98, n. 4, p. 798–807, 2007.

EL MOUNTASSIR, G. et al. **Applications of Microbial Processes in Geotechnical Engineering**. 1. ed. [s.l.] : Elsevier Inc., 2018. v. 104 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/bs.aams.2018.05.001>>

FALLOWFIELD, H.; CROMAR, N.; EVISON, L. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 34, n. 11, p. 141–147, 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0273122396008311>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

FARRELL, J. B. **DUCKWEED UPTAKE OF PHOSPHORUS AND FIVE PHARMACEUTICALS: MICROCOSM AND WASTEWATER LAGOON**

STUDIES. 2012. UTAH STATE UNIVERSITY Logan, Utah, [s. l.], 2012.

FEIJOÓ, C.; GIORGI, A.; FERREIRO, N. Phosphate uptake in macrophyte-rich Pampean stream. **Limnologia**, [s. l.], v. 41, 2011.

FEIJOÓ, C. S.; LOMBARDO, R. J. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. **Water Research**, [s. l.], v. 41, 2007.

FUJITA, M.; MORI, K.; KODERA, T. Nutrient Removal and Starch Production through Cultivation of *Wolffia arrhiza*. [s. l.], v. 87, n. 2, p. 194–198, 1999.

GARCÍA, J. et al. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 97, n. 14, p. 1709–1715, 2006.

GAUR, R. Z.; KHAN, A. A.; SUTHAR, S. Effect of thermal pre-treatment on co-digestion of duckweed (*Lemna gibba*) and waste activated sludge on biogas production. **Chemosphere**, [s. l.], v. 174, p. 754–763, 2017.

GAUR, R. Z.; SUTHAR, S. S. **Waste Management and Resource Efficiency**. [s.l.] : Springer Singapore, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/978-981-10-7290-1_54>

GODOS, I. De et al. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggyery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 100, n. 19, p. 4332–4339, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409003770>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

GOH, B. H. H. et al. Sustainability of direct biodiesel synthesis from microalgae biomass: A critical review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 107, n. January, p. 59–74, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.012>>

GÓMEZ, E. F. et al. Estudo Comparativo Entre Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas e de Macrófita no Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário. In: 5TO CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIA PARA O MEIO AMBIENTE 2016a, Caxias do Sul. **Anais...** Caxias do Sul: FIEMABRASIL, 2016.

GÓMEZ, F. E. et al. Estudo comparativo entre lagoas de alta taxa de produção de algas e de macrófitas no tratamento secundário de esgoto sanitário. **5º Congresso internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente**, [s. l.], 2016. b.

GONZÁLEZ, J. .; CALBÓ, J. Modelled and measured ratio of PAR to global radiation under cloudless skies. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 110, n. 4, p. 319–325, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016819230100291X>>. Acesso em: 27 fev. 2018.

GOSS, R.; JAKOB, T. Regulation and function of xanthophyll cycle-dependent photoprotection in algae. **Photosynthesis Research**, [s. l.], v. 106, n. 1–2, p. 103–122,

2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11120-010-9536-x>>

GREENAWAY, M.; WOOLLEY, A. **Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns, Australia**. 44. ed. [s.l.: s.n.].

GRIFFITHS, M. J.; HARRISON, S. T. L. Lipid productivity as a key characteristic for choosing algal species for biodiesel production. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 493–507, 2009.

GROBBELAAR, J. . Upper limits of photosynthetic productivity and problems of scaling. **Appl. Phycol**, [s. l.], v. 21, 2009.

GUIDOLINI, J. F. et al. ORTOFOSFATO COMO PARÂMETRO INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA EM DIFERENTES PONTOS DA BACIA DO RIO UBERABA. **Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro**, [s. l.], 2010.

GUJER, W. Nitrification and me - A subjective review. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 1, p. 1–19, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.038>>

HADIYANTO, M. C.; SOETRISNANTO, D. Phytoremediations of Palm Oil Mill Effluent (POME) by using aquatic plants and microalge for biomass production. **Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 6(2), 2013.

HAMMOUDA, O., A.; GABER, And M. S.; ABDEL-HAMEED. Assessment of the effectiveness of treatment of wastewater-contaminated aquatic systems with Lemna gibba. **Enzyme and Microbial Technology**, [s. l.], v. 17.4, 1995.

HANOTU, J.; BANDULASENA, H. C. H.; ZIMMERMAN, W. B. Microflotation Performance for Algal Separation. [s. l.], v. 109, n. 7, p. 1663–1673, 2012.

HARRIS, G. P. **Photosynthesis, productivity and growth The physiological ecology of phytoplankton**. 4^a edition ed. [s.l.: s.n.].

HASHEMIAN, M. et al. **Production of Microalgae-Derived High-Protein Biomass to Enhance Food for Animal Feedstock and Human Consumption**. [s.l.] : Elsevier Inc., 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-817941-3.00020-6>>

HEGEL, C. G. Z.; MELO, E. F. R. Q. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água dos arroios da RPPN maragato. **Revista em Agronegocio e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 673–693, 2016.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola.**, [s. l.], v. 63, 2006.

HERNÁNDEZ, J.; MEURER, E. J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do uruguai (1). **Revista Brasileira de Ciência e Solo**, [s. l.], n. 1, p. 223–230, 1995.

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**, [s. l.], v. 55, n. 11, 2007.

HICKMAN, J. . **The Jepson Manual: Higher Plants of California**. [s.l.] : University of California Press, Berkeley, 1993.

HILTY, J. W. **Great Duckweed**. 2017.

HITCHCOCK, C. L. et al. **Vascular Plants of the Pacific Northwest Part 1: Vascular Cryptogams, Gymnosperms, and Monocotyledons**, University of Washington Press, Seattle, WA, 1969.

HO, S. H. et al. Characterization and optimization of carbohydrate production from an indigenous microalga *Chlorella vulgaris* FSP-E. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 135, p. 157–165, 2013.

HOLMGREN, D. **Permaculture : principles & pathways beyond sustainability**. **Publish**, [s. l.], n. 2008, p. 286, 2002.

HUANG, J.; HANKAMER, B.; YARNOLD, J. Design scenarios of outdoor arrayed cylindrical photobioreactors for microalgae cultivation considering solar radiation and temperature. **Algal Research**, [s. l.], v. 41, n. April, p. 101515, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101515>>

HUANG, L. et al. Ammonium-induced oxidative stress on plant growth and antioxidative response of duckweed (*Lemna minor* L.). **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 58, p. 355–362, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.031>>

IATROU, E. I.; STASINAKIS, A. S.; ALOUPI, M. Cultivating duckweed *Lemna minor* in urine and treated domestic wastewater for simultaneous biomass production and removal of nutrients and antimicrobials. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 84, p. 632–639, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.071>>

IQBAL, S. Duckweed Aquaculture: Potentials, Possibilities and Limitations for Combined Wastewater Treatment and Animal Feed Production in Developing Countries. **Duebendorf: Dept. Of Water & Sanitation In Developing Countries**, [s. l.], v. 06, 1991.

IQBAL, S. Duckweed Aquaculture. [s. l.], n. 6, 1999.

JIANG, X. et al. Research on biogas production potential of aquatic plants. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 69, p. 97–102, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.025>>

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento_de_esgotos_domesticos_Eduardo.pdf**. 7ª ed. Rio de Janeiro.

JOURNEY, WILLIAM K.; SKILLICORN, P.; SPIRA, W. Duckweed Aquaculture: A NEWAQUATIC FARMING SYSTEM FOR DEVELOPING COUNTRIES. **The World Bank Emena Technical Department Agriculture Division**, [s. l.], 1993.

JOURNEY, W. K. .; SKILLICORN, P.; SPIRA, W. Duckweed aquaculture. A new aquatic farming system for developing countries. **World Bank Publication**, [s. l.], v. 67, 1993.

- JUÁREZ, J. M. et al. Effect of pretreatments on biogas production from microalgae biomass grown in pig manure treatment plants. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 257, n. February, p. 30–38, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.063>>
- KAGAMI, M. et al. Parasitic chytrids: Their effects on phytoplankton communities and food-web dynamics. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 578, n. 1, p. 113–129, 2007.
- KAUR, M. et al. An integrated approach for efficient conversion of Lemna minor to biogas. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 180, n. October 2018, p. 25–35, 2019. a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.10.106>>
- KAUR, M. et al. An integrated approach for efficient conversion of Lemna minor to biogas. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 180, n. October 2018, p. 25–35, 2019. b.
- KELLNER, E.; PIRES., E. C. Lagoas de estabilização: projeto e operação. **ABES**, [s. l.], 1998.
- KIRK, J. T. O. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. **Cambridge Univ. Press, Cambridge**, [s. l.], v. 2nd editio, 1994.
- KIST, L. T.; MACHADO, Ê. L. Sistema integrado com microalgas e wetland construído de fluxo vertical no tratamento de efluentes urbanos. [s. l.], p. 305–313, 2019.
- KONG, Q. X. et al. Culture of microalgae chlamydomonas reinhardtii in wastewater for biomass feedstock production. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, [s. l.], v. 160, n. 1, p. 9–18, 2010.
- KÖRNER, S. et al. The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to Lemna gibba. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 71, n. 1, p. 71–78, 2001.
- KÖRNER, S.; LYATUU, G.; VERMAAT, J. The influence of Lemna gibba L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. **Chemosphere** 62, [s. l.], v. 32, n. 10, p. 3092–3098, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498000542>>
- KROON, B. M. A. et al. Modelling microalgal productivity in a High Rate Algal Pond based on wavelength dependent optical properties. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 247–256, 1989.
- KURANO, N. et al. Fixation and utilization of carbon dioxide by microalgal photosynthesis. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 36, n. 6–9, p. 689–692, 1995.
- LANDESMAN, W. J.; TREONIS, A. M.; DIGHTON, J. Effects of a one-year rainfall manipulation on soil nematode abundances and community composition. **Pedobiologia**, [s. l.], v. 54, n. 2, p. 87–91, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.10.002>>
- LANDOLT, E.; KANDELER, R. The family of Lemnaceae – a monographic study.

Phytochemistry, physiology, application, bibliography. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rubel, Zurich, [s. l.], v. 2, 1987.

LARSDOTTER, K. **Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate**. [s.l: s.n.].

LENG, R.; STAMBOLIE, J.; BELL, R. Duckweed – a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. **Livestock Research for Rural Development**, [s. l.], v. 7, n. 36, 1995.

LEVI, P. S. et al. Macrophyte complexity controls nutrient uptake in lowland streams. **Ecosystems**, [s. l.], v. 18, 2015.

LI, L. et al. Effects of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*) remediation on the composition of dissolved organic matter in effluent of scale pig farms. **Journal of Environmental Sciences (China)**, [s. l.], p. 1–10, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.033>>

LI, Y. et al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. **Sci. Total Environ**, [s. l.], 2014.

LIN, Y. F. et al. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 134, 2005.

LINDSEY, J. **Ecology of Commaster**. 2006.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA- TAVARARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010. Disponível em: <[file:///C:/Users/Cris/Desktop/REFER%20NCIAS/Macedo, Sipa%20ba- Tavarares - Eutrofiza%20o e qualidade da %20gua na piscicultura Consequ%20ncias e Recomenda%20es - 2010.PDF](file:///C:/Users/Cris/Desktop/REFER%20NCIAS/Macedo,%20Sipa%20ba- Tavarares - Eutrofiza%20o e qualidade da %20gua na piscicultura Consequ%20ncias e Recomenda%20es - 2010.PDF)>

MACHADO, M. F. CULTIVO DE MICROALGAS (*Chlorella* sp . e *Ankistrodesmus* sp . –. [s. l.], 2011.

MAGRI, M. E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. **Abes**, [s. l.], p. 7, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n2/a04v18n2>>

MAINE, M. A. et al. Long-term performance of two free-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 98, p. 372–377, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.005>>

MALVIYA, J. Biogeography and Polyphasic Approach of *Pseudomonas* strains from Agriculture land of Madhya Pradesh. [s. l.], v. 5, p. 43–58, 2012.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds: Effluent quality requirements and implications for process design. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 33, n. 7, p. 23–31, 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0273122396003368>>. Acesso em: 28 jul. 2017.

- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Artificial Freshwater Environments: Waste Stabilization Ponds. **Biotechnology**, [s. l.], v. Vol. 8, p. 177–206, 1986.
- MARA, F. et al. Universidade Federal de Ouro Preto Programa de Pós-Graduação Engenharia Ambiental Mestrado em Engenharia Ambiental. [s. l.], 2009.
- MASOJÍDEK, J. et al. A closed solar photobioreactor for cultivation of microalgae under supra-high irradiance: Basic design and performance. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 15, n. 2–3, p. 239–248, 2003.
- MATA, T. M.; MARTINS, A. a.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 217–232, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032109001646>>. Acesso em: 9 jul. 2014.
- MAZZEO, N. Revisión de la familia Lemnaceae en Chile. **Gayana Botánica**, [s. l.], v. 50, 1993.
- MEHRABADI, A.; CRAGGS, R.; FARID, M. M. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 184, p. 202–214, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241401606X>>. Acesso em: 28 jul. 2017.
- METTING, F. B. Biodiversity and application of microalgae. **Industrial Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 17, p. 477–489, 1996.
- MILITÃO, F. P. et al. Nutritional value changes in response to temperature, microalgae mono and mixed cultures. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 31, n. 0, 2019.
- MIRETZKY, P.; SARALEGUI, A.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. **Chemosphere**, [s. l.], v. 62, n. 2, p. 247–254, 2006.
- MKANDAWIRE, M.; DUDEL, E. G. Are Lemna spp . effective phytoremediation agents ? **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 56–71, 2007.
- MOHEDANO, R. A. et al. Nutrient recovery from swine waste and protein biomass production using duckweed ponds (*Landoltia punctata*): southern Brazil. **Water Sci. Technol**, [s. l.], v. 65, n. 11, 2012. a.
- MOHEDANO, R. A. et al. High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 112, p. 98–104, 2012. b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.083>>
- MOHEDANO, R. A. et al. Using full-scale duckweed ponds as the finish stage for swine waste treatment with a focus on organic matter degradation. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 69, n. 10, p. 2147–2154, 2014.
- MOHEDANO, R. D. A. Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento

do efluente de suinocultura e na fixação de carbono. [s. l.], p. 270, 2010.

MOHEDANO, R.; VELHO, V.; COSTA, R. Nutrient recovery from swine waste and protein biomass production using duckweed ponds (*Landoltia punctata*): southern Brazil. **Water Science and**, [s. l.], 2012.

MONTEGGIA, L. O. The Use of Specific Methanogenic Activity for Controlling Anaerobic Reactors. . **Ph.D. diss., University of Newcastle**, [s. l.], 1991.

MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**, [s. l.], v. 2, p. 103–110, 2001.

MORALES, M. et al. **Life-Cycle Assessment of Microalgal-Based Biofuels**. Second Edi ed. [s.l.] : Elsevier B.V., 2019. Disponível em:
<http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/466>

MUÑOZ, C. et al. Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 145, n. 3, p. 453–460, 2009.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, [s. l.], v. 40, n. 15, p. 2799–2815, 2006.

MURADOV, N. et al. Dual application of duckweed and azolla plants for wastewater treatment and renewable fuels and petrochemicals production. **Biotechnology for Biofuels**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1–17, 2014. a. Disponível em: <Biotechnology for Biofuels>

MURADOV, N. et al. Dual application of duckweed and azolla plants for wastewater treatment and renewable fuels and petrochemicals production. **Biotechnology for Biofuels**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1–17, 2014. b.

NASCIMENTO, J. R. da S. Do. Universidade federal do rio grande do sul instituto de pesquisas hidráulicas. [s. l.], p. 90, 2001.

NASCIMENTO, M. de S. F.; FERREIRA, O. M. TRATAMENTO DE ESGOTO URBANO: COMPARAÇÃO DE CUSTOS E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA Mônica. **Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental**, [s. l.], p. 1–22, 2007.

NASKAR, K. et al. Yield of *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimmer from cement cisterns with different sewage concentrations, and its efficacy as a carp feed. **Aquaculture**, [s. l.], v. 51, n. 3–4, p. 211–216, 1986. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0044848686903121>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

NASR, F. A.; DOMA, H. S.; NASSAR, H. F. Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. **Environmentalist**, [s. l.], v. 29, n. 3, p. 270–279, 2009.

NETO, A. J. S. et al. Razão entre radiação fotossinteticamente ativa e radiação global

no cultivo do tomateiro em casa-de-vegetação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 626–631, 2008. Disponível em: <<http://www.agriambi.com.br>>

NIMICK, D. A.; GAMMONS, C. H.; PARKER, S. R. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: a review. **Chemical Geology**, [s. l.], v. 283(1–2), 2011.

OGBONNA, J. C.; TANAKA, H. Light requirement and photosynthetic cell cultivation – Development of processes for efficient light utilization in photobioreactors. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 12, n. X, p. 207–218, 2000.

OHSE, S. et al. Crescimento de microalgas em sistema autotrófico estacionário. **Biotemas**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 7–18, 2011. Disponível em: <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2008v21n2p7>>

ORTH, H. G.; SAPKOTA, D. P. Upgrading a facultative pond by implanting water hyacinth. **Water Research**, [s. l.], v. 22, 1988.

OSWALD, W. J. Algal production--problems, achievements and potential." Algae biomass: production and use/[sponsored by the National Council for Research and Development, Israel and the Gesellschaft fur Strahlen-und Umweltforschung (. **Elsevier North/Holland/Biomedical Press**, [s. l.], 1980.

OSWALD, W. J. Sewage treatment in tropical high rate ponds. **National Conference on Environmental Engineering**, [s. l.], 1987.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment. **Microalgal Biotechnology**, [s. l.], 1988.

OSWALD, W. J. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 1–7, 1991.

PAERL, H. W.; STEPPE, T. F.; REID, R. P. Bacterially mediated precipitation in marine stromatolites. **Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 123–130, 2001.

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**, [s. l.], v. 61 (3), 2010.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; N., S. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 103, 2010.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 1, p. 35–42, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>>

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Investigating the life-cycle and growth rate of *Pediastrum boryanum* and the implications for wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, [s. l.], v. 60, p. 130–140, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.028>>

- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. **Water Research**, [s. l.], v. 21, n. 9, p. 1067–1075, 1987. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0043135487900285>>. Acesso em: 28 jul. 2017.
- PENA, L. M. A. Performance of duckweed-covered sewage lagoons-II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. **Water Research**, [s. l.], v. 34, n. 10, p. 2734–2741, 2014. a.
- PENA, L. M. A. Depuração de efluente suinícola por Lemna minor e valorização energética da biomassa por co-digestão anaeróbia Luís Miguel Apolónia Pena Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. **Instituto Superior de Agronomia - Universidade de Lisboa**, [s. l.], 2014. b.
- PEREIRA, C. M. P. et al. BIODIESEL RENOVÁVEL DERIVADO DE MICROALGAS: AVANÇOS E PERSPECTIVAS TECNOLÓGICAS. **Química Nova**, [s. l.], v. 35, n. 10, p. 2013–2018, 2012.
- PEREIRA, S. de F.; POTT, V. J.; TEMPONI, L. G. Resumo Lemnoideae são consideradas as menores Angiospermas , sendo Wolffia o gênero com o menor tamanho de fronde e flores . São plantas de difícil interpretação morfológica e os termos utilizados para descrição são , em Lemnoideae are the smallest Angios. [s. l.], v. 67, n. 3, p. 839–848, 2016.
- PIENKOS, P. T. The potential for biofuels from algae. **Algae Biomass Summit**, [s. l.], 2007.
- PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 1, p. 17–25, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410010163>>. Acesso em: 28 jul. 2017.
- POLOMSKI, R. F. . et al. Nitrogen and phosphorus remediation by three floating aquatic macrophytes in greenhouse-based laboratory-scale subsurface constructed wetlands. **Water Air Soil Pollution**, [s. l.], v. 197, 2009.
- POLUNIN, O. Guía fotográfica de las flores silvestres de España y de Europa. **ISBN**, [s. l.], v. 84, 1989.
- PORATH, D.; POLLOCK, J. Ammonia stripping by duckweed and its feasibility in circulating aquaculture. **Aquatic botany**, [s. l.], v. 13, 1982.
- POSADAS, E. et al. Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: a preliminary screening of biodegradability. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 26, n. 6, p. 2335–2345, 2014.
- POTT, V. J.; CERVI, A. C. The family Lemnaceae Gray in the Pantanal wetland. **Brazilian Journal of Botany**, [s. l.], v. 22(2), 1999.
- POWELL, N. et al. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste

stabilisation ponds. **Water Science and Technology**, [s. l.], 2010.

PRADO, H. C. B. de A. et al. Determinação do ponto de compensação à luz em plantas terrestres pelo método colorimétrico e espectrofotométrico. **Viencia**, [s. l.], p. 1–18, 2011.

PRIYA, A.; AVISHEK, K.; PATHAK, G. Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 184, n. 7, p. 4301–4307, 2012.

PULZ, O. Photobioreactors: Production systems for phototrophic microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 57, n. 3, p. 287–293, 2001.

QU, X. L.; BRAME, J. LI, Q.; ALVAREZ, J. J. P. A. Nanotechnology for a safe and sustainable water supply: enabling integrated water treatment and reuse. **reuseAccounts of Chemical Research**, [s. l.], v. 46(3), 2013.

RAEISSADATI, M. et al. Treating anaerobically digested piggery effluent (ADPE) using microalgae in thin layer reactor and raceway pond. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], 2019.

RAEISSADATI, M.; MOHEIMANI, N. R.; PARLEVLIET, D. Luminescent solar concentrator panels for increasing the efficiency of mass microalgal production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 101, n. May 2018, p. 47–59, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.10.029>>

RAI, U. N. et al. Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river. **Bioresour. Technol**, [s. l.], v. 148, 2013.

RANGEBY, M.; JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. REMOVAL OF FAECAL COLIFORMS IN A WASTEWATER STABILISATION POND SYSTEM IN MIDELO, CAPE VERDE. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 34, n. 11, p. 149–157, 1996.

RAWAT, I. et al. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, [s. l.], v. 88, n. 10, p. 3411–3424, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>>

REDDY, K. R. Growth Characteristics of Aquatic Macrophytes Cultured in Nutrient-enriched Water : II . Azolla , Duckweed , and Salvinia l. [s. l.], v. 39, n. 5928, p. 200–208, 1985.

REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A. The influence of organisms on the composition of seawater. **Hill, N. (Ed.), In the Sea**, [s. l.], v. 2nd editio, 1963.

REEDER, B. C. Assessing constructed wetland functional success using diel changes in dissolved oxygen, pH, and temperature in submerged, emergent, and open-water habitats in the Beaver Creek Wetlands Complex, Kentucky (USA). **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 37(11), 2011.

REMPEL, A. et al. Bioethanol from *Spirulina platensis* biomass and the use of residuals to produce biomethane: An energy efficient approach. **Bioresource Technology**, [s. l.],

v. 288, n. May, 2019.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 111–142, 1984. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00027.x>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

REZENDE, O. de O. et al. Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. **Ecologia**, [s. l.], p. 52, 2003.

RIBEIRO, R. V.; MACHADO, E. C.; OLIVEIRA, R. F. De. Temperature response of photosynthesis and its interaction with light intensity in sweet orange leaf discs under non-photorespiratory condition. **Ciência e Agrotecnologia**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 670–678, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542006000400012&lng=en&nrm=iso&tlng=en>

RICHMOND, A. Growth characteristics of ultrahigh-density microalgal cultures. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 349–353, 2003. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF02949278>>

RICHMOND, A. Principles for attaining maximal microalgal productivity in photobioreactors: an overview. **Asian Pacific Phycology in the 21st Century: Prospects and Challenges**. Springer, Dordrecht, [s. l.], 2004.

SÁNCHEZ-BAYO, A. et al. Effect of Cultivation Variables on Biomass Composition and Growth of Microalgae and Cyanobacteria. [s. l.], n. November, p. 1–16, 2019.

SANTOS, J. B. Dos; SOUZA, J. L. C. De; KEPPELER, E. C. **MUTUALISMO ENTRE A MACROALGA Chara vulgaris Linnaeus 1753 e a MACRÓFITA AQUÁTICA Lemna cf. valdiviana Phil, NA ÉPOCA DA ENCHENTE, MÂNCIO LIMA, ACRE**. 3^a ed. Belo Horizonte.

SCHNEIDER, A. A. **Flora Digital: Spirodela Intermedia W. Koch**. 2016.

SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Sorption of Heavy Metal Ions by the Nonliving Biomass of Freshwater Macrophytes. **Environ. Sci. Technol.**, [s. l.], v. 33, 1999.

SELLNER, K. G.; DOUCETTE, G. J.; KIRKPATRICK, G. J. Harmful algal blooms: Causes, impacts and detection. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 30, n. 7, p. 383–406, 2003.

SHEEHAN, J. et al. A look back at the U. S. Department of Energy's aquatic species program: biodiesel from algae. **Report**, [s. l.], v. 328, n. July, p. 291 p, 1998. Disponível em:

<http://www.biodiesel.pl/uploads/media/A_Look_Back_at_the_U.S._Department_of_Energy_s_Aquatic_Species_Program_Biodiesel_from_Algae_July_1998.pdf>

SILVA, S. A.; MARA., D. D. Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização. **ABES**, [s. l.], 1979.

SINDILARIU, P. D. .; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological**

Engineering, [s. l.], v. 35, 2009.

SINGH, A.; VYAS, D.; MALAVIYA, P. Two-stage phyto-microremediation of tannery effluent by *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. and chromium resistant bacteria.

Bioresource Technology, [s. l.], v. 216, p. 883–893, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.025>>

SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2014. [s. l.], v. 53, n. 9, 2016.

SODA, S. et al. Kinetics of nutrient removal and biomass production by duckweed *Wolffia arrhiza* in continuous-flow mesocosms. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 57, p. 210–215, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.023>>

SOEDER, C. J. et al. Temperature dependence of population growth in a green microalga: Thermodynamic characteristics of growth intensity and the influence of cell concentration. **Zeitschrift für Naturforschung C**, [s. l.], v. 40, n. 3–4, p. 227–233, 1985. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0345129368&partnerID=tZOtx3y1%5Cnhttp://www.degruyter.com/view/j/znc.1985.40.issue-3-4/znc-1985-3-416/znc-1985-3-416.xml>>

SONG, B.; TOBIAS, C. R. **Molecular and stable isotope methods to detect and measure anaerobic ammonium oxidation (anammox) in aquatic ecosystems**. 1. ed. [s.l.] : Elsevier Inc., 2011. v. 496 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-386489-5.00003-8>>

SPOLAORE, P. et al. Commercial applications of microalgae. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, [s. l.], v. 101, p. 87–96, 2006.

STADTLANDER, T. et al. Slurry-grown duckweed (*Spirodela polyrrhiza*) as a means to recycle nitrogen into feed for rainbow trout fry. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 228, p. 86–93, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.196>>

STAEHR, P. A.; WERNBERG, T. PHYSIOLOGICAL RESPONSES OF *ECKLONIA RADIATA* (LAMINARIALES) TO A LATITUDINAL GRADIENT IN OCEAN TEMPERATURE. **Journal of Phycology**, [s. l.], v. 45, n. 1, p. 91–99, 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1529-8817.2008.00635.x>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

STEPHENSON, P. G. et al. Improving photosynthesis for algal biofuels: toward a green revolution. **Trends in Biotechnology**, [s. l.], v. 29, n. 12, p. 615–623, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167779911001090>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

STRAMSKI, D.; PISKOZUB, J. Estimation of scattering error in spectrophotometric measurements of light absorption by aquatic particles from three-dimensional radiative transfer simulations. **Applied Optics**, [s. l.], v. 42, n. 18, p. 3634, 2003. Disponível em: <<https://www.osapublishing.org/abstract.cfm?URI=ao-42-18-3634>>

STRZALEK, M.; KUFEL, L.; WYSOKIŃSKA, U. How does *Stratiotes aloides* L. affect the growth and turion formation of *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleiden? **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 154, p. 45–52, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.01.001>>

SUGANYA, T. et al. Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 55, p. 909–941, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.026>>

SUPPADIT, T. Nutrient removal of effluent from quail farm through cultivation of *Wolffia arrhiza*. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 16, p. 7388–7392, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.061>>

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, [s. l.], v. 53, p. 271–281, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.025>>

TAKAHASHI, C. A.; MERCIER, H. Nitrogen metabolism in leaves of a tank epiphytic bromeliad: Characterization of a spatial and functional division. **Journal of Plant Physiology**, [s. l.], v. 168, n. 11, p. 1208–1216, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jplph.2011.01.008>>

TAKAI, Y. et al. Environmental factors affecting growth and turion formation of duckweed *Wolffia arrhiza*. **Water Waste**, [s. l.], v. 54, 2012.

TAO, X. et al. Comparative transcriptome analysis to investigate the high starch accumulation of duckweed (*Landoltia punctata*) under nutrient starvation. [s. l.], p. 1–15, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G. Aquatic plant systems for wastewater treatment; engineering considerations. **Smith WH, Reddy KR**, [s. l.], 1987.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª edição ed. [s.l: s.n.].

TEIXEIRA, R. M. Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento. [s. l.], p. 154, 2006.

TELES, C. C. **AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS PARA O POLIMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM FOCO NA MICROBIOTA ASSOCIADA**. 2016. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, [s. l.], 2016.

TILLET, D. M. Lipid productivity and species competition in laboratory models of algae mass cultures. **The School of Chemical Engineering**, [s. l.], 1988.

TONON, G. **AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS PARA O POLIMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO: EMISSÕES DE GEE E VALORIZAÇÃO DE BIOMASSA NA PRODUÇÃO DE BIOMETANO**. 2016a. Universidade Federal de Santa Catarina, [s. l.], 2016.

TONON, G. **AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS PARA O POLIMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO: EMISSÕES DE GEE E VALORIZAÇÃO DE BIOMASSA NA PRODUÇÃO DE BIOMETANO**. 2016b. Universidade Federal de Santa Catarina, [s. l.], 2016.

TORRES, H. S. D. J. Cultivo De Microalgas Em Efluente De Tratamento Anaeróbio De Esgoto. [s. l.], p. 208, 2014. Disponível em:

<http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/tese_8129_TESE_FINAL - PPGEA.pdf>

TORZILLO, G. et al. Biological constraints in algal biotechnology. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 338–348, 2003.

TOYAMA, T. et al. Accelerated biodegradation of pyrene and benzo[a]pyrene in the *Phragmites australis* rhizosphere by bacteria-root exudate interactions. **Water Research**, [s. l.], v. 45, n. 4, p. 1629–1638, 2011. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.044>>

UGYA, A. The Efficiency of *Lemna minor* L. in the Phytoremediation of Romi Stream: A Case Study of Kaduna Refinery and Petrochemical Company Polluted Stream.

Journal of Applied Biology and Biotechnology, [s. l.], v. 3, n. 01, p. 011–014, 2015.

Disponível em: <http://www.jabonline.in/abstract.php?article_id=57>

VALDERRAMA, L. T. et al. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga *Chlorella vulgaris* and the macrophyte *Lemna minuscula*. **Water Research**, [s. l.], v. 36, n. 17, p. 4185–4192, 2002.

VAN DEN HENDE, S. et al. Up-scaling aquaculture wastewater treatment by microalgal bacterial flocs: From lab reactors to an outdoor raceway pond. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 159, p. 342–354, 2014. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.113>>

VAN DER STEEN, P. et al. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water research**, [s. l.], v. 33(3), 1999.

VAN HAANDEL, A. C. **Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process**. 1981. University of Cape Town, [s. l.], 1981.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. v. R. O. Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações. **Campina Grande: epgraf**, [s. l.], p. 472, 1999.

VAN HARMELEN, T.; OONK., H. Microalgae biofixation processes: Applications and potential contributions to greenhouse gas mitigation options, Prepared for the International Network on Biofixation of CO₂ and greenhouse gas abatement with Microalgae. **International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme.**, [s. l.], 2006.

VANDAMME, D.; FOUBERT, I.; MUYLAERT, K. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. **Trends in Biotechnology**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 233–239, 2013. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2012.12.005>>

VERMA, R.; SUTHAR, S. Synchronized urban wastewater treatment and biomass production using duckweed *Lemna gibba* L. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 64, p. 337–343, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.055>>

VERMAAT, J. E.; HANIF, M. K.). Performance of common duckweed species

(Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filiculoides* on different types of waste water. **Water Research**, [s. l.], v. 32, 1988.

VICTORETTI, B. A. O Controle da Poluição das Águas. **Laboratório Nacional de Engenharia Civil**, [s. l.], 1973.

VILCHES, C.; GIORGI, A. Metabolism in a macrophyte-rich stream exposed to flooding. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 654(1), 2010.

VLEK, P. L.; CRASWELL, E. T. Ammonia volatilization from flooded soils. Floodwater chemistry. **Fertilizer Research**, [s. l.], v. 2, p. 227–245, 1981.

VON SPERLING, M. Princípios de tratamento biológicos de águas residuárias. **Departamento de engenharia sanitária e ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.**, [s. l.], v. vol.3, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização-Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 3 (2ª Edição ampliada)**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG) 196., 2009.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 159.6, 2011.

WALKER, D. A. Biofuels, facts, fantasy, and feasibility. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 509–517, 2009.

WANG, M. et al. Kinetics of nutrient removal and expression of extracellular polymeric substances of the microalgae, *Chlorella* sp. and *Micractinium* sp., in wastewater treatment. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 154, p. 131–137, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.047>>

WEDGE, R. M.; BURRIS, J. E. Effects of light and temperature on duckweed photosynthesis. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 13, n. C, p. 133–140, 1982.

WEISSMAN, J. C. C.; BENEMANN, J. R. R. Biomass recycling and species control in continuous cultures. **Bioeng. Biotech.**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 627–648, 1978.

WEISSMAN, J. C.; GOEBEL, R. P. Design and analysis of microalgal open pond systems for the purpose of producing fuels: A subcontract report. **Other Information: Paper copy only, copy does not permit microfiche production. Original copy available until stock is exhausted**, [s. l.], p. Medium: ED; Size: 8.9 Mb, 1987. Disponível em: <<http://www.osti.gov/energycitations/servlets/purl/6546458-qOBOVX/>>

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**". 357. ed. Philadelphia: WB Saunders Co., 2000.

WILHELM, C.; JAKOB, T. From photons to biomass and biofuels: Evaluation of different strategies for the improvement of algal biotechnology based on comparative

energy balances. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 92, n. 5, p. 909–919, 2011.

WILKIE, A. C.; MULBRY, W. W. Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 84(1), 2002.

WINKLER, M. K.; STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 57, p. 50–55, 2019. a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>>

WINKLER, M. K.; STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 57, p. 50–55, 2019. b.

WITTY, M. **Wolffia columbiana can switch between two anatomically and physiologically separate states: Buoyant for invasion and starch rich for colonization**, 2009.

WU, H. et al. Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes. **Environ. Sci. Pollut**, [s. l.], v. 20, 2013.

WU, Y. et al. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 151, 2014.

XIAO, Y. et al. Culturing duckweed in the field for starch accumulation &. **Industrial Crops & Products**, [s. l.], v. 48, p. 183–190, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.04.017>>

XU, J. et al. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. **Biosystems Engineering**, [s. l.], v. 110, n. 2, p. 67–72, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.06.007>>

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, 2011. a.

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 102, n. 2, p. 848–853, 2011. b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.003>>

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 35, 2009.

YIN, Y. et al. Bioresource Technology The influence of light intensity and photoperiod on duckweed biomass and starch accumulation for bioethanol production. [s. l.], v. 187, p. 84–90, 2015.

ZHANG, L. et al. Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, [s. l.], v. 32(2), 2008.

ZHAO, Y. et al. Microbial community and removal of nitrogen via the addition of a

carrier in a pilot-scale duckweed-based wastewater treatment system. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 179, p. 549–558, 2015. a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.037>>

ZHAO, Y. et al. Pilot-scale comparison of four duckweed strains from different genera for potential application in nutrient recovery from wastewater and valuable biomass production. **Plant Biology**, [s. l.], v. 17, n. s1, p. 82–90, 2015. b.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 29–42, 2016.

APÊNDICE A – Laudos do tecido vegetal da biomassa de macrófitas flutuantes.



FACULDADE DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SOLOS

LABORATÓRIO DE ANÁLISES

LAUDO DE ANÁLISES

NOME: JOSÉ CARLOS ALVES BARROSO

MUN.: PORTO ALEGRE

EST.: RS

LOC.: HUMAITÁ

Data de entrada: 05/02/18

Data de expedição: 01/03/18

REG.: T-027/2018

MATERIAL: TECIDO VEGETAL

IDENT. DA AMOSTRA: MACRÓFITAS - ETE NAVEGANTES

Determinações	Amostra 01	Metodologia aplicada / Limite de detecção
Nitrogênio (TKN) - % (m/m)	5,3	Kjeldahl / 0,01 %
Fósforo total - % (m/m)	0,80	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Potássio total - % (m/m)	3,6	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Cálcio total - % (m/m)	1,1	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Magnésio total - % (m/m)	0,30	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Enxofre total - % (m/m)	0,44	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,01 %
Cobre total - mg/kg	3	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 0,3 mg/kg
Zinco total - mg/kg	44	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 1 mg/kg
Ferro total - mg/kg	479	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 2 mg/kg
Manganês total - % (m/m)	0,14	digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES / 2 mg/kg
Boro total - mg/kg	164	igestão seca/ ICP-OES / 1 mg/kg

Obs.: Resultados expressos no material seco a 65°C.

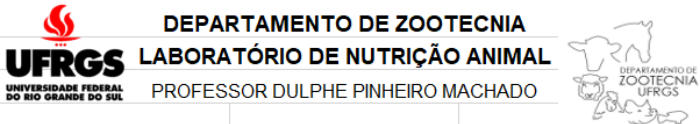


Eng. Agr. Clesio Gianello

CREA RS011476

Responsável pelo Laboratório de Análises

DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA
LABORATÓRIO DE NUTRIÇÃO ANIMAL
 PROFESSOR DULPHE PINHEIRO MACHADO



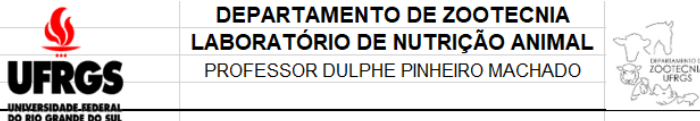
LAUDO DE ANÁLISES

Análise N.º: 6865C
 Cliente: Luiz Olinto Monteggia
 Data de entrada: 19/10/2015
 Data de saída: 30/11/2015
 Material: Planta Aquática

	Materia Seca (%)	Seco ao Ar (%)
Materia Seca	100,00	5,92
Umidade		94,08
Materia Orgânica	76,62	4,54
Proteína Bruta	35,70	2,11
Fibra Bruta	12,27	0,73
Extrato Etéreo	2,32	0,14
Cinzas	23,38	1,38
Extrato Não Nitrogenado	26,33	1,56
Cálcio		
Fósforo	0,78	0,05
Atividade Ureática		
Solubilidade Protéica		
DGM (µm)		
FDN		
FDA		
Lignina		
pH		
Energia Bruta (kcal/kg)		
NDT	66,01	3,91

O cliente é responsável pela identificação e amostragem do material.
 O resultado das análises é referente apenas à amostra enviada.

DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA
LABORATÓRIO DE NUTRIÇÃO ANIMAL
 PROFESSOR DULPHE PINHEIRO MACHADO



LAUDO DE ANÁLISES

Análise N.º: 9356C
 Cliente: José Carlos Alves Barroso Júnior
 Data de entrada: 15/04/2017
 Data de saída: 20/05/2017
 Material: Planta Aquática

	Materia Seca (%)	Seco ao Ar (%)
Materia Seca	100,00	5,92
Umidade		94,08
Materia Orgânica	77,43	72,85
Proteína Bruta	37,40	35,19
Fibra Bruta	15,14	14,24
Extrato Etéreo	2,32	2,18
Cinzas	22,57	21,23
Extrato Não Nitrogenado	22,57	21,23
Cálcio		
Fósforo	0,75	0,71
TKN	5,70	5,36
Solubilidade Protéica		
DGM (µm)		
FDN		
FDA		
Lignina		
pH		
Energia Bruta (kcal/kg)		
NDT	66,12	62,21

APÊNDICE B – Perfis de medição de O.D. e pH da lagoa de algas (LA).

Janeiro - 2016				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	23,7	0,62	8,30	7,55
07:30	24,3	1,45	18,70	7,65
08:30	24,8	3,9	46,60	7,94
09:30	25,5	12,49	153,60	8,47
10:30	27,7	>22	>240	8,97
11:30	28,4	>22	>240	9,14
12:30	30,1	>22	>240	9,41
13:30	32,7	>22	>240	9,65
14:30	34,5	>22	>240	9,98
15:30	35,4	>22	>240	10,41
16:30	35,7	>22	>240	10,24
17:30	35,9	>22	>240	9,87
18:30	34,4	>22	>240	9,55
19:30	33,8	>22	>240	9,23
20:30	31	>22	>240	9,1
21:30	30,1	3,25	41,30	8,78
21:45	30	2,47	29,80	8,71

Fevereiro - 2016				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	25,4	0,88	11,70	7,64
07:30	25,6	3,9	46,60	7,88
08:30	26,8	7,5	87,40	8,12
09:30	27,1	16,49	200,40	8,72
10:30	27,6	>22	>240	8,91
11:30	28,3	>22	>240	9,54
12:30	30,2	>22	>240	9,87
13:30	33,5	>22	>240	10,41
14:30	35,5	>22	>240	10,74
15:30	35,8	>22	>240	10,87
16:30	36,1	>22	>240	10,59
17:30	35,4	>22	>240	10,1
18:30	34,2	>22	>240	9,78
19:30	33,3	>22	>240	9,66
20:30	32,4	>22	>240	9,4
21:30	32,1	4,55	55,70	9,1
21:45	29,9	1,44	17,10	8,73

Março - 2016				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	23,4	0,42	5,70	7,45
07:30	23,9	1,2	13,50	7,86
08:30	24,8	5,7	67,50	8,12
09:30	25,7	14,16	175,30	8,79
10:30	27,2	>22	>240	9,11
11:30	27,9	>22	>240	9,3
12:30	29,8	>22	>240	9,57
13:30	30,7	>22	>240	9,82
14:30	32,1	>22	>240	9,93
15:30	33,4	>22	>240	10,05
16:30	34,6	>22	>240	9,71
17:30	33,1	>22	>240	9,62
18:30	30,8	>22	>240	9,41
19:30	30,2	>22	>240	9,01
20:30	29,7	17,5	210,80	8,74
21:30	29,6	5,48	60,70	8,68
21:45	29,4	0,87	10,90	8,19

Abril - 2016				
LA				
hora	Temp.	O. D.	O.D. sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:22	22,0	0,18	2,0	7,55
07:00	22,0	0,20	2,3	7,56
08:00	22,1	1,04	12,0	7,61
09:00	22,3	3,27	37,6	7,73
10:00	23,0	7,81	90,8	7,99
11:00	23,4	11,41	134,0	8,21
12:00	23,8	13,40	158,5	8,95
13:00	24,1	14,34	170,6	9,38
14:00	24,4	15,95	191,0	9,88
15:00	24,6	16,1	193,6	9,18
16:00	24,5	12,87	154,5	8,7
17:00	24,5	9,74	116,9	8,1
18:00	24,4	6,56	78,6	7,9
19:00	24,2	2,41	28,7	7,68
20:00	24,0	0,42	5,0	7,59

Maio - 2016				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	11,50	0,18	1,70%	7,38
07:30	12,50	0,36	3,40%	7,44
08:30	12,50	0,64	6,00%	7,50
09:30	12,80	2,80	26,70%	7,62
10:30	13,70	7,28	70,80%	7,82
11:30	15,10	12,89	129,40%	8,21
12:30	16,20	16,76	172,30%	8,87
13:30	17,30	20,49	216,00%	9,21
14:30	17,80	21,08	224,30%	9,87
15:30	17,90	19,51	207,90%	9,98
16:30	17,80	17,42	185,20%	9,67
17:30	17,10	13,91	145,90%	9,45
18:30	16,80	8,94	93,10%	8,87
19:30	16,90	5,39	56,20%	8,26
20:00	15,80	1,97	19,90%	8,02

Junho - 2016				
LAT-B				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	11,50	0,93	8,70%	7,38
07:30	11,20	0,94	8,70%	7,45
08:30	11,20	1,06	9,80%	7,51
09:30	11,70	1,33	12,40%	7,52
10:30	12,30	2,08	19,60%	7,56
11:30	13,30	3,49	33,80%	7,65
12:30	14,50	4,86	48,30%	7,71
13:30	15,40	6,00	60,70%	7,80
14:30	16,20	6,87	70,90%	7,86
15:30	16,60	6,99	72,70%	7,89
16:30	16,40	6,50	67,30%	7,85
17:30	15,80	5,00	51,10%	7,79
18:30	15,10	3,98	40,00%	7,75
19:30	15,20	2,69	26,90%	7,71

Julho - 2015				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	20,00	0,51	5,60%	7,96
07:30	19,70	0,70	7,60%	7,97
08:30	20,40	2,96	32,70%	8,10
09:30	22,10	9,71	110,90%	8,64
10:30	24,10	>22	>240	9,19
11:30	25,20	>22	>240	9,29
12:30	27,60	>22	>240	9,44
13:30	28,90	>22	>240	9,49
14:30	29,20	>22	>240	10,2
15:30	31,90	>22	>240	9,5
16:30	31,20	>22	>240	9,54
17:30	31,60	>22	>240	9,47
18:30	30,80	15,96	215,00%	9,26
19:30	29,60	3,60	47,40%	8,82
20:30	28,00	0,35	4,40%	8,52
20:55	27,20	0,41	5,10%	8,46

Agosto - 2015				
LAT-B				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	20,20	0,12	1,30%	7,25
07:30	19,90	0,24	2,70%	7,40
08:30	20,00	3,10	34,40%	7,51
09:30	21,00	11,61	131,40%	8,04
10:30	21,90	17,46	201,20%	8,50
11:30	23,10	>22	>260%	8,79
12:30	24,50	>22	>260%	9,00
13:30	26,20	>22	>260%	9,06
14:30	26,80	>22	>260%	9,09
15:30	27,20	>22	>260%	9,06
16:30	27,00	19,30	245,10%	8,95
17:30	26,10	12,22	152,70%	8,71
18:30	25,10	4,92	60,30%	8,32
19:30	24,30	0,93	11,20%	8,01

Setembro - 2015				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	20,00	0,22	2,40%	7,70
07:30	19,80	0,60	6,40%	7,67
08:30	19,70	1,24	13,30%	7,68
09:30	19,70	2,99	32,30%	7,77
10:30	19,80	6,85	74,00%	8,03
11:30	20,10	13,14	142,70%	8,58
12:30	20,40	17,62	192,80%	8,88
13:30	21,00	>22	>240%	9,14
14:30	21,80	>22	>240%	9,28
15:30	21,90	>22	>240%	9,30
16:30	21,60	>22	>240%	9,29
17:30	20,80	19,59	216,40%	9,18
18:30	20,00	14,06	152,80%	9,02
19:30	19,40	10,00	107,50%	8,83
20:00	18,90	0,36	3,90%	8,14

Outubro - 2015				
LAT-B				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
05:45	20,20	0,32	3,30%	7,52
06:30	19,4	0,72	7,9	7,74
07:30	19,5	4,81	52,4	7,88
08:30	20,2	11,12	122,7	8,28
09:30	21,9	>22	>250%	9,05
10:30	23,4	>22	>250%	9,31
11:30	25,2	>22	>250%	9,43
12:30	26,4	>22	>250%	9,69
13:30	28,9	>22	>250%	9,98
14:30	28,5	>22	>250%	10,05
15:30	29,5	>22	>250%	9,73
16:30	28,7	>22	>250%	9,54
17:30	27,9	15,93	203,2	9,26
18:30	26,8	10,58	132,3	8,98
19:30	25,4	4,53	55,3	8,58
20:00	24,9	2,49	30,00%	8,41
20:15	24,6	1,45	17,4	8,32

Novembro - 2015				
LAT-B				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	23,6	0,52	6,3	7,73
07:30	23,5	1,32	15,7	7,84
08:30	23,8	3,9	46,6	7,97
09:30	25,3	12,49	153,6	8,46
10:30	27,5	>22	>240	8,97
11:30	28,6	>22	>240	9,14
12:30	30,8	>22	>240	9,41
13:30	32,6	>22	>240	9,51
14:30	34,1	>22	>240	9,65
15:30	35,2	>22	>240	9,78
16:30	36,1	>22	>240	9,67
17:30	34,5	>22	>240	9,54
18:30	33,2	>22	>240	9,22
19:30	30,1	15,6	>240	8,74
20:00	29,8	13,25	189,4	8,5
20:15	28,7	7,5	88,7	8,1
20:30	27,5	4,2	45,2	7,88
20:45	27,1	3,1	35,7	7,56
21:00	27	1,1	15,1	7,44

Dezembro - 2015				
LA				
Hora	Temp.	O.D.	O.D. Sat.	pH
hh:mm	(°C)	(mg/L)	(%)	
06:30	23,60	0,52	6,20%	7,73
07:30	23,50	1,32	15,70%	7,84
08:30	23,80	3,90	46,60%	7,97
09:30	25,30	12,49	153,60%	8,46
10:30	27,50	>22	>240	8,97
11:30	28,60	>22	>240	9,14
12:30	30,80	>22	>240	9,41
13:30	32,60	>22	>240	9,51
14:30	34,10	>22	>240	9,85
15:30	35,20	>22	>240	10,21
16:30	35,60	>22	>240	9,96
17:30	35,70	>22	>240	9,74
18:30	34,90	>22	>240	9,55
19:30	33,20	>22	>240	9,28
20:30	31,80	>22	>240	8,84
21:30	30,30	3,35	45,40%	8,31
21:45	30,00	2,05	27,80%	8,21

