

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

JOSÉ ANTÔNIO ZANETONI FILHO

**CULTIVO DE *LANDOLTIA PUNCTATA* NA REMOÇÃO DE
DESREGULADORES ENDÓCRINOS E NO POLIMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO EM LAGOA COM RECIRCULAÇÃO**

Ilha Solteira
2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JOSÉ ANTÔNIO ZANETONI FILHO

**CULTIVO DE *LANDOLTIA PUNCTATA* NA REMOÇÃO DE
DESREGULADORES ENDÓCRINOS E NO POLIMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO EM LAGOA COM RECIRCULAÇÃO**

Dissertação de Mestrado apresentada à
Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira –
UNESP como parte dos requisitos para
obtenção do título de mestre. Especialidade:
Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais

Orientadora:
Liliane Lazzari Albertin

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Z28c Zanetoni Filho, José Antônio.
Cultivo de *Landoltia punctata* na remoção de desreguladores endócrinos e no polimento de esgoto sanitário em lagoa com recirculação / José Antônio Zanetoni Filho. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2019
116 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2019

Orientador: Liliane Lazzari Albertin
Inclui bibliografia

1. Lagoas de Lemnas. 2. Desreguladores endócrinos. 3. Polimento de esgoto. 4. Estriol (E3). 5. 17 α -etinilestradiol (EE2).


Raiane da Silva Santos
Supervisora Técnica de Seção



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Cultivo de *Landoltia punctata* na remoção de desreguladores endócrinos e no polimento de esgoto sanitário em lagoa com recirculação

AUTOR: JOSÉ ANTONIO ZANETONI FILHO

ORIENTADOR: TSUNAO MATSUMOTO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em ENGENHARIA CIVIL, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. LILIANE LAZZARI ALBERTIN
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Profa. Dra. ROSANE FREIRE BOINA
Departamento de Química e Bioquímica / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente

Prof. Dr. ALESSANDRO MINILLO
Faculdade de Ciência e Tecnologia Ambiental / Universidade Federal da Grande Dourados

Ilha Solteira, 15 de fevereiro de 2019

*À minha família,
por todo amor e ajuda prestada*

AGRADECIMENTOS

À Deus, meu amparo nos momentos difíceis e meu guia na minha caminhada cristã, por todas as bênçãos concedidas, pela imensa misericórdia e pelo privilégio de ser chamado filho.

À minha família, sem a qual nada disso seria possível. Pelo amor incondicional, pela ajuda sem medida nas horas difíceis, pelo apoio contínuo durante minha jornada acadêmica.

À minha orientadora, professora Dr.^a Liliane Lazzari Albertin, por todo auxílio, atenção, dedicação e disposição em ajudar sempre para realização deste trabalho. Sou muito grato por todo tempo de trabalho realizado juntos e pelos exemplos que me foram passados de orientação, ensino e compromisso com a pesquisa.

À professora Dr.^a Liliane Santos de Camargos, por toda ajuda prestada desde minha graduação. Por ceder as instalações dos laboratórios necessários às análises e por todo auxílio com os procedimentos a serem executados.

À professora Dr.^a Rosane Freire Boina pelas contribuições no exame de qualificação e pelo aceite de convite para ser parte da banca examinadora.

Ao Pesquisador Dr. Alessandro Minillo pela disposição em aceitar fazer parte da banca examinadora deste trabalho.

Ao professor Dr. Tsunao Matsumoto, grande colaborador deste projeto, por toda ajuda prestada durante esta etapa da minha jornada acadêmica.

Ao professor Dr. Milton Dall'Aglio Sobrinho, grande exemplo de pesquisador e professor, por toda colaboração durante o estágio docência e por toda ajuda nesta etapa da minha jornada acadêmica.

Ao pesquisador Dr. William Deodato Isique por toda ajuda prestada durante as análises laboratoriais e pela imensa colaboração na realização deste trabalho.

A todos técnicos e funcionários do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS/UNESP: José Carlos, Juliana, José Aldir, Gilson, Natália e Ozias.

A todos meus amigos, colegas do Laboratório de Saneamento e colaboradores para realização deste projeto: Celso, Giuliana, Letícia, Rogê, Glenda e João Miguel.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

A situação de escassez de recursos financeiros destinados ao tratamento e coleta de esgotos municipais, no Brasil, torna essencial a busca por tecnologias de tratamento que priorizem baixos custos de instalação e operação. Além da negligência que existe no tratamento de esgotos, os métodos utilizados, muitas vezes, não são capazes de remover os micropoluentes que estão presentes nos esgotos domésticos. Os micropoluentes podem ser desde fármacos, que são expelidos na urina ou descartados de maneira inadequada, a hormônios naturais ou sintéticos. Esse trabalho consistiu em realizar um processo de polimento do esgoto sanitário da cidade de Ilha Solteira – SP. O sistema de polimento é constituído por dois tanques, onde foi cultivada a macrófita *Landoltia punctata*. Foi também avaliado e feito a recirculação do efluente, no tratamento de esgoto. Neste sistema de polimento, foram avaliadas as eficiências de tratamento para os parâmetros de DBO, DQO, NT, NO_3^- , PT e ST. As maiores eficiências de remoção para DBO, DQO, NT, NO_3^- , PT e ST foram de 66,35%, 59,08%, 26,76%, 28,38%, 6,85% e 40,08%. Outro aspecto avaliado foi a taxa de crescimento da macrófita cultivada em esgoto sanitário. As maiores taxas de crescimento relativo foram de 3,84 e 3,17 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ MS. Considerando a presença de desreguladores endócrinos (DEs) no efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Ilha Solteira, foi analisado a absorção dos estrógenos 17 α -etinilestradiol (EE2) e o estriol (E3) pela macrófita, avaliando possíveis riscos no reaproveitamento dessa biomassa. As eficiências máximas alcançadas para remoção do E3 e EE2 foram de 83,63% e 83,50%, respectivamente. O tanque com recirculação foi maior efetivo na remoção do E3, enquanto que o tanque sem recirculação alcançou maiores eficiências de remoção de EE2. Os maiores valores de concentrações na biomassa das plantas foram de 1,52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para o E3 e de 2,37 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para o EE2. Pode-se considerar que as taxas de crescimento relativo foram satisfatórias, mesmo com a utilização de um meio de cultivo diluído e pobre em nutrientes. A presença dos DEs no esgoto sanitário utilizado descarta a possibilidade de reaproveitamento de uma biomassa rica em proteína (33,57%), além de apresentar efeitos tóxicos na produção de biomassa da planta.

Palavras-chave: Lagoas de lemnas. Desreguladores endócrinos. Polimento de esgoto. Estriol (E3). 17 α -etinilestradiol (EE2).

ABSTRACT

The scarcity of financial resources for the treatment and collection of municipal wastewater in Brazil makes search for treatment technologies essential with low installation and operation costs. In addition, the methods used are often not able to remove the micropollutants that are present in domestic sewage. Micropollutants can range from drugs that are expelled in the urine or inappropriately discarded to natural or synthetic hormones. This work consisted of a process to polishing the sanitary sewage of the city of Ilha Solteira - SP. The treatment system consists of two tanks, where the macrophyte *Landoltia punctata* was grown. In one of the tanks, a recirculation system was performed. In this polishing system, the treatment efficiencies for the BOD, COD, TN, NO₃⁻, TP and ST parameters were evaluated. The highest removal efficiencies for BOD, COD, TN, NO₃⁻, TP and ST were 66,35%, 59,08%, 26,76%, 28,38%, 6,85% and 40,08%. Another aspect evaluated was the growth rate of the macrophyte. The highest relative growth rates were 3.84 and 3.17 g.m⁻².d⁻¹ MS. Considering the presence of endocrine disruptors (DEs) in the effluent from the Sewage Treatment Plant (ETE) in Ilha Solteira - SP, 17 α -ethinyl estradiol (EE2) and estriol (E3) were analyzed on the plant to evaluate possible risks on the reuse of the biomass. The maximum achieved efficiencies for removal of E3 and EE2 were 83.63% and 83.50%, respectively. The recirculation tank was more effective at removing E3, while the non-recirculated tank achieved higher EE2 removal efficiencies. The highest plant biomass values were 1.52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for E3 and 2.37 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for EE2. Relative growth rates could be considered satisfactory, even with the use of a diluted culture medium. The presence of DEs in the sanitary wastewater discards the possibility of reuse a rich biomass in protein (33.57%), besides presenting toxic effects in the biomass production.

Keywords: Duckweed Ponds. Endocrine Disruptors. Wastewater Polishing. Estriol (E3). 17 α -etinilestradiol (EE2).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Lagoa Anaeróbia	21
Figura 2	- Lagoa Facultativa	23
Figura 3	- Grupos Ecológicos das Macrófitas Aquáticas	26
Figura 4	- Morfologia das Lemnas	28
Figura 5	- <i>Lemna minor</i>	28
Figura 6	- Lagoa de Lemnas	29
Figura 7	- <i>Landoltia punctata</i>	32
Figura 8	- Cultivo das lemnas utilizadas no Experimento	36
Figura 9	- Caixas de Cultivo das Lemnas Experimento Bancada	36
Figura 10	- Unidade Experimental Utilizada, Contendo Lemna (A) e Controle (B) Vista Superior da Unidade Experimental Utilizada	37
Figura 11	- para os Ensaio Piloto com Polimento do Esgoto Sanitário	39
Figura 12	- Planta da Estação Experimental	40
Figura 13	- Cortes "AA" dos Tanques de Lemnas	40
Figura 14	- Recirculação do Efluente de um dos Tanques	41
Figura 15	- Tanque de Lemnas com Recirculação	42
Figura 16	- Tanque de Lemnas com Recirculação para Análise dos DEs	44
Figura 17	- Planta dos Tanques de Lemnas na Análise dos DEs	45
Figura 18	- Cortes "AA" dos Tanques de Lemnas na Análise dos DEs	46
Figura 19	- Localização dos Pontos de Coleta nos Tanques Utilizados nos Ensaio	47
Figura 20	- Detalhes dos Pontos de Coleta de Amostras	48
Figura 21	- Identificação dos Picos Cromatográficos dos DE's E3 (1) e o EE2 (2)	51
Figura 22	- Curva de Crescimento da Biomassa no Tanque Recirculação	53
Figura 23	- Taxas de Crescimento Relativo no Tanque Recirculação	54
Figura 24	- Curva de Crescimento da Biomassa no Tanque Sem Recirculação	55
Figura 25	- Taxas de Crescimento Relativo no Tanque Sem Recirculação	55
Figura 26	- Crescimento da Biomassa no Tanque com Recirculação na Análise de DE's	59
Figura 27	- Taxas de Crescimento Relativo no Tanque com Recirculação na Análise dos DE's	60
Figura 28	- Crescimento da Biomassa no Tanque Sem Recirculação na Análise de DE's	61

Figura 29	-	Taxas de Crescimento Relativo para o Tanque Sem Recirculação na Análise dos DE's	63
Figura 30	-	Características da Biomassa da Lemna no Tanque com Recirculação do Efluente	65
Figura 31	-	Características da Biomassa das Lemnas no Tanque sem Recirculação do Efluente	65
Figura 32	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 250 g.m ⁻² .	67
Figura 33	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 350 g.m ⁻²	68
Figura 34	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 450 g.m ⁻²	69
Figura 35	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 7 dias	70
Figura 36	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 14 dias	71
Figura 37	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 21 dias	72
Figura 38	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 10 cm	74
Figura 39	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 15 cm	74
Figura 40	-	Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 20 cm	76
Figura 41	-	Valores de DBO nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	77
Figura 42	-	Valores de DQO nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	78
Figura 43	-	Valores de NT nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	79
Figura 44	-	Valores de NO ₃ ⁻ nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	80
Figura 45	-	Valores de PT nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	82
Figura 46	-	Valores de ST nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)	83
Figura 47	-	Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque com Recirculação do Efluente	84
Figura 48	-	Eficiências de Remoção NT, NO ₃ ⁻ e PT para o Tanque com Recirculação do Efluente	84
Figura 49	-	Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque sem Recirculação do Efluente	86
Figura 50	-	Eficiências de Remoção NT, NO ₃ ⁻ e PT para o Tanque sem Recirculação do Efluente	86

Figura 51	-	Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque com Recirculação do Efluente na Análise dos DE's	89
Figura 52	-	Eficiências de Remoção NT, NO ₃ ⁻ e PT para o Tanque com Recirculação do Efluente na Análise dos DE's	90
Figura 53	-	Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque sem Recirculação do Efluente na Análise dos DE's	90
Figura 54	-	Eficiências de Remoção NT, NO ₃ ⁻ e PT para o Tanque sem Recirculação do Efluente na Análise dos DE's	91
Figura 55	-	Concentrações do Estriol no Tanque com Recirculação do Efluente	93
Figura 56	-	Concentrações do 17 α -etinilestradiol no Tanque com Recirculação do Efluente	94
Figura 57	-	Concentrações do Estriol no Tanque sem Recirculação do Efluente	95
Figura 58	-	Concentrações do 17 α -etinilestradiol no Tanque sem Recirculação do Efluente	96
Figura 59	-	Concentração de E3 na Biomassa das Lemnas no Tanque Recirculação	99
Figura 60	-	Concentração de EE2 na Biomassa das Lemnas no Tanque Recirculação	100
Figura 61	-	Concentração de E3 na Biomassa das Lemnas no Tanque Sem Recirculação	101
Figura 62	-	Concentração de EE2 na Biomassa das Lemnas no Tanque Sem Recirculação	102
Figura 63	-	Taxas de Bioacumulação na Biomassa das Lemnas em Diferentes Períodos de Cultivo	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Taxa de Crescimento Relativo e Respectivos Autores	29
Tabela 2	- Valores de Proteína Bruta encontrada na Biomassa de Lemnas	30
Tabela 3	- Valores de Nitrogênio na Biomassa das Lemnas	31
Tabela 4	- Valores de Fósforo na Biomassa das Lemnas	31
Tabela 5	- Parâmetros Analisados e Métodos de Análise	48
Tabela 6	- Análises da Caracterização da Biomassa de Lemnas	49
Tabela 7	- Eluição Gradiente da Fase Móvel para Determinação dos DE's	50
Tabela 8	- Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo	57
Tabela 9	- Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo na Análise dos DE's	63
Tabela 10	- Valores de pH e Temperatura Médios nos Tanques de Cultivo de Lemnas	76
Tabela 11	- Parâmetros nos Tanques de Cultivo de Lemnas	88
Tabela 12	- Valores pH e Temperatura nos Tanques de Cultivos na Análise dos DE's	88
Tabela 13	- Parâmetros de Tratamento nos Tanques de Cultivo nas Análises dos DE's	92
Tabela 14	- Remoção do estriol e do 17 α -etinilestradiol nos Tanques de Cultivo de Lemnas	97
Tabela 15	- Concentrações de E3 e EE2 na Biomassa das lemnas	98

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
MS	Massa Seca
Tv	Temperatura Máxima de Verão
T	Temperatura Média do Ar no Mês mais Frio
t	Tempo de Detenção Hidráulica
S	DBO efluente (mg.L ⁻¹)
So	DBO afluente (mg.L ⁻¹)
L	Carga Total de DBO (kgDBO.d ⁻¹)
K	Coefficiente de Remoção de DBO (d ⁻¹)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)
DBOf	Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada (mg.L ⁻¹)
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total (mg.L ⁻¹)
OD	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)
NT	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)
PT	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)
ST	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)
SS	Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)
DE	Desregulador Endócrino
EE2	17 α -etinilestradiol
E3	Estriol

LISTA DE SÍMBOLOS

- $\lambda_{min.}$ Taxa de Aplicação Superficial Mínima (kg.DBO/ha⁻¹.d⁻¹)
- $\lambda_{aplic.}$ Taxa de Aplicação Superficial Aplicada (kg.DBO/ha⁻¹.d⁻¹)
- $\lambda_{remov.}$ Taxa de Aplicação Superficial Removida (kg.DBO/ha⁻¹.d⁻¹)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo Geral	18
2.2	Objetivos Específicos	18
3	REVISÃO DE LITERATURA	19
3.1	Cenário dos Sistemas de Tratamento de Esgotos no Brasil	19
3.2	Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização	20
3.2.1	Lagoas Anaeróbias	20
3.2.2	Lagoas Facultativas	22
3.3	Recirculação de Efluente em Lagoas	24
3.4	Macrófitas Aquáticas	25
3.5	<i>Landoltia punctata</i>	31
3.6	Presença de Desreguladores Endócrinos (DEs) nos Esgotos Domésticos e a Fitorremediação com Lemnas	33
4	METODOLOGIA	35
4.1	Etapa 1: Experimento de Bancada: Influências no Polimento do Efluente da ETE de Ilha Solteira	35
4.1.1	Avaliação da Influência da Variação da Densidade Superficial	37
4.1.2	Avaliação da Influência da Variação do Tempo de Detenção	38
4.1.3	Avaliação da Influência da Variação da Lâmina d'Água	38
4.2	Etapa 2: Produção e Caracterização da Biomassa da <i>Landoltia punctata</i>	38
4.3	Etapa 3: Análise da Presença e Remoção de Desreguladores Endócrinos	44
4.4	Parâmetros de Tratamento Analisados	47
4.5	Análises para Caracterização da Biomassa	49
4.6	Análises do 17 α -etinilestradiol (EE2) e estriol (E3) no Esgoto e na Biomassa da <i>Landoltia punctata</i>	49
4.6.1	Extração das Amostras para Análise	50
4.6.2	Validação do Método Cromatográfico	51
4.7	Processamento dos Dados e Estatística	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1	Produção da Biomassa	53
5.2	Caracterização da Biomassa	64

5.3	Polimento do Efluente da ETE de Ilha Solteira	67
5.3.1	Experimento Bancada	67
5.3.2	Polimento no Tanques de Cultivo	76
5.3.3	Polimento no Tanques de Cultivo na Análise dos DEs	88
5.4	Remoção de Desreguladores Endócrinos por Fitorremediação Utilizando <i>Landoltia punctata</i>	93
5.4.1	Presença DEs no Esgoto	93
5.4.2	Presença DEs na Biomassa das Lemnas	98
6	CONCLUSÃO	104
7	RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	106
	REFERÊNCIAS	107

1 INTRODUÇÃO

A infraestrutura sanitária urbana vem exigindo maior eficiência para suprir as necessidades de redução dos impactos gerados pelos esgotos. O Brasil enfrenta vários agravantes da situação no setor, como escassez de recursos financeiros, política negligente, falhas nas aplicações dos investimentos e infraestrutura insuficiente e/ou debilitada (SCRIPTORE; TONETO JÚNIOR, 2012). Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), (2016), o país trata apenas 44,92% dos seus esgotos e, considerando as 100 maiores cidades do país, apenas 10 delas tratam mais de 80% dos seus esgotos. Os dados ainda mostram que mais de 100 milhões de brasileiros não tem acesso ao serviço de coleta de esgoto e mais de 3,50 milhões, nas 100 maiores cidades do país, despejam esgoto de forma irregular, mesmo tendo acesso à coleta.

Além da precariedade de sistemas de tratamento de esgoto, os sistemas convencionais utilizados não são capazes de remover micropoluentes que estão presentes, muitas vezes, nos esgotos domésticos e acabam contaminando os corpos hídricos. Esses micropoluentes vão desde fármacos, que são descartados de modo inadequado ou expelidos na urina, a hormônios naturais ou sintéticos. A presença desses compostos no meio ambiente gera preocupações devido aos efeitos adversos que os mesmos podem causar nos ambientes que contaminam e, conseqüentemente, à saúde pública (IKEHATA; NAGHASHKAR; EL-DIN, 2006).

Buscando melhora nos padrões de lançamento de efluentes em corpos de água receptores, as tecnologias “*end-of-pipe*” surgem, geralmente, como alternativas sustentáveis que visam o aproveitamento de resíduos gerados em etapas de polimento do esgoto, buscando reduzir danos ambientais. Essas tecnologias visam a melhora dos padrões do efluente, sem grandes alterações nos processos de tratamento realizados (GLAVIC; LUKMAN, 2007).

Neste contexto, várias formas de tratamento têm sido estudadas, como as que utilizam a fitorremediação, que são processos que realizam a remoção de compostos contaminantes por meio do uso de macrófitas aquáticas (UYSAL, 2013). Esses estudos surgem em testes envolvendo ensaios *in vitro*, sistemas pilotos de fluxo contínuo ou até mesmo em sistemas de *wetlands* (VERMA; SUTHAR, 2014; ZHAO, 2017).

Dentre as macrófitas aquáticas empregadas na fitorremediação, a família *Lemnaceae*, conhecidas pelo termo “*duckweeds*” ou como lemnas pelos pesquisadores brasileiros (MOHEDANO, 2010), compreende 5 gêneros e 37 espécies de plantas aquáticas monocotiledôneas (KLAUS; NIKOLAI; ERIC, 2013). São conhecidas como macrófitas flutuantes, pois se desenvolvem flutuando livremente sobre algum corpo hídrico. Dentre elas, a *Landoltia punctata* se destaca por uma elevada taxa de produção de biomassa que, mesmo apresentando variações durante o ano, faz com que a mesma sobreviva, de maneira satisfatória (ZHAO *et al.* 2014a).

O uso de lemnas em um processo de polimento do esgoto pode ser uma saída sustentável e barata, considerando sua capacidade de remoção de nutrientes e as possibilidades de aproveitamento da sua biomassa, como fertilização ou possibilidade de produção de biocombustíveis (XU *et al.* 2012; VERMA; SUTHAR, 2014; MOHEDANO *et al.* 2012a). Além disso, representa uma alternativa sustentável e acessível ao invés do uso de tecnologias sofisticadas e caras, como osmose reversa e oxidação química (ASADOLLAHI *et al.* 2017; MOREIRA *et al.* 2017).

A produção de biomassa a partir de lemnas apresenta valores que vão de 3 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ a 36 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (VERMA; SUTHAR, 2014; GE *et al.* 2012; CHENG *et al.* 2002; XU *et al.* 2012). As taxas de crescimento apresentam valores elevados quando comparados a de outros vegetais, porém existe uma grande discrepância entre esses resultados, nos trabalhos existentes. Dentre os fatores que exercem influência, pode ser citado a densidade superficial inicial (XIAO *et al.* 2013), a carga de nutrientes que contém o meio de cultivo, uma vez que muitos trabalhos utilizam diferentes tipos de esgoto, desde suíno a doméstico, em diferentes diluições (IATROU, STASINAKIS; ALOUPI, 2015) e o fotoperíodo durante o cultivo (YIN *et al.* 2015).

Muitos trabalhos citam a vantagem da utilização das lemnas no processo de polimento de esgotos, porém existe uma grande diversidade no que diz respeito às eficiências de remoção dos sistemas propostos. Tempos de detenção diferentes podem influenciar nas eficiências dos parâmetros analisados (CHENG *et al.* 2002; PRYIA; AVISHEK; PATHAK, 2012). Outro fator que apresenta influência é a profundidade do sistema de tratamento na remoção de nutrientes do meio (XU E SHEN, 2011).

No processo de fitorremediação de água contaminadas, a capacidade das lemnas de remover micropoluentes do meio merece destaque. Esses contaminantes, chamados de micropoluentes, podem ser metais (GUO *et al.* 2017) (RAHMAN; HASEGAWA, 2011), fármacos e hormônios (ALLAM *et al.* 2015). Apesar da vantagem de remoção dos micropoluentes citados, muitos destes compostos ficam retidos na matéria orgânica das lemnas (ALLAM, 2015; UYSAL, 2013). Esse fato merece grande atenção, uma vez que a capacidade das lemnas absorverem parte desses micropoluentes pode impedir o reaproveitamento da sua biomassa.

Esse trabalho consistiu em realizar um processo de polimento do esgoto sanitário tratado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade de Ilha Solteira – SP e foi realizado no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS), UNESP, em dois tanques pilotos com volume de 3000 L, onde foi feito o cultivo da *Landoltia punctata*. Além disso, considerando a presença de desreguladores endócrinos no efluente da ETE de Ilha Solteira (TENÁLIA, 2014), será analisada a absorção pelas lemnas de Desreguladores Endócrinos (DEs), no caso, os estrógenos 17 α -etinilestradiol (EE2) e o estriol (E3), avaliando-se possíveis riscos no reaproveitamento dessa biomassa.

Um experimento de bancada foi realizado para avaliar os fatores que exercem influência na taxa de produção de biomassa, como densidade superficial, frequência de colheita e fotoperíodo, assim como o tempo de detenção e a profundidade do meio de cultivo, para a remoção de nutrientes.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a produção e caracterização de biomassa de *Landoltia punctata* em um sistema de polimento de esgoto sanitário tratado por lagoa com recirculação do efluente. Além disso, analisar a remoção dos 17 α -etinilestradiol (EE2) e estriol (E3) do esgoto sanitário e a capacidade de assimilação destes compostos pela biomassa das lernas.

2.2 Objetivos Específicos

- Mensurar a taxa de produção de biomassa de *Landoltia punctata*;
- Monitorar os padrões de qualidade de tratamento do esgoto;
- Realizar a caracterização química da biomassa produzida;
- Avaliar a influência da recirculação do efluente na produção da biomassa e nos padrões de qualidade de tratamento do esgoto;
- Avaliar a influência da densidade superficial, influência do tempo de detenção e da profundidade do meio de cultivo na capacidade de remoção dos parâmetros de tratamento;
- Analisar a remoção dos desreguladores endócrinos 17 α -etinilestradiol (EE2) e o estriol (E3) no sistema de tratamento proposto;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Cenário dos Sistemas de Tratamento de Esgotos no Brasil

A coleta e o tratamento de esgotos, no Brasil, é marcado por grande desigualdade e déficit ao acesso. Esse atraso no setor de saneamento no Brasil não se deve apenas à escassez de recursos e à falta de investimento que existe, mas, em grande parte, pela fragmentação de responsabilidades, dos recursos federais e indefinições regulatórias, o que prejudica a qualidade dos investimentos no setor. Além disso, a restrição de recursos financeiros, a falta de avaliação dos custos ambientais, econômicos e operacionais, também contribuíram para a atual situação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, ou seja, as políticas de planejamento aplicadas não levaram em consideração a sustentabilidade de seus projetos (LEONETI *et al.* 2011).

Segundo dados da ANA (2017), somente 43% da população da região nordeste é atendida por coleta de esgoto, e apenas 12% é tratado. Na região norte a situação é ainda mais grave, com 16% da população atendida por coleta de esgoto, onde apenas 12% é tratado. Galvão Junior (2009) mostra que para garantir uma universalização dos serviços de água e esgoto não significa somente garantir o uso de tecnologias convencionais, portanto alternativas simplificadas e individuais podem ser contempladas, desde que haja estudo das variáveis técnicas, sociais e econômicas locais.

As técnicas utilizadas para tratamento de esgotos enfrentam problemas para realizar um trabalho completamente aplicável, em virtudes de falhas técnicas de gerenciamento de manejo das plantas de tratamento, considerando sistemas centralizados de tratamento, devido sua complexibilidade, robustez estrutural e operacional (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013). O autor ainda expõe que o uso de sistemas descentralizados pode ser uma alternativa, em muitos casos, para países em desenvolvimento, considerando seu menor aporte de recursos e a sustentabilidade ecológica que envolve muitos projetos.

Outra possível alternativa a esse problema seria a utilização de tecnologias “*end of pipe*” em sistemas de gestão de água residuárias centralizados. As tecnologias “*end of pipe*” são do tipo paliativa, ou seja, existe uma adequação aos padrões de tratamento, sem grandes alterações no processo (PALLEROSI; KERBAUY, 2011).

Um exemplo seria o que foi realizado por Aalto *et al.* (2018) que utilizaram um sistema de difusão de sedimentos para redução das cargas de nitrogênio que eram lançadas em dois lagos, na Finlândia. Os autores propõem essa alternativa como uma complementação aos processos realizados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) tradicionais. Von Ahnen, Pedersen e Dalsgaard, (2016) utilizaram um biorreator de lasca de madeira para tratamento de efluente de piscicultura, visando remoção de nitrato. O biorreator foi utilizado em uma etapa de polimento do efluente, após passar pelos biofiltros utilizados para tratamento do mesmo.

Pelo exposto, o setor de tratamento de esgotos, no país, apresenta carência de atendimento e tratamento, além de dificuldades enfrentadas nos sistemas de tratamento já existentes. Dessa maneira, torna-se importante a busca por tecnologias que apresentem soluções sustentáveis, baratas, de fácil operação e que sejam compatíveis com os processos convencionais já existentes de tratamento de esgoto.

3.2 Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização

3.2.1 Lagoas Anaeróbias

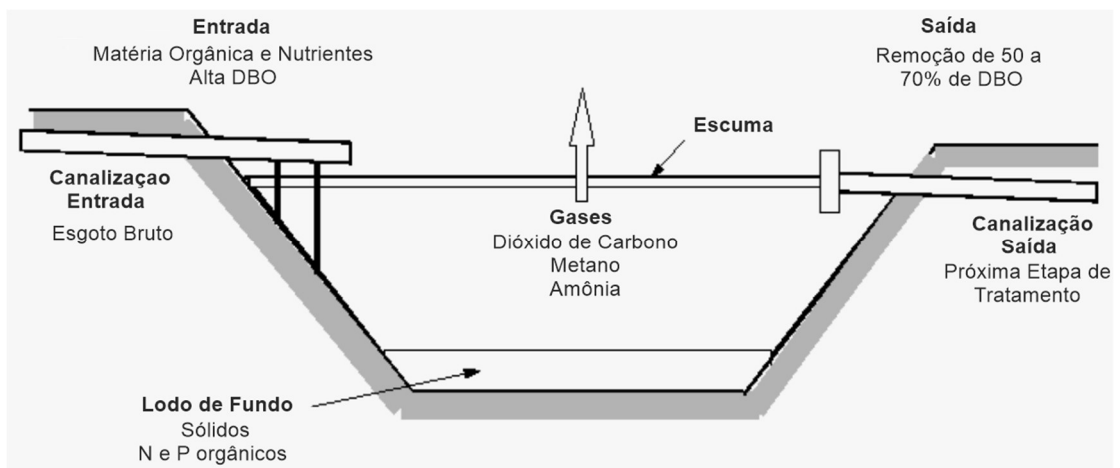
As lagoas anaeróbias possuem menores dimensões e maiores profundidades, por esse fator, a fotossíntese quase não ocorre, o que torna o consumo de oxigênio muito maior que a produção. Em um período de detenção de 3 a 5 dias, a decomposição da matéria orgânica é apenas parcial, uma vez que as bactérias anaeróbias possuem um metabolismo mais lento que bactérias aeróbias. O sistema, geralmente, possui uma eficiência de 50 a 70% para remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio, contribuindo significativamente para diminuição da carga que a lagoa facultativa recebe. (VON SPERLING, 2002).

As lagoas anaeróbias, geralmente, recebem uma carga de aplicação superficial da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) maior que as lagoas facultativas, o que representa uma menor área requerida. A temperatura é extremamente importante, nesses sistemas, uma vez que os processos anaeróbios mais lentos começam a ter um rendimento compatível em temperaturas de 25 a 35° C (NUVOLARI, 2011).

No processo anaeróbico, primeiramente, ocorre a formação de ácidos, por bactérias acidogênicas. Nesta fase, não há remoção de DBO, apenas formação de moléculas mais simples e depois ácidos. Após esse processo, ocorre a acetogênese,

onde os ácidos formados, anteriormente, são convertidos em acetato, hidrogênio e monóxido de carbono. A última fase é a metanogênese, onde ocorre formação de metano, gás carbônico e água, principalmente. As bactérias que realizam esse processo, chamadas metanogênicas, são bastante sensíveis às condições ambientais e caso haja diminuição das mesmas, haverá acumulação de ácidos, interrompendo a remoção de DBO e com a geração de maus odores. Para um adequado equilíbrio entre as duas comunidades de bactérias, torna-se importante garantir ausência de oxigênio dissolvido, temperatura acima de 15°C e um pH próximo a 7 (VON SPERLING, 2002). A Figura 1 ilustra um esquema simplificado de funcionamento de uma lagoa anaeróbia.

Figura 1 – Lagoa Anaeróbia



Fonte: Adaptado de Shamrukuh (2005)

Os principais parâmetros envolvidos em um projeto de lagoa anaeróbia são: carga superficial (λ), tempo de detenção, profundidade e a geometria da mesma. O tempo de detenção deve se situar entre 3 a 6 dias. A carga superficial é calculada segundo a seguinte relação, para lagoas anaeróbias primárias (NUVOLARI, 2011):

$$\lambda_{\text{mín.}} \gg 20T_v - 60 \quad (1)$$

Em que, T_v é a temperatura máxima de verão (°C), podendo ser de, aproximadamente, 35 °C para o interior de São Paulo. Assim, $\lambda \gg 640 \text{ kg.DBO/ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, em uma situação de início de plano. Para evitar ocorrência de maus odores, torna se necessário fixar uma taxa máxima de aplicação superficial de 2000 $\text{kg.DBO/ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, para final de plano (NUVOLARI, 2011).

Kawai *et al.* (1983) recomenda a utilização da Equação 2 para estimativa da eficiência de remoção da DBO solúvel, em taxas de aplicação que podem variar de 530 a 2300 $\text{kg.DBO/ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$. A profundidade de lagoas anaeróbias é da ordem de 3,00

m. A relação de comprimento/largura deve ser da ordem de 1:1 ou 3:1, para se evitar mau cheiro.

$$\lambda_{remov.} \gg 0,6867\lambda_{aplic.} - 14,4555 \quad (2)$$

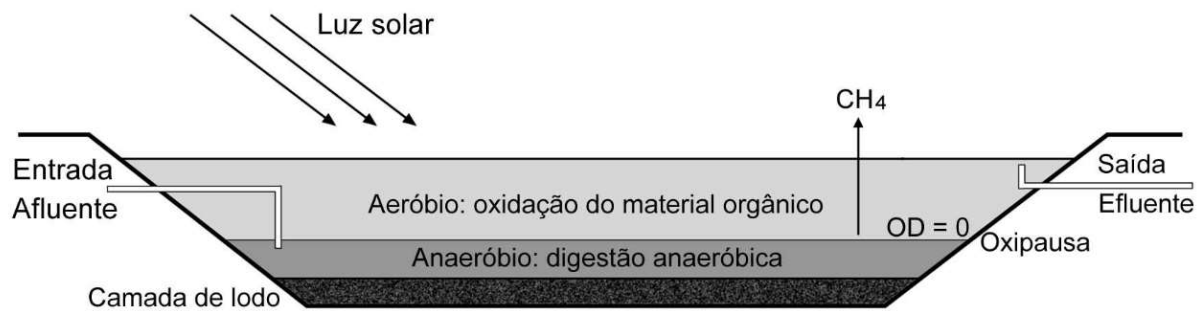
Embora as lagoas anaeróbias tenham capacidade de remoção da matéria orgânica, a DBO remanescente ainda é elevada, o que exige um tratamento posterior a esse sistema. Geralmente, são utilizadas lagoas facultativas (VON SPERLING, 2002).

3.2.2 Lagoas Facultativas

Nas lagoas facultativas, as bactérias aeróbias irão degradar a matéria orgânica solúvel, presente no esgoto, consumindo oxigênio disponível e resultando como subproduto: água, gás carbônico e nutrientes. Já as algas vão consumir os nutrientes e o gás carbônico e, utilizando da luz solar para realizar fotossíntese, liberam oxigênio. Essas lagoas não são consideradas estritamente aeróbias, uma vez que o material sedimentado, no fundo, forma uma camada de lodo que sofre lenta decomposição anaeróbia (NUVOLARI, 2011).

A decomposição anaeróbia do lodo de fundo gera como subprodutos o CO₂ que, ao subir, é liberado pela atmosfera ou consumido pelas algas. O metano e o ácido sulfídrico são oxidados pelo alto nível de oxigênio existente na massa líquida. Durante o dia, o consumo de gás carbônico, pelas algas, faz com que o pH se eleve até valores superiores a 9. Neste mesmo período, a produção de oxigênio pelas algas aumenta bastante, aumentando os níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) na lagoa. A presença de algas limita se as camadas superiores da lagoa, devido a dificuldade da penetração da luz solar, em regiões próximas ao lodo de fundo. Desta forma, a produção de oxigênio pelas algas está ligada a turbidez, temperatura e ao nível de insolação (NUVOLARI, 2011). A Figura 2 ilustra, de maneira simplificada, um esquema de uma lagoa facultativa.

Figura 2 – Lagoa Facultativa



Fonte: Adaptado de Gonçalves (2016)

As lagoas facultativas são classificadas da seguinte maneira:

- Primárias: Recebem esgoto bruto, podem ser escolhidas no lugar das anaeróbias;
- Secundárias: Recebem esgoto de um outro processo de tratamento, geralmente, uma lagoa anaeróbia;
- Terciária: Lagoas de maturação. São quase que estritamente aeróbias;

Os principais parâmetros de projeto de lagoas facultativas são: taxa de aplicação superficial, profundidade, tempo de detenção e a geometria.

A taxa de aplicação superficial determina a área requerida pela lagoa. A área pode ser calculada pela Equação 3.

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (3)$$

Em que, A é a área requerida (ha), L é a carga de DBO total afluente ($\text{kg.DBO} \cdot \text{d}^{-1}$) e L_s é a taxa de aplicação superficial ($\text{kg.DBO}/\text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). O valor da taxa de aplicação superficial pode ser estimada pela Equação 4.

$$L_s = 350(1,107 - 0,002T)^{T-25} \quad (4)$$

Em que, T é a temperatura média do ar no mês mais frio ($^{\circ}\text{C}$).

A profundidade da lagoa está ligada a capacidade de penetração da luz na mesma, assim, em lagoas muito profundas, as condições se tornam impróprias para proliferação de algas. Uma faixa de profundidade adequada situa-se entre 1,5 a 2,0 m (VON SPERLING, 2002).

O tempo de detenção adequado está relacionado às condições locais de temperatura, uma vez que exerce grande influência na oxidação da matéria orgânica. Em lagoas facultativas primárias, o tempo de detenção pode variar de 15 a 45 dias. Menores tempos de detenção ocorrem onde a temperatura média é mais elevada.

A geometria da lagoa fará com que o regime hidráulico possa tender para mistura completa ou de fluxo em pistão. Sistemas com L/B (Comprimento/Largura) elevado tendem ao fluxo em pistão, enquanto que sistemas com L/B próximo a 1, terão tendência para o regime de mistura completa. Usualmente, a relação L/B das lagoas facultativas se situa na faixa de 2 a 4 (VON SPERLING, 2002).

A modelagem para estimativa da eficiência de remoção de DBO, em uma lagoa facultativa, irá depender do regime hidráulico considerado. Os modelos de regime hidráulico do reator podem ser por fluxo em pistão, mistura completa ou fluxo disperso. O modelo de fluxo em pistão iria requerer uma relação comprimento/largura de 7 ou que, em uma situação de lagoa facultativa primária poderia causar anaerobiose na entrada da lagoa, devido a alta taxa de matéria orgânica presente. Isso faz com que essas lagoas, usualmente, não sejam projetadas dessa maneira (NUVOLARI, 2011).

Pela relação comprimento/largura adotada nas lagoas facultativas, o modelo de fluxo disperso representa melhor o que acontece no sistema, porém, o modelo de mistura completa tem sido adotado por apresentar um modelo matemático com maior disponibilidade de coeficientes utilizados para estimativa de remoção de DBO (NUVOLARI, 2011).

Para estimativa da DBO solúvel afluente, considerando o modelo de mistura completa, a Equação 5 é utilizada.

$$S = S_0(1 + Kt)^{-1} \quad (5)$$

Em que, K é o coeficiente de remoção de DBO (d^{-1}), t é o tempo de detenção (d) e S_0 é a DBO total afluente ($mg.l^{-1}$). O K pode ser aproximado para $0,40 d^{-1}$ para lagoas primárias e $0,32 d^{-1}$ para lagoas secundárias, a $20^\circ C$.

Para estimativa da DBO particulada, considera-se a presença de sólidos suspensos no efluente da lagoa. A maior parte desses sólidos suspensos (SS) ocorre devido a presença de algas, assim, $1 mg SS.l^{-1}$ representaria cerca de 0,3 a 0,4 $mgDBO.l^{-1}$. Desta maneira, a DBO total afluente será a soma da DBO solúvel e particulada (VON SPERLING, 2002).

3.3 Recirculação de Efluente em Lagoas

Shelef e Kanarek (1995) citam que a recirculação de efluente em uma lagoa de estabilização pode amenizar algumas desvantagens tais como: requisitos grandes de área e variações da performance da lagoa. Os autores ainda afirmam que a

recirculação melhora as condições de oxigenação na lagoa, o que contribui para amenizar maus odores, devido a condições de na aerobiose. Além disso, a recirculação pode quebrar a estratificação termal de uma lagoa, o que contribuiria para aumento da eficiência da mesma.

Um sistema de lagoa anaeróbia, seguida por três lagoas aeróbias, em série, foi estudado por Papadopoulos *et al.* (2004). O efluente da terceira lagoa era bombeado para a primeira, em uma taxa de 2:1 (Efluente recirculado:Esgoto Bruto). O sistema atingiu uma eficiência de remoção total para DBO e Demanda Química de Oxigênio de 89 e 81%, respectivamente. Além disso, quando comparado com o funcionamento do sistema sem recirculação, os autores mostraram que uma vazão três vezes maior poderia ser tratada no sistema, quando utilizada a recirculação, sem grandes alterações nos parâmetros de tratamento, o que evidencia a vantagem da utilização desse sistema para diminuir requisitos de área.

Outro trabalho que mostra a vantagem da utilização da recirculação do efluente foi realizado por Martins, Castilhos Júnior e Costa (2010). Os autores mostraram que um sistema em série de três lagoas tratando lixiviado de aterro sanitário, quando utilizada uma taxa de 1:1 de recirculação, alcançava os melhores resultados na remoção dos parâmetros analisados (93% de DBO_f, 80% de DQO_t e 99% para nitrogênio amoniacal e Nitrogênio Total Kjeldahl).

3.4 Macrófitas Aquáticas

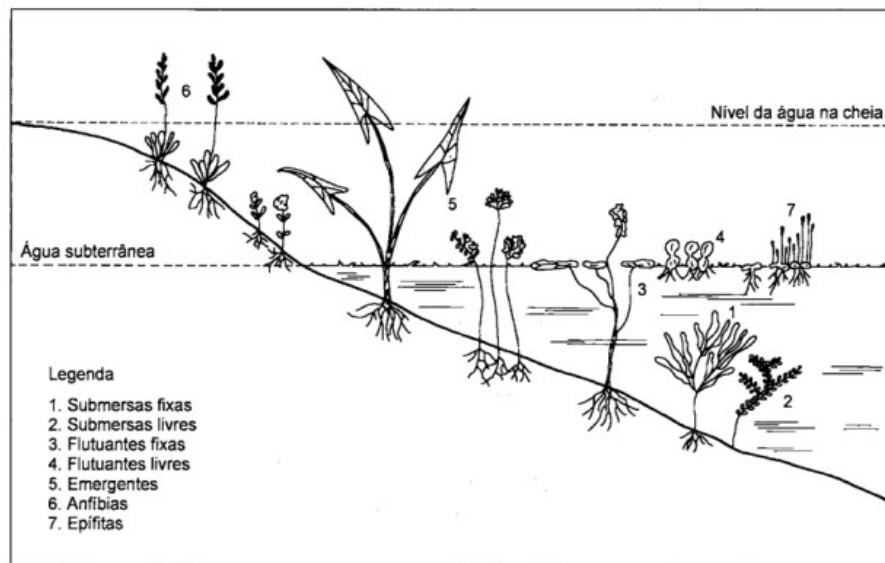
As macrófitas aquáticas podem ser encontradas nas margens e áreas mais rasas de rios, além de lagos e reservatórios. Os grupos ecológicos geralmente aceitos são (ESTEVES, 1998):

- Emersas: plantas enraizadas no sedimento, com as folhas acima da lamina d'água. Ex: *Echinochloa*, *Typha*, *etc.*
- Flutuantes: plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho d'água. Ex: *Limnobium*, *Lemna*, *etc.*
- Submersas enraizadas: plantas enraizadas que crescem submersas. *Vallisneria*, *Nitella*, *etc.*
- Submersas livres: plantas que apresentam raízes pouco desenvolvidas e que flutuam em águas tranquilas. Ex: *Utricularia*.

- Folhas Flutuantes: plantas enraizadas que se desenvolvem com folhas flutuando na lâmina d'água. Ex: *Nymphoides*.
- Anfíbias: encontradas na interface água terra, tolerantes á seca. Ex: *Salix humboldtiana* (salgueiro)
- Epífitas: espécies que se desenvolvem sobre indivíduos de espécies flutuantes ou livres. Ex: *Oxycaryum cubense*

A Figura 3 ilustra os grupos de macrófitas aquáticas citados anteriormente:

Figura 3 - Grupos Ecológicos das Macrófitas Aquáticas



Fonte: Pedrali (1990)

As macrófitas apresentam grande capacidade de adaptação e grande amplitude ecológica. Este fato possibilita que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes, o que facilita a sua ampla distribuição geográfica, sendo considerada de um modo geral cosmopolita. Somente alguns gêneros, e algumas famílias, têm distribuição mais restrita (TRINDADE *et al.* 2010). Tal cosmopolitismo se deve fundamentalmente à maior homogeneidade térmica que os ambientes aquáticos apresentam em relação aos terrestres (MITCHELL, 1974).

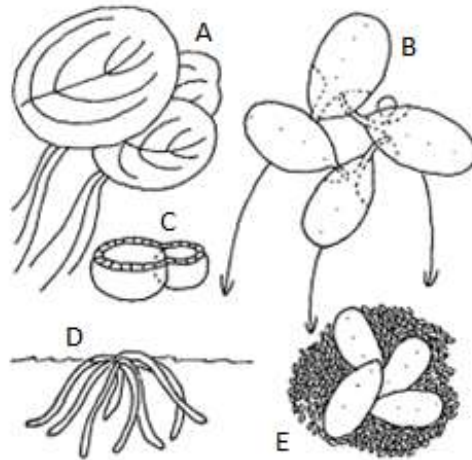
As macrófitas desempenham um papel importante em alguns ecossistemas, como as planícies de inundação, onde colonizam extensas áreas e apresentam elevadas taxas de produção primária (NEIFF, 1986). Entre os diversos papéis desempenhados pelas macrófitas aquáticas pode-se citar sua função como hospedeiras para associações com algas perifíticas e bactérias fixadoras de nitrogênio, seu importante papel trófico devido aos altos conteúdos de proteínas e carboidratos solúveis (ESTEVEZ, 1998).

As macrófitas também atuam como armazenadoras de nutrientes, influenciando as características físico-químicas dos corpos d'água (PAGIORO; THOMAZ, 1999). Diversos fatores propiciam o crescimento e, conseqüentemente, a produção de biomassa das macrófitas, entretanto, os de origem antrópica como: excesso de nutrientes provenientes de fontes como o esgoto doméstico, erosão de terras agrícolas, resíduos industriais, são os mais preocupantes (MITCHELL, 1974). Esses vegetais, muitas vezes, são responsáveis pela maior porcentagem do material orgânico que entra no ambiente aquático através dos processos de decomposição e ciclo de nutrientes. (TRINDADE *et al.* 2010).

As macrófitas aquáticas da família Lemnaceae, conhecidas como lentilhas d'água, ou lemnas, podem ser utilizadas no polimento de efluentes, se apresentando como uma opção eficiente em termos de remoção de impurezas e de baixo custo de operação. Essas plantas são consideradas as menores angiospermas do planeta e seu grupo é composto por 5 gêneros (Lemna, Landoltia, Spirodela, Wolffia e Wolffia) com mais de 40 espécies, conforme Figura 4 (Skillicorn, Spira, Journey, 1993). A família Lemnaceae é, frequentemente, confundida com algas, porém são macrófitas de hábito aquático, encontradas em corpos de água doce. São exigentes em relação a nutrientes e, se desenvolvida em condições ideais, apresentam uma taxa de crescimento superior a de vegetais maiores (MOHEDANO; FRACALOSI; RODRIGUES, 2005).

As lemnas não possuem folha, caule, ou estruturas especializadas: toda a planta consiste de uma fronde plana, ovóide. Muitas espécies podem ter radículas de cabelo, que funcionam como órgãos de estabilidade (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993).

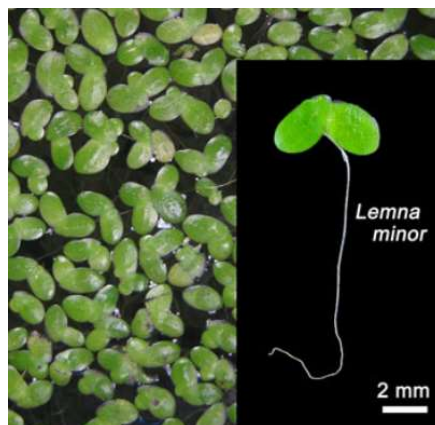
Figura 4 – Morfologia das Lemnas



Gêneros: A – *Spirodella*, B – *Lemna*, C – *Wolffia*, D – *Wolffiella*, E – *Lemna* com *Wolffia*

Fonte: Skillicorn, Spira e Journey (1993)

Em uma superfície aquática contendo lemnas, é muito importante manter uma densa cobertura das mesmas para prevenir a entrada de luz e, assim, impedir o aparecimento de algas e outras plantas, prevenindo, assim, uma futura competição com as mesmas. Outro fator é o crescimento excessivo de lemnas em uma determinada superfície, uma vez que as plantas ficam empilhadas e as camadas inferiores, sem luz, acabam morrendo. Muitas vezes, a alta taxa de crescimento também faz com que as lemnas empurrem umas às outras para as bordas secas, onde acabam morrendo (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993). A Figura 5 mostra a *Lemna minor* em um meio de cultivo, com uma densidade satisfatória para seu crescimento.

Figura 5 – *Lemna minor*

Fonte: Kutschera e Niklas (2014)

A taxa de produção de biomassa varia com a espécie e as condições de cultivo de cada uma delas, sendo densidade superficial inicial (XIAO *et al.* 2013), meio de cultivo (IATROU, STASINAKIS; ALOUPI, 2015) e o fotoperíodo (YIN *et al.* 2015) utilizado. Valores de produção de biomassa, de acordo com a espécie, são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 – Taxa de Crescimento Relativo e Respectivos Autores

Espécie	Taxa de Crescimento Relativo ($g.m^{-2}.d^{-1}$) (Massa Seca) (MS)	
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	12,4	Xu <i>et al.</i> (2012)
<i>Lemna minor</i>	14,1	Ge <i>et al.</i> (2012)
<i>Lemna gibba</i>	36,17	Verma e Suthar, (2014)
<i>Lemna minor</i>	3,36	Cheng <i>et al.</i> (2002a)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Alguns estudos mostram que a capacidade com que as lemnas removem nutrientes do meio de cultivo está relacionada a fatores como o período de detenção utilizado (PRYIA; AVISHEK; PATHAK, 2012) e a profundidade líquida do sistema de cultivo (XU e SHEN, 2011). A Figura 6 ilustra uma lagoa de lemnas com alta concentração de nutrientes.

Figura 6 – Lagoa de Lemnas



Fonte: XU *et al.* (2012)

Na literatura, são encontradas diversas aplicações para biomassa das lemnas como matéria-prima para produção de ração animal e fertilizantes, devido ao alto valor proteico de sua biomassa e a presença de alguns nutrientes, como nitrogênio e o fósforo (CHENG; STOMP 2009; TOYAMA *et al.* 2018).

Um estudo realizado por Appenroth *et al.* (2017), envolvendo 5 espécies de lemnas, mostrou que a biomassa fresca das mesmas chega a conter cerca de 92 a 96% de água. A quantidade de proteína variou com as espécies e apresentou valores entre 25 a 36% (Matéria Seca). A quantidade de carboidratos ficou entre 4 a 7% (MS). O amido ficou entre 4 a 7% (MS), sendo o maior valor pertencente à *Landoltia punctata*.

Em comparação com a maioria das plantas, as folhas das lemnas tem pouca fibra – cerca de 5% menor que em plantas cultivadas - porque elas não precisam de tecido estrutural para suportar as folhas ou caules. Esses valores ficam em torno de 5 a 15% (MS) (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993). Um estudo realizado por Shammouot e Zakaria (2017), utilizando *Lemna gibba*, encontrou valores de 25% para proteína e 5% (MS) para fibras. Anderson *et al.* (2011) encontraram um valor de 29,05% de proteína e 25,08% (MS) de fibra. A quantidade de proteína em sua biomassa está relacionada com a espécie e com as condições de cultivo das mesmas, variando de 15 a 45% (MS) (XU *et al.* 2012). A Tabela 2 relaciona valores encontrados por alguns autores.

Tabela 2 – Valores de Proteína Bruta encontrada na Biomassa de Lemnas

Espécie	% Proteína Bruta	
<i>Lemna gibba</i>	18	Appenroth <i>et al.</i> (2017)
<i>Lemna japonica</i>	33,34	Zhao, <i>et al.</i> (2014b)
<i>Landoltia punctata</i>	31,63	Zhao <i>et al.</i> (2014a)
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	29,05	Anderson <i>et al.</i> (2011)

Fonte: Elaborado pelo autor.

A quantidade de nitrogênio na biomassa das lemnas apresenta variação com o meio de cultivo utilizado e com a espécie cultivada. Um estudo feito por Toyama *et al.* (2018) mostrou que lemnas cultivadas em efluentes de suinocultura apresentam maior quantidade de nitrogênio em sua biomassa, quando cultivadas em efluentes de processo de tratamento de esgoto doméstico. Variações também ocorreram entre as espécies utilizadas. Os valores encontrados estão entre 5,3 a 6,6 % (Matéria Seca).

Um estudo realizado por Sikora *et al.* (2018) utilizando lemnas de um lago de criação de carpas, na Polônia, chegou a valores de 1,62% (MS) de nitrogênio presente na biomassa das lemnas. A Tabela 3 ilustra alguns resultados.

Tabela 3 – Valores de Nitrogênio na Biomassa das Lemnas

Espécie	% de Nitrogênio	
<i>Lemna gibba</i>	4,16	Shammouot e Zakaria, (2017)
<i>Lemna minor</i>	1,62	Sikora <i>et al.</i> (2018)
<i>Landoltia punctata</i>	6,6	Toyama <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaborado pelo autor.

O fósforo presente na biomassa de lemnas, cultivadas em um sistema que utilizava água do lago Dian, na China, variou conforme a espécie utilizada no sistema. Os valores estavam entre 0,84 a 1,54 % (MS) (ZHAO *et al.* 2014a). Um estudo realizado por Xiao *et al.* (2013) mostrou que conforme os períodos de colheita aumentam, para uma mesma espécie de lemna, diferentes períodos de cultivo, não alteram, significativamente, a quantidade de fósforo presente na biomassa da lemnas. Alguns resultados estão relacionados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores de Fósforo na Biomassa Lemnas

Espécie	% de Fósforo	
<i>Lemna gibba</i>	0,86	Shammouot e Zakaria, (2017)
<i>Lemna japonica</i>	1,30	Zhao <i>et al.</i> (2014b)
<i>Lemna minor</i>	0,35	Sikora <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.5 *Landoltia punctata*

Dentre as espécies de lemnas, a *Landoltia punctata* consegue se desenvolver bem durante todos os períodos do ano, mantendo uma taxa média de 4,97 g.m⁻².d⁻¹ (MS) e atingindo um pico de 7,60 g.m⁻².d⁻¹(MS), valor bem superior quando comparadas a outras espécies estudadas (ZHAO *et al.* 2014a). Além disso, a biomassa fresca da mesma apresentou um valor de umidade de 89%. Em sua composição, a biomassa apresentou um valor médio anual de 30,92% de proteína. Ainda nesse estudo, a *Landoltia punctata*, dentre as quatro espécies estudadas,

apresentou um valor de 45,84% (MS) de amido presente em sua biomassa, após um período de oito dias de escassez nutricional. Estes resultados indicam a possibilidade de uso dessa macrófita para geração de biocombustíveis ou utilização para nutrição animal. A Figura 7 ilustra a *Landoltia punctata*.

Figura 7 – *Landoltia punctata*



Fonte: XU *et al.* (2012)

Um estudo realizado por Chen *et al.* (2018), mostrou que uma cultura de *Landoltia punctata*, cultivada em efluente de um *wetland*, durante 16 dias, removeu cerca de 95,6% de nitrogênio total e 89,5% de fósforo total. Ainda que nesse estudo a *Spirodela polyrhiza* apresentasse melhor parâmetros no tratamento do meio utilizado, a *Landoltia punctata*, apresentou uma das mais altas taxa de crescimento, chegando a um valor médio de $6,04 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (MS). Além disso, a *Landoltia punctata*, alcançou um valor de 39,3% (MS) de amido, em sua biomassa, o que indica uma forte possibilidade de aproveitamento como matéria prima para biocombustíveis.

Outro fator que merece destaque, na planta, é a quantidade de proteína presente em sua biomassa. Um estudo realizado por Zhao *et al.* (2014b), onde comparou-se a *Landoltia punctata* e o aguapé, a *lemna* atingiu valores de proteína em sua biomassa que representavam o dobro do aguapé, chegando a um valor de 36% (MS). Li *et al.* (2016) verificou a influência da temperatura na quantidade de proteína presente na biomassa de três espécies de lemnas estudadas. Para todas espécies, o maior valor foi alcançado a $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$, tendo a *Landoltia punctata* alcançado um valor de 31,91% (MS) de proteína. Os resultados citados despertam interesse para utilização

dessa biomassa como fonte nutricional na alimentação animal (BEUKELAAR *et al.* 2018; SHAMMOUT; ZAKARIA, 2015; SIKORA *et al.* 2017).

3.6 Presença de Desreguladores Endócrinos (DEs) nos Esgotos Domésticos e a Fitorremediação com Lemnas

A presença dos Desreguladores Endócrinos (DEs) nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), solo e sedimentos marinhos tem sido investigada por diversos pesquisadores. O destino desses poluentes no meio ambiente é essencial para avaliar seus impactos no solo e nos ambientes aquáticos (BILA; DEZOTTI, 2007). Os desreguladores endócrinos merecem destaque por serem capazes de alterar uma ou várias funções do sistema endócrino (síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação dos hormônios endógenos) e têm, conseqüentemente, efeitos adversos sobre a saúde de organismos, sua descendência ou subpopulações (IKEHATA; NAGHASHKAR; EL-DIN, 2006; DONG *et al.* 2014).

As substâncias que podem afetar o sistema endócrino podem ser sintéticas (alquilfenóis, pesticidas, ftalatos, policlorados de bifenilas (PCD), bisfenol A, substâncias farmacêuticas, entre outras) ou substâncias naturais (estrogênios naturais e fitoestrogênios) (BILA; DEZOTTI, 2007).

Os estrógenos 17α -etinilestradiol e estriol, por exemplo, direcionados ao uso médico em métodos contraceptivos e terapias de reposição hormonal, despertam grande preocupação. São excretados através da urina e fezes e apresentam alto potencial de impacto ambiental e podem causar diversos efeitos nos organismos, principalmente no ambiente aquático e terrestre (HU *et al.* 2017; SMOLARZ *et al.* 2017).

Um levantamento feito por Montes-grajales, Fennix-agudelo e Miranda-castro (2017), envolvendo 141 artigos e abordando 30 países, analisou a presença de micropoluentes oriundos de produtos de higiene pessoal, tais como benzofenona, metilparabeno e o propilparabeno, nas águas superficiais, subterrâneas e em ETE's. A presença dessas substâncias é preocupante devido ao fato de serem resistentes a degradação biológica, podem ser bioacumulativas e ainda podem atuar como desreguladores endócrinos. O estudo mostrou que a muitos destes compostos, cerca de 64, foram encontrados em efluentes de ETE's, seguido de águas

superficiais, com 43 compostos, e pelas águas subterrâneas, com 23 compostos. A situação nos países em desenvolvimento ainda é pior, considerando que os estudos são iniciais em relação a presença dessas substâncias nos corpos hídricos.

Alguns estudos foram realizados com tratamentos que buscam a remoção de desreguladores endócrinos no meio aquático. Reis, Tabei e Sakakibara (2013) utilizaram várias plantas aquáticas, dentre elas, as lemnas, em seu estudo para analisar o mecanismo de remoção dessas substâncias. Os autores observaram eficiências razoáveis para remoção dos compostos estudados, confirmando a capacidade dessas plantas na remoção dos micropoluentes. Um estudo realizado por Solé e Metamoros, (2016) utilizou microalgas em pérolas de alginato para remoção de desreguladores endócrinos de efluentes. Gatidou *et al.* (2017) utilizaram um sistema de tratamento com a *Lemna minor* para remoção de compostos de benzotriazol, que podem apresentar efeitos de interrupção endócrina em peixes (LIANG *et al.* 2017).

Em muitos dos estudos apresentados (IATROU *et al.* 2017; UYSAL, 2013; GUO *et al.* 2017), os sistemas de tratamento, que utilizavam lemnas, conseguiram remoções satisfatórias dos micropoluentes analisados, porém um dos principais problemas que surgem é a capacidade que as plantas possuem em armazenar muitos desses compostos em sua biomassa, o que tornaria o reaproveitamento da mesma inviável, uma vez que iria contribuir ainda mais para o ciclo e o destino dessas substâncias.

4 METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS/UNESP e foi dividida em 3 etapas. Durante todos os experimentos, a espécie utilizada foi a *Landoltia punctata*.

A primeira etapa foi um experimento de bancada realizado dentro do Laboratório, visando avaliar os efeitos da densidade superficial, tempo de detenção e lâmina líquida nos seguintes parâmetros de tratamento: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total (NT). Os detalhes do experimento estão descritos no item 4.1.

A segunda etapa foi realizada na área externa ao laboratório, nos tanques de cultivos de lemnas. Nesta etapa, foram avaliadas as taxas de crescimento, a caracterização da biomassa produzida e os seguintes parâmetros de tratamento: DBO, DQO, NT, Nitrato (NO_3^-), Fósforo Total (PT) e Sólidos Totais (ST). Os detalhes do experimento estão descritos no item 4.2.

A terceira etapa também foi realizada nos tanques de cultivos de lemnas, na área externa do laboratório. Nesta etapa, o principal objetivo foi avaliar a presença dos desreguladores endócrinos (DEs) na biomassa produzida e no esgoto afluyente e efluente aos tanques. Também foram avaliadas as taxas de crescimento e os mesmos parâmetros de tratamento citados na segunda etapa. Os detalhes do experimento estão descritos no item 4.3.

4.1 Etapa 1: Experimento de Bancada: Influências no Polimento do Efluente da ETE de Ilha Solteira

Uma quantidade de lemnas era cultivada em caixas d'água de 1 000 L, que continham esgoto tratado da ETE de Ilha Solteira diluído em água, em uma proporção de 10%. A Figura 8 mostra a caixa onde as lemnas eram cultivadas. Essas plantas eram mantidas para preservar a espécie, caso algum imprevisto ocorresse ao longo da pesquisa, e para se ter plantas para o desenvolvimento de novos experimentos.

Figura 8 – Cultivo das lemnas utilizadas no Experimento



Fonte: Elaborado pelo autor.

Durante a realização desta etapa do experimento, o cultivo das lemnas foi realizado em caixas de, aproximadamente, 15 L. O sistema continha uma bomba submersa para recirculação contínua, em uma vazão de $6 \cdot 10^{-3} \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$, conforme mostra a Figura 9.

Figura 9 – Caixas de Cultivo das Lemnas Experimento Bancada



Fonte: Elaborado pelo autor.

As caixas de cultivo utilizadas ficaram dentro de uma caixa de madeira. Esta, por sua vez, continha uma lâmpada fluorescente de 35 w, ligada a um timer analógico para controle do fotoperíodo. O fotoperíodo utilizado foi de 12 horas (YIN *et al.* 2015).

Foram utilizadas duas caixas de cultivo, conforme Figura 10, contendo esgoto doméstico tratado da ETE de Ilha Solteira – SP. Uma das caixas com lemnas e a outra sem lemnas, somente esgoto, servindo como controle. Desta forma, pode-se avaliar se a presença das lemnas altera o tratamento em comparação com apenas o processo de autodepuração na caixa controle.

Figura 10 – Unidade Experimental Utilizada, Contendo Lemna (A) e Controle (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

Neste experimento foram verificados quais os efeitos relacionados a densidade superficial, o tempo de detenção e a profundidade da lâmina líquida no processo de tratamento. O monitoramento da eficiência do sistema de polimento utilizado, foi feito a partir de parâmetros como DBO, DQO e NT.

4.1.1 Avaliação da Influência da Variação da Densidade Superficial

Para análise da influência da densidade superficial no tratamento do esgoto, considerando um período de detenção fixo de 14 dias, foram adotadas densidades de 250 g.m⁻², 350 g.m⁻² e 450 g.m⁻², seguindo recomendações de Zhao *et al.* (2014a) para manter cobertura satisfatória da superfície, evitando o aparecimento de algas. O tempo de detenção de 14 dias foi escolhido por se tratar de um período satisfatório para que as lemnas tivessem apresentado taxas de crescimento expressivas, para fins de comparação com as diferentes densidades superficiais utilizadas (CHENG *et al.* 2009). Após cada período de detenção, as lemnas foram colhidas e as taxas de crescimento analisadas, juntamente com os parâmetros de tratamento citados.

4.1.2 Avaliação da Influência da Variação do Tempo de Detenção

Os períodos de detenção utilizados foram de 7, 14 e 21 dias. A taxa de densidade superficial adotada foi a que forneceu os melhores resultados para o tratamento do esgoto utilizado como meio de cultivo. Os períodos de detenção utilizados estão dentro da faixa consideradas por (SELVARANI *et al.* 2015; PRYIA; AVISHEK; PATHAK, 2012). Considerando que após cada tempo de detenção foi realizada a colheita das lemnas e análise das taxas de crescimento, o menor tempo de detenção (7 dias) foi escolhido visando ser superior ao tempo de adaptação das plantas, logo após a inoculação nas caixas (CHENG *et al.* 2002a). Em períodos de cultivo muito longos, as plantas começam a crescer nas bordas das superfícies limitantes, o que causa a morte das mesmas, dessa forma, optou se por manter o tempo máximo de detenção em 21 dias (XU; SHEN, 2011). Essa variação do período de detenção permitiu mostrar a influência do tempo de detenção com as eficiências de remoção dos parâmetros analisados.

4.1.3 Avaliação da Influência da Variação da Lâmina d'Água

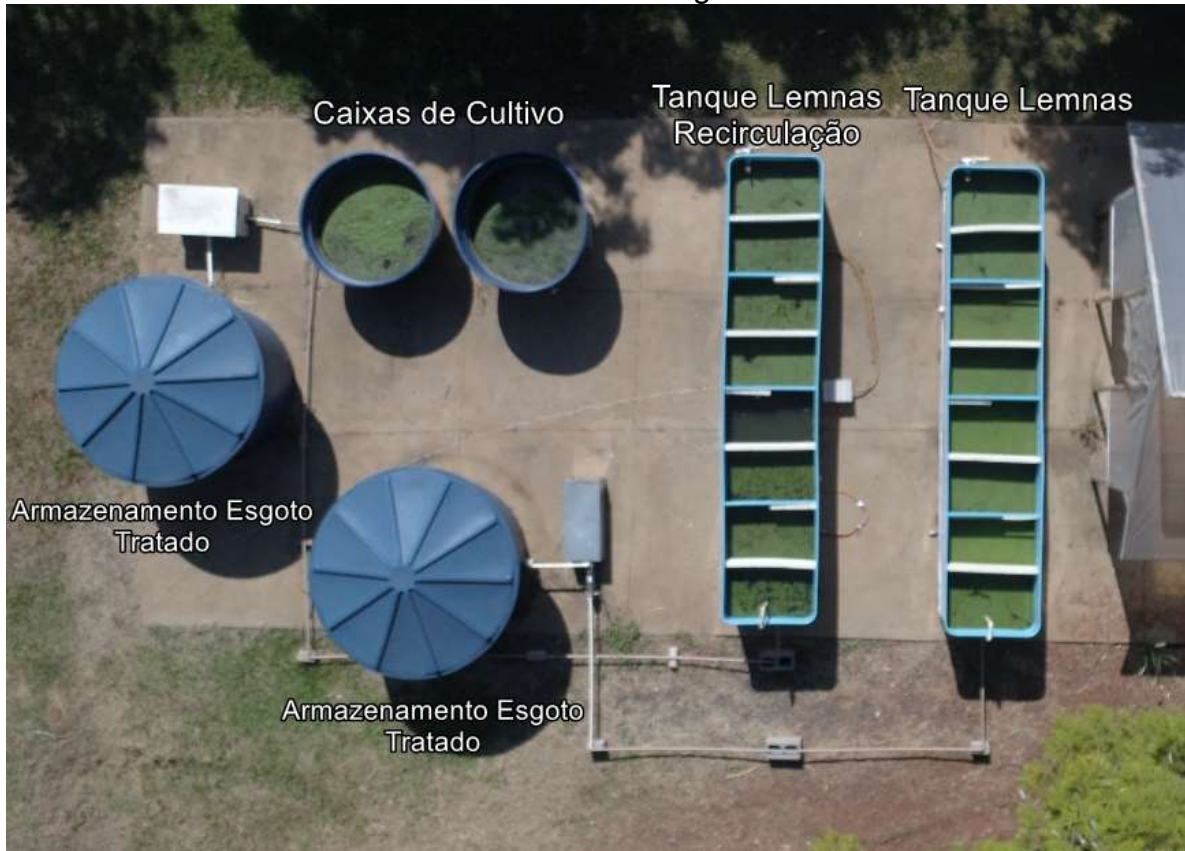
Considerando o período de detenção que forneceu os melhores resultados para remoção de nutrientes, o mesmo foi utilizado para verificar a influência da profundidade adotada no aquário para remoção das cargas. A densidade superficial adotada seguiu o mesmo critério do item anterior. As profundidades utilizadas foram de 10,15 e 20 cm.

Todas essas etapas citadas foram executadas na ordem em que foram apresentadas, sendo fixados para próxima etapa, os valores que forneceram os melhores resultados para o crescimento ou eficiência de remoção.

4.2 Etapa 2: Produção e Caracterização da Biomassa da *Landoltia punctata*

A estação experimental é composta por dois tanques, conforme Figura 11, que simula o escoamento em um canal e estão sendo utilizados para o polimento do efluente, onde a lemna *Landoltia punctata* foi cultivada durante o experimento.

Figura 11 – Vista Superior da Unidade Experimental Utilizada para os Ensaio Piloto com Polimento do Esgoto Sanitário

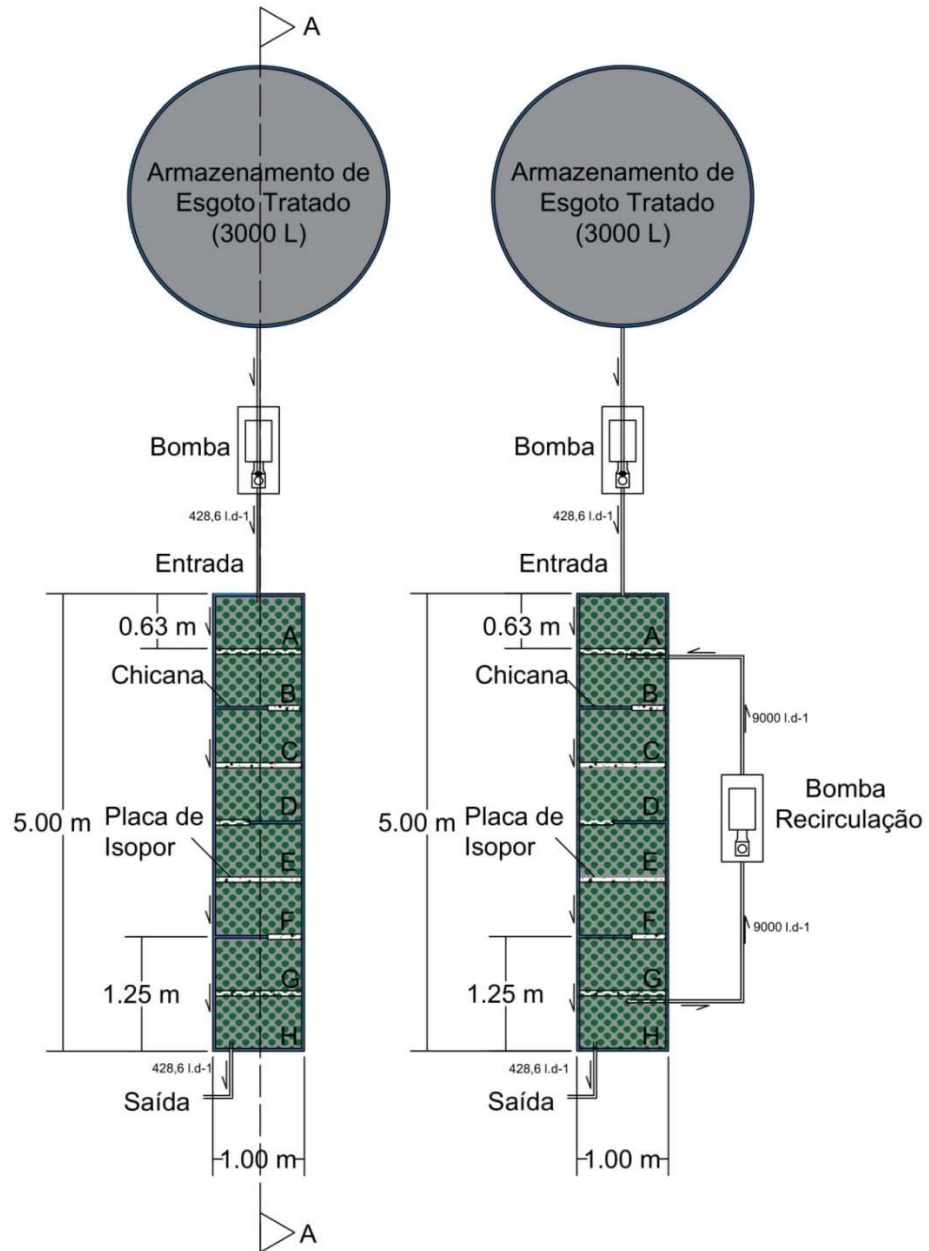


Fonte: Elaborado pelo autor.

Os sistemas pilotos utilizados por Zhao *et al.* (2014) e Xu *et al.* (2011) possuíam colunas de água de 1,5 m e 1,3 m, respectivamente. Já um estudo realizado por Xu e Shen (2011) mostrou que a coluna de 0,40 m, maior adotada por eles nesse experimento, foi a que trouxe melhores eficiências de remoção de nutrientes, assim, a profundidade adotada nesta etapa da pesquisa foi de 0,60 m. O volume no tanque é de 3000 litros. O tanque ficou apoiado em suportes sobre o chão com uma inclinação longitudinal de 0,1%. O tanque de lemnas foi construído em aço-carbono e revestido de material anticorrosivo, além de ser equipado com um sistema de drenos, nas extremidades e nas laterais. Nas Figuras 12 e 13 são apresentadas as dimensões e detalhes dos tanques.

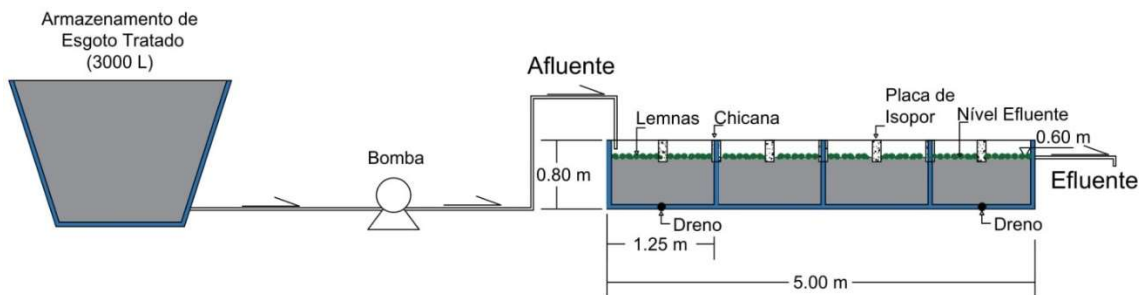
O efluente da ETE foi captado nas saídas das lagoas de estabilização por um caminhão tanque, que o transportou ao Laboratório de Saneamento, onde foi depositado em uma caixa de 3000 litros.

Figura 12 – Planta da Estação Experimental



Fonte: Elaborado pelo autor.

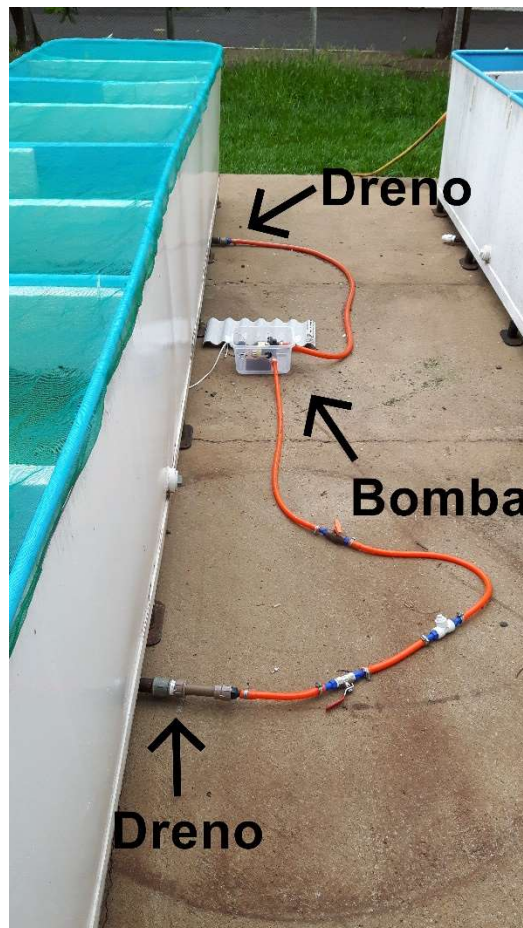
Figura 13 – Cortes “AA” dos Tanques de Lemnas



Fonte: Elaborado pelo autor.

O tempo de retenção hidráulica adotado foi de 7 dias, o que faz com que o esgoto armazenado na caixa seja bombeado em uma vazão de, aproximadamente, 428,6 L/dia. Além do sistema piloto de tratamento, em fluxo contínuo, em um dos tanques foi realizada a recirculação do lodo de fundo, através dos drenos que o tanque possui e por meio de uma outra bomba que ficou responsável pela recirculação do lodo de fundo, trabalhando com uma vazão de 9000 litros/dia, considerando 3 ciclos diários de recirculação. A Figura 14 mostra, em detalhe, o sistema usado para recirculação do efluente do tanque.

Figura 14 – Recirculação do Efluente de um dos Tanques



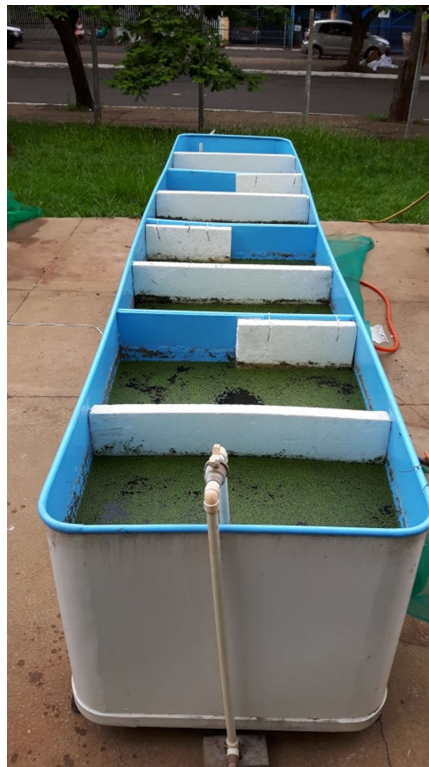
Fonte: Elaborado pelo autor.

Nos tanques foram realizadas divisões feitas com placas de isopor na superfície para avaliação da produção da biomassa, em diferentes períodos de cultivo. Os tanques foram divididos em 8 câmaras, conforme mostrado na Figura 12, variando o período de cultivo em 3 dias. Dessa forma, os valores obtidos de taxa de crescimento foram para 3, 6, 9, 12, 15, 18, 21 e 24 dias de cultivo. Esse período de cultivo abrange o tempo de experimento realizado por Cheng *et al.* (2002), para

espécie *Lemna minor*. Os tempos de cultivo adotados foram selecionados para obter valores de crescimento médio de biomassa nos diferentes comportamentos observados por Cheng *et al.* 2002, sendo, desde uma fase estável, nos primeiros 4 dias, passando por uma fase exponencial, entre 4 e 15 dias, até um crescimento linear, entre 15 e 23 dias.

Para cada câmara do tanque, todos os tempos de cultivo foram realizados. Dessa forma, a câmara A, onde foi realizado, inicialmente, um período de 3 dias, passou a realizar o cultivo em 6, 9, 12, 15, 18, 21 e 24 dias, na sequência. Assim, para cada tempo de cultivo, foram realizadas 8 repetições, uma em cada câmara do tanque. As câmaras foram sequenciadas de A até H. A Figura 15 mostra o tanque de lemnas com recirculação do efluente em funcionamento.

Figura 15 – Tanque de Lemnas com Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para cada tempo de cultivo realizado nas câmaras do tanque, uma massa úmida de 220 g de *Landoltia punctata* foi inoculada inicialmente. Considerando a área superficial de cada câmara, a massa inoculada resultou em uma densidade inicial de 350 g/m². Este valor de densidade das plantas foi adotado para fazer com que as macrófitas ocupassem toda a superfície do tanque, de maneira satisfatória

(ZIMMO; VAN DER STEEN; GIJZEN, 2004), evitando assim o aparecimento de algas periféricas, concorrentes naturais das lemnas por nutrientes. Após cada período de cultivo, as lemnas foram colhidas e sua massa úmida excedente pesada. A secagem das lemnas foi realizada em estufa a 50° C, para obter o valor da biomassa, em massa seca, produzida. Para cada colheita de lemna, a composição de sua biomassa foi analisada conforme o item 4.5. Os parâmetros analisados foram: carbono total, nitrogênio total, fósforo total, proteína e cinzas totais.

A quantificação do crescimento da *Landoltia puncta* foi feita por meio dos parâmetros Crescimento Relativo (Matéria Seca) e Crescimento Específico (Matéria Úmida), conforme analisado por Verma e Suthar (2014).

A Taxa de Crescimento Relativo ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) foi calculada segundo a Equação 6:

$$TB = \frac{MS}{N.A} \quad (6)$$

Em que, MS é matéria seca no período de cultivo (g), N dias de cultivo (d), A área superficial da seção de cultivo (m^2).

A Taxa de Crescimento Específico (d^{-1}) foi calculada segundo Equação 7:

$$TCE = \frac{MF}{N.D.A} \quad (7)$$

Em que, MF matéria fresca no período de cultivo (g), N dias de cultivo (d), D densidade superficial inicial das seções ($350 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$), A área superficial da seção de cultivo (m^2).

O modelo de crescimento logístico foi utilizado para descrição do crescimento das lemnas, da mesma forma que realizado por Yin *et al.* (2015), segundo Equação 8.

$$B_t = \frac{B_f}{1 + \frac{B_f - B_0}{B_0} * e^{\frac{-4\mu_{\text{máx}} \cdot t}{B_f}}} \quad (8)$$

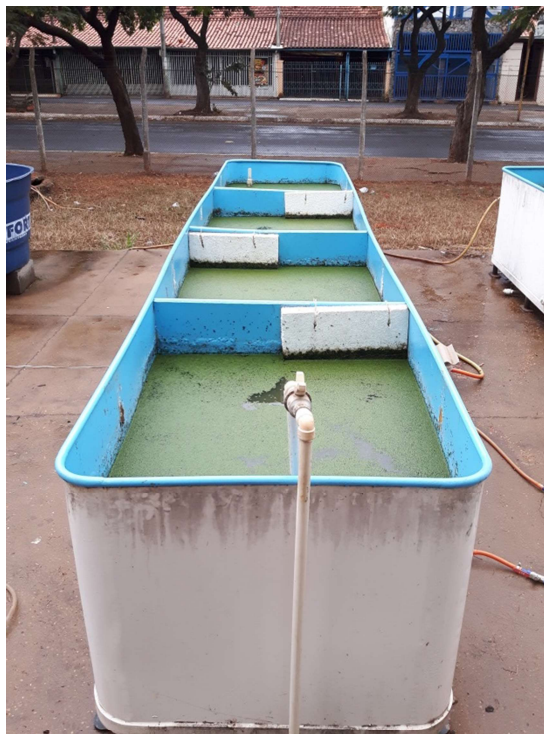
Em que, B_0 e B_f representam o peso seco na fase inicial e estacionária (g), t é o tempo (d), $\mu_{\text{máx}}$ representa a máxima taxa de crescimento ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$). B_t representa a biomassa (g), em massa seca, produzida em um determinado período.

O monitoramento dos parâmetros de tratamento está descrito no item 4.4. Os parâmetros analisados foram: pH, temperatura, NO_3^- , NT, PT, DBO, DQO e ST.

4.3 Etapa 3: Análise da Presença e Remoção de Desreguladores Endócrinos

Nessa etapa, o objetivo principal foi descrever a forma com que os DEs 17α -etinilestradiol (EE2) e o estriol (E3) se comportariam no sistema de tratamento proposto. Foram utilizados os mesmos tanques descritos anteriormente, no item 4.2, porém desta vez, com apenas 4 divisões feitas com as placas de isopor para avaliação do crescimento. As lemnas foram retiradas das caixas de cultivo, ilustrada na Figura 8, e inseridas no tanque. Os períodos de crescimento analisados foram 6, 12, 18 e 24 dias. A Figura 16 mostra o tanque de lemnas com recirculação em funcionamento, com as 4 divisões.

Figura 16 – Tanque de Lemnas com Recirculação para Análise dos DEs



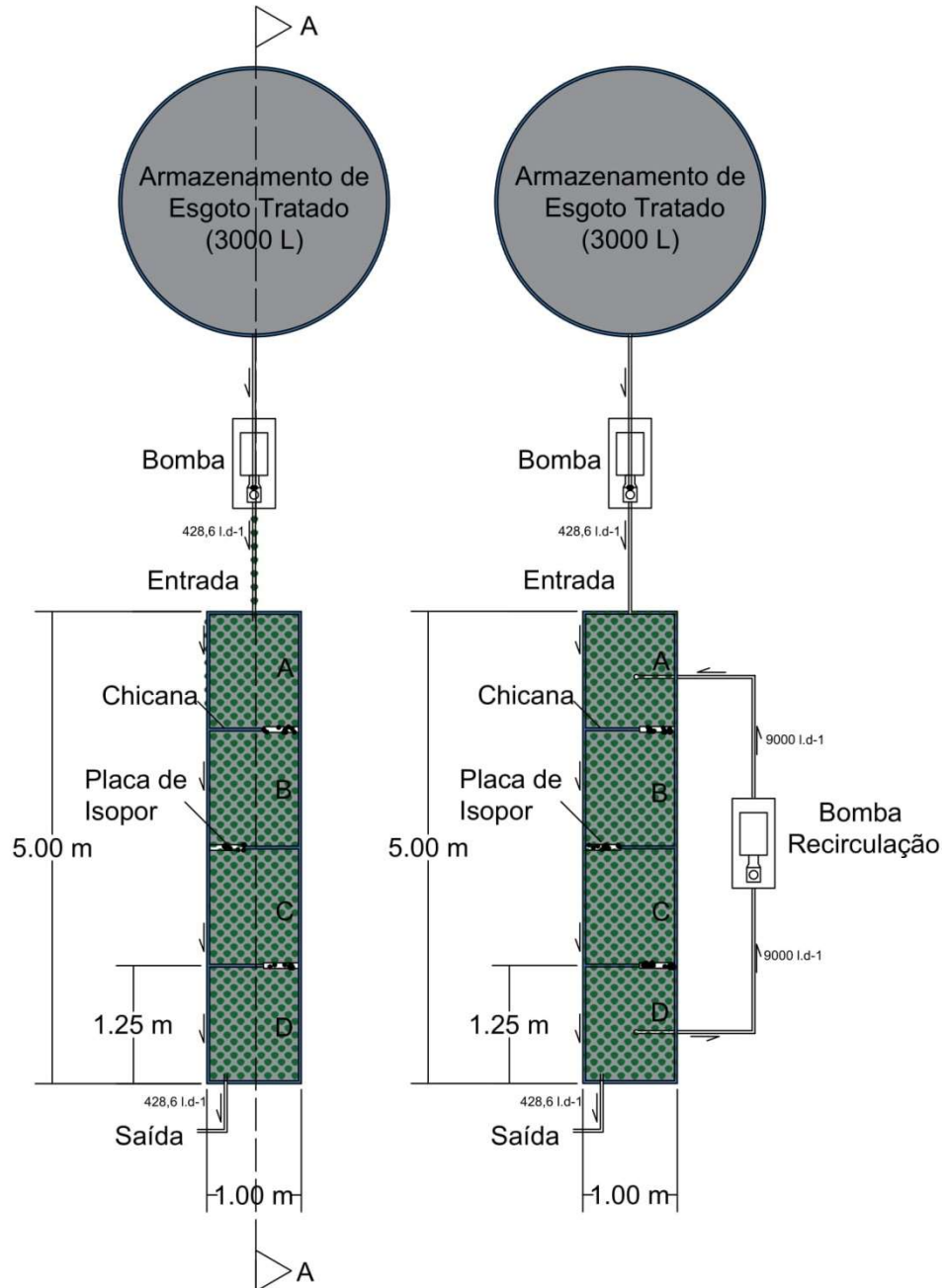
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para cada tempo de cultivo realizado nas câmaras do tanque, uma massa úmida de 440 g de *Landoltia punctata* foi inoculada inicialmente, satisfazendo o valor de 350 g.m^{-2} , citado anteriormente. Após o cultivo e pesagens, as lemnas foram secas na estufa, a 50° C , e sua biomassa foi analisada, dessa vez, considerando a presença dos DE's citados. Nessa etapa, também foram calculadas as taxas de crescimento

relativo e específico, além da aplicação do método logístico para crescimento da lemna, conforme as Equações 6, 7 e 8.

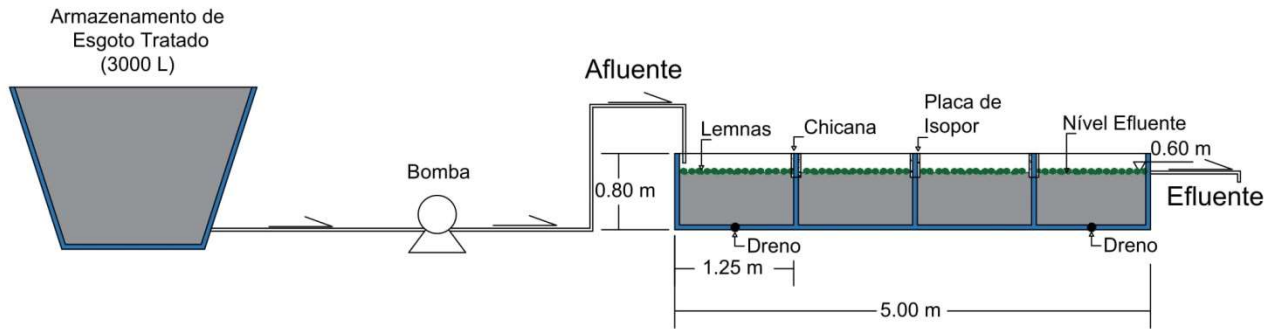
A Figura 17 e a Figura 18 mostram as dimensões e os detalhes dos tanques utilizados nessa etapa.

Figura 17 – Planta dos Tanques de Lemnas na Análise dos DEs



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 18 – Cortes “AA” dos Tanques de Lemnas na Análise dos DEs



Fonte: Elaborado pelo autor.

Da mesma maneira que no item anterior, os dois tanques foram utilizados, sendo que um possui o sistema de recirculação descrito no item 4.2. As vazões utilizadas, tempo de detenção e a lâmina de esgoto no tanque permaneceram as mesmas.

As metodologias utilizadas no monitoramento dos parâmetros de tratamento estão descritas no item 4.4. Nessa etapa, os parâmetros analisados foram: pH, temperatura, NO_3^- , PT, NT, DBO, DQO, ST, 17α -etinilestradiol (EE2) e o estriol (E3).

Os dados obtidos pela presença dos DE's na biomassa das lemnas foram ajustados ao modelo de absorção e dissipação proposto por Khan (1982) e utilizado por Geng *et al.* 2018, descrito pela Equação 9:

$$C_t = \frac{K\alpha \cdot C_0}{\beta - \alpha} (e^{-\alpha t} - e^{-\beta t}) \quad (9)$$

Em que, C_t é a concentração ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) do DE em um determinado tempo de exposição t (d), $K\alpha$ (d^{-1}) é a constante de absorção do DE pelas lemnas, C_0 representa a concentração inicial ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) do DE no meio de cultivo, α e β (d^{-1}) ($\beta > \alpha$) representam as constantes de dissipação.

O tempo necessário ($t_{\text{máx.}}$) para atingir o pico de concentração máxima ($C_{t\text{máx.}}$) e a correspondente concentração máxima, são dados pelas Equações 10 e 11.

$$t_{\text{máx.}} = \frac{\ln \beta - 1}{\beta - \alpha} \quad (10)$$

$$C_{t\text{máx.}} = \frac{K\alpha \cdot C_0}{\beta - \alpha} (e^{-\alpha t_{\text{máx.}}} - e^{-\beta t_{\text{máx.}}}) \quad (11)$$

A Taxa de Bioacumulação (BIOAC) foi calculada de acordo com a Equação 12.

$$\text{BIOAC} = \frac{C_d}{C_s} \quad (12)$$

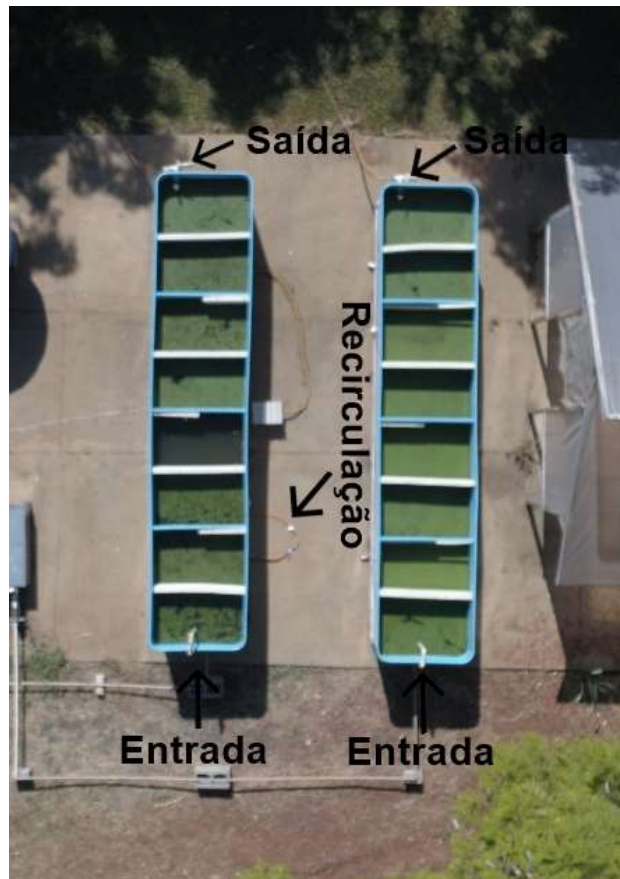
Em que, C_d é a concentração do DE na biomassa das lemnas ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$) e C_s é a concentração inicial no meio de cultivo ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

4.4 Parâmetros de Tratamento Analisados

Para análise dos parâmetros de tratamento, os pontos de coleta de amostra, nos tanques de lemnas, estão mostrados nas Figuras 19 e 20.

O monitoramento do esgoto tratado na etapa 4.2 foi realizado de 07/03/2018 a 02/05/2018. Na etapa 4.3, a coleta de amostras de esgoto para análise dos parâmetros de tratamento e da presença dos DE's foi realizada de 03/07/2018 a 24/07/2018.

Figura 19 – Localização dos Pontos de Coleta nos Tanques Utilizados nos Ensaios



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 20 – Detalhes dos Pontos de Coleta de Amostras



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros analisados e as suas respectivas metodologias estão descritas na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros Analisados e Métodos de Análise

Variável Analisada	Frequência de Amostragem	Método de Análise
pH	Semanal	Sonda Multiparâmetros Aquaread AP 2000
Temperatura (°C)	Semanal	Sonda Multiparâmetros Aquaread AP 2000
DBO (mg.L ⁻¹)	Semanal	APHA (2005)
DQO (mg.L ⁻¹)	Semanal	APHA (2005)
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Semanal	APHA (2005)
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Semanal	APHA (2005)
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Semanal	Método 10020 HACH®
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Semanal	Método 10071 HACH®
17 α -etinilestradiol (EE2) (μ g.L ⁻¹)	Semanal	Cromatografia Líquida – HPLC/DAD Martins <i>et al.</i> (2012); Robinson e Hellou, (2009)
Estriol (E3) (μ g.L ⁻¹)	Semanal	Cromatografia Líquida – HPLC/DAD Martins <i>et al.</i> (2012); Robinson e Hellou, (2009)

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.5 Análises para Caracterização da Biomassa

Após a colheita, as lemnas ficaram na estufa por um período de 48 h, a 50° C. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Fisiologia do Metabolismo Vegetal (Departamento de Biologia e Zootecnia) e no Laboratório de Nutrição de Plantas (Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e dos Solos) da UNESP de Ilha Solteira. As metodologias, na Tabela 6, descrevem as variáveis analisadas na biomassa produzida nos ensaios 4.1 e 4.2.

Tabela 6 – Análises da Caracterização da Biomassa de Lemnas

Variável Analisada	Método de Análise
Carbono Total	Carmo e Silva (2012)
Nitrogênio Total	AOAC (2005)
Fósforo Total	AOAC (2005)
Proteína Bruta	(%N.6,25) AOAC (2005)
Cinzas	AOAC (2005)
17 α -etinilestradiol (EE2)	Cromatografia Líquida – HPLC/DAD Geng <i>et al.</i> (2018)
Estriol (E3)	Cromatografia Líquida – HPLC/DAD Geng <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.6 Análises do 17 α -etinilestradiol (EE2) e estriol (E3) no Esgoto e na Biomassa da *Landoltia punctata*

As análises referentes às amostras coletadas de esgoto foram realizadas no Laboratório de Saneamento (Departamento de Engenharia Civil). Foi utilizado um cromatógrafo líquido de alta eficiência, equipado com detector *Photodiode Array* (Shimadzu® SPD-M20A).

As análises referentes às amostras coletadas da biomassa das lemnas foram analisadas no Laboratório de Fisiologia do Metabolismo Vegetal (Departamento de Biologia e Zootecnia). Os padrões analitos utilizados foram obtidos pela Sigma-Aldrich®.

4.6.1 Extração das Amostras para Análise

Neste trabalho, para extração das amostras, tanto do esgoto líquido quanto da biomassa das lemnas, foi utilizada a Microextração Líquido-Líquido Dispersiva (DLLME). As amostras de esgoto dos tanques foram extraídas utilizando como solvente dispersor o metanol e como solvente extrator o tetracloreto de carbono, como recomendado por Martins *et al.* (2012). Após a secagem, as amostras foram suspensas como 0,25 µL de metanol.

Na extração das amostras das lemnas, a biomassa seca foi colocada em solução de acetonitrila, passando por banho ultrassônico, segundo realizado por Geng *et al.* (2018). Após a secagem, as amostras foram suspensas com 0,25 µL de metanol.

Para determinação dos DE's, as fases móveis se constituíram segundo a Tabela 07 (VERBINNEN; NUNES; VIEIRA, 2010).

Tabela 7 – Eluição Gradiente da Fase Móvel para Determinação dos DE's

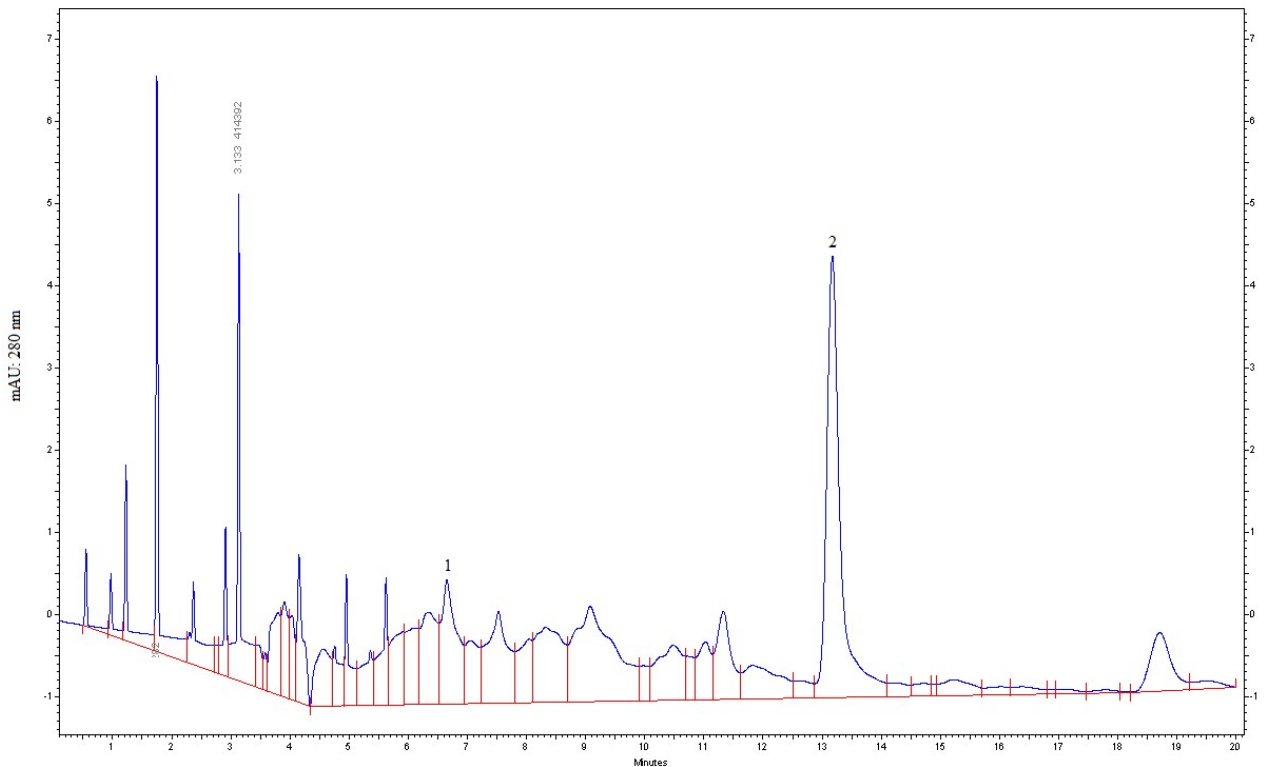
Tempo (min.)	ACN %	H ₂ O Milli-Q *
0,01	10	90
5	50	50
10	34	46
16	34	46
17	50	50
18	10	90
19	10	90
20	Finalização	

ACN = Acetonitrila; *Acidificação com Ácido Acético (3,50<pH<4,00)

Fonte: Elaborado pelo autor.

O comprimento de onda para identificação dos determinados picos cromatográficos foi de 280 nm. A identificação dos compostos foi efetuada segundo seus respectivos tempos de retenção e perfis espectrofotométricos para o E3(1) e EE2(2) respectivamente, conforme Figura 21.

Figura 21 – Identificação dos Picos Cromatográficos dos DE's E3 (1) e o EE2 (2)



Fonte: Elaborado pelo autor

4.6.2 Validação do Método Cromatográfico

Na validação da metodologia para os compostos EE2 e E3, foram utilizados os critérios e recomendações de Ribeiro *et al.* (2008), e conforme realizado por Tenália (2014). Os parâmetros analíticos utilizados para validação dos métodos de separação foram: seletividade, linearidade, precisão, exatidão, limite de detecção e limite de quantificação.

Os Limites de Detecção (LD) e os Limites de Quantificação (LQ) para o E3 foram $278,30 \text{ ng.L}^{-1}$ e $834,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Para o EE2, os valores foram de $24,80 \text{ ng.L}^{-1}$ e $74,30 \text{ ng.L}^{-1}$.

4.7 Processamento dos Dados e Estatística

Em todas as etapas, os dados brutos colhidos de crescimento, tratamento, concentrações de DE's caracterização da biomassa foram armazenados e preparados para plotagem no *software* Microsoft Excel® 2016 16.0.11029.20045.

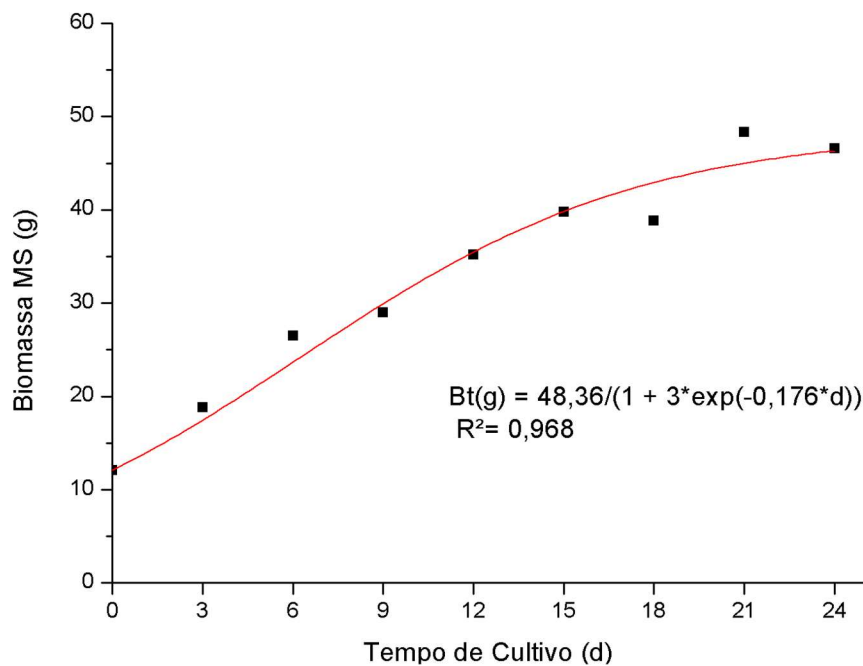
A plotagem de todos os dados foi realizada pelo *software* Origin® v8.0724. O *software* foi utilizado para gerar todos os gráficos deste trabalho. Além disso, o mesmo foi utilizado para ajuste dos modelos citados de crescimento da biomassa e da absorção de DE's pelas lemnas. O teste estatístico t para comparação estatística entre os tanques com e sem recirculação do efluente também foi realizado pelo Origin® v8.0724.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Produção da Biomassa

A Figura 22 mostra a curva de crescimento da biomassa obtida no tanque com recirculação do efluente. Com o ajuste do modelo, a taxa máxima de crescimento foi de $\mu_{\text{máx.}} = 2,13 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$, com um $R^2 = 0,97$. O maior valor de biomassa foi encontrado para o período de 21 dias de cultivo da *Landoltia punctata*, sendo de 48,36 g MS.

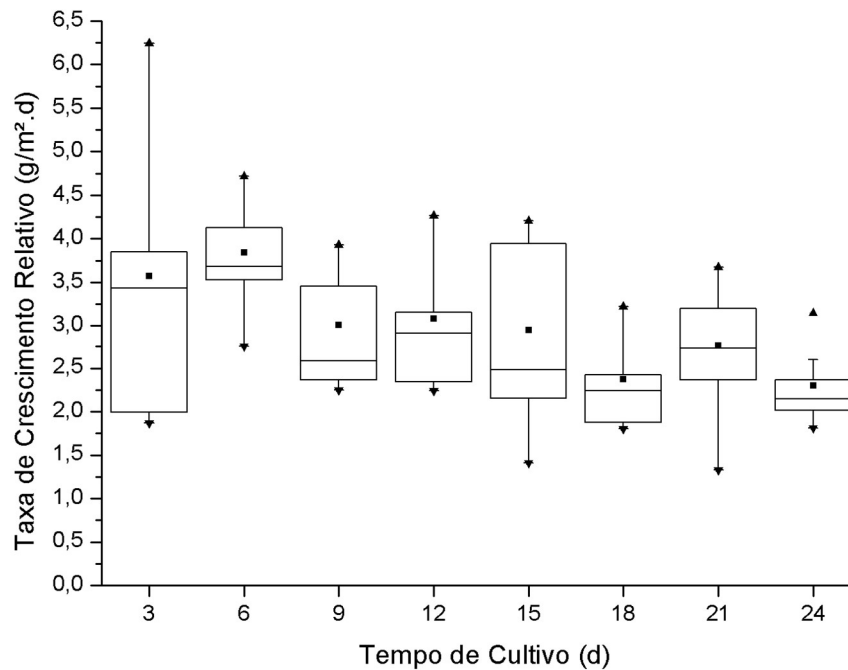
Figura 22 – Curva de Crescimento da Biomassa no Tanque com Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 23 mostra as taxas de crescimento relativos para cada período de cultivo realizado no tanque com recirculação do efluente.

Figura 23 – Taxas de Crescimento Relativo no Tanque com Recirculação

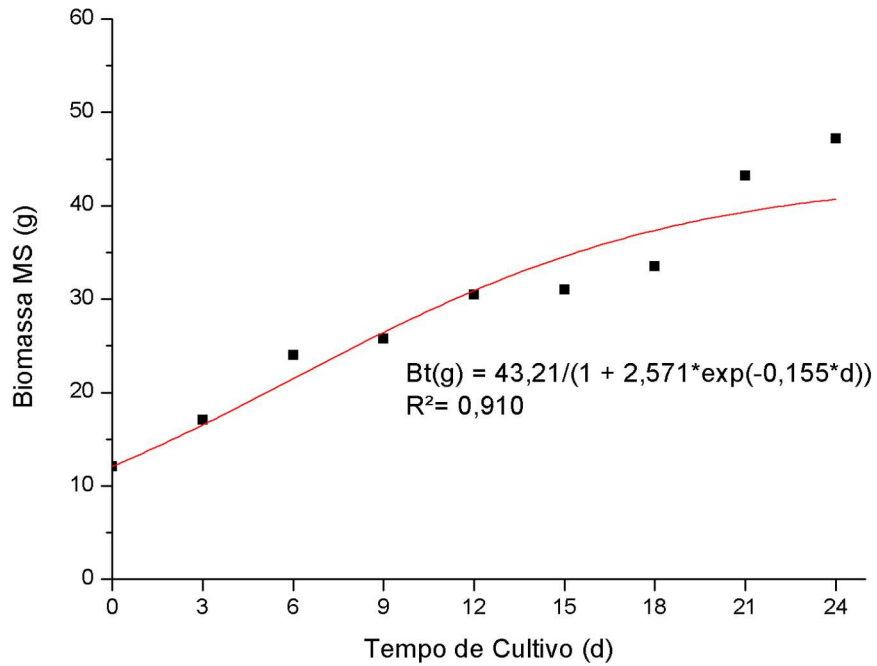


Fonte: Elaborado pelo autor.

Para uma densidade superficial inicial de 350 g.m^{-2} , o período de 6 dias de cultivo foi o que atingiu maior valor médio de taxa de crescimento relativo, sendo de $3,84 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ MS. Após esse período de cultivo, observou-se uma diminuição no valor médio dos mesmos, com os menores valores sendo de $2,30$ a $2,38 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ MS, entre os períodos de cultivo de 18 a 24 dias.

A Figura 24 mostra o ajuste do modelo de crescimento para a produção de biomassa do tanque sem recirculação do efluente. A taxa máxima de crescimento específico obtida foi de $\mu_{\text{máx.}} = 1,67 \text{ g.d}^{-1}$, com um $R^2 = 0,91$. O máximo valor obtido de produção de biomassa foi de $47,17 \text{ g MS}$ para 24 dias de cultivo. Nos pontos da curva mostrada, observou-se já uma tendência na diminuição da produção de biomassa a partir de 15 dias de cultivo, diferente do que ocorreu com a curva da Figura 22 que apresentou uma tendência crescente de produção até 21 dias de cultivo, onde foi obtido o maior valor de biomassa produzida.

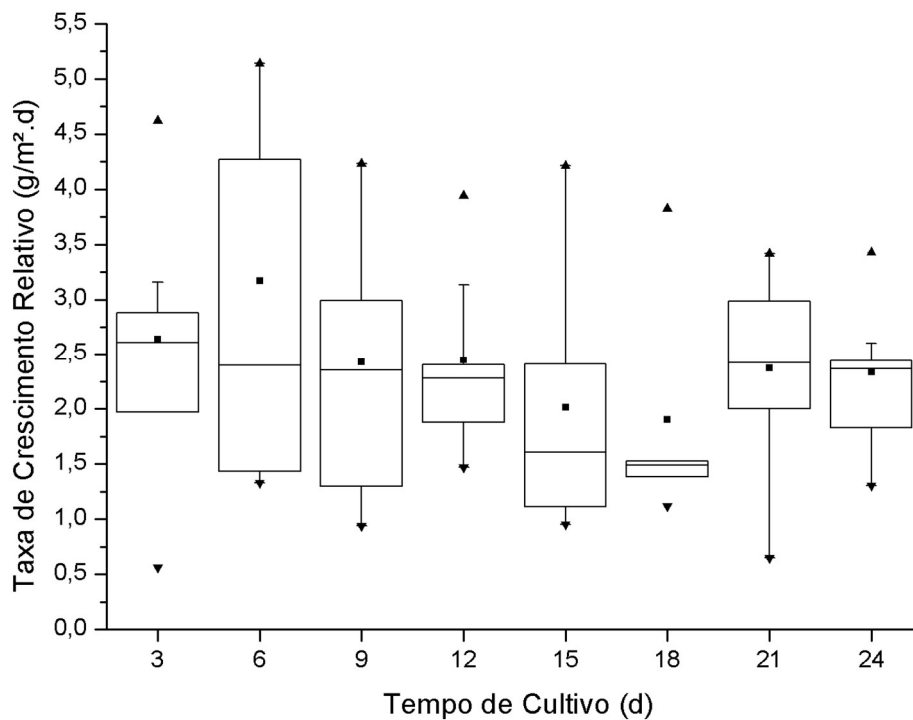
Figura 24 – Curva de Crescimento da Biomassa no Tanque Sem Recirculação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 25 mostra as taxas de crescimento relativo para os diferentes períodos de cultivos no tanque sem a recirculação do efluente.

Figura 25 – Taxas de Crescimento Relativo no Tanque Sem Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A maior taxa média de crescimento relativo foi para o período de cultivo de 6 dias, sendo de $3,17 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O gráfico apresentou comportamento semelhante ao da Figura 24, com as menores taxas médias de crescimento relativo entre os períodos de 15 a 24 dias de cultivo, com valores de 2,01 a $2,34 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A menor taxa de crescimento relativo foi para o período de 18 dias, chegando a um valor de $1,90 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Os dados contidos nas Figuras 23 e 25 mostram que o maior valor médio de taxa de crescimento relativo encontrado foi de $3,84 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Matéria Seca) para 6 dias de cultivo, no taque de recirculação. Este valor se aproxima da taxa de $3,50 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ encontrada por Ge *et al.* (2012), utilizando *Lemna minor*, cultivada em esgoto suíno e coletadas em intervalos de 3 dias. Verma e Suthar (2015) em um estudo de revisão indicaram que a taxa de produção de biomassa pode variar com a espécie da lemna utilizada, sendo de $3,50 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ pra *Lemna minor*, chegando a $8,50 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ para *Lemna gibba*.

Al-Hashimi e Joda (2010) utilizaram um tanque contendo *Lemna gibba* para tratamento de esgoto doméstico. O esgoto passava por um pré tratamento em um tanque de sedimentação, antes de chegar no tanque de cultivo das macrófitas. A colheita foi realizada de maneira contínua, permitindo um crescimento saudável, evitando o aparecimento de áreas livres na superfície do tanque. Os autores alcançaram uma taxa de crescimento relativo de $1,20 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ MS. A taxa de crescimento das macrófitas está ligada a concentração de nutrientes presente no esgoto e nas condições climáticas em que as mesmas estão submetidas. As taxas médias de crescimento relativo atingidas neste trabalho foram superiores ao valor atingido por Al-Hashimi e Joda (2010), mesmo se tratando de um esgoto bem diluído, assim como o utilizado no trabalho citado.

Xu *et al.* (2011) utilizaram esgoto suíno tratado em um digestor anaeróbio. As lemnas da espécie *Spirodela Polyrhiza* foram cultivadas em uma lagoa com 300 m^2 de área. A taxa de crescimento relativo chegou a um valor de $12,40 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ MS. O valor citado é bem superior ao registrado nos trabalhos citados anteriormente e as médias verificadas neste trabalho. Um dos fatores que pode exercer grande influência nas taxas de crescimento das plantas são as concentrações de nutrientes que o meio de cultivo possui. O esgoto suíno tem como característica ser menos diluído que esgotos domésticos ou sanitários, desta forma, a maior disponibilidade de nutrientes

facilita a obtenção de maiores taxas de crescimento da planta. Quando comparadas aos trabalhos citados, as taxas médias de crescimento relativo podem ser consideradas satisfatórias, considerando as variações que podem ocorrer com a espécie utilizada e o esgoto utilizado no cultivo das plantas.

A Tabela 8 mostra a comparação das taxas de crescimento específico e relativo entre os tanques de cultivo com recirculação de efluente e sem recirculação do efluente.

Tabela 8 – Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo

Cultivo (d)		3	6	9	12
Taxa de Crescimento Relativo (g.m ⁻² .d ⁻¹)	<i>Tanque</i>	3,57 ±	3,84 ±	3,01 ±	3,08 ±
	<i>Recirculação</i>	1,37 ^a	0,59 ^a	0,68 ^a	0,67 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque S/</i>	2,64 ±	3,17 ±	2,43 ±	2,45 ±
	<i>Recirculação</i>	1,14 ^a	1,55 ^a	1,17 ^a	0,77 ^a
Cultivo (d)		15	18	21	24
Taxa de Crescimento Relativo (g.m ⁻² .d ⁻¹)	<i>Tanque</i>	2,95 ±	2,38 ±	2,76 ±	2,30 ±
	<i>Recirculação</i>	1,03 ^a	0,51 ^a	0,73 ^a	0,42 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque S/</i>	2,02 ±	1,90 ±	2,37 ±	2,34 ±
	<i>Recirculação</i>	1,05 ^a	0,95 ^a	0,86 ^a	0,61 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque</i>	0,16 ±	0,13 ±	0,13 ±	0,14 ±
	<i>Recirculação</i>	0,04 ^a	0,03 ^a	0,03 ^a	0,02 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque S/</i>	0,11 ±	0,10 ±	0,12 ±	0,14 ±
	<i>Recirculação</i>	0,05 ^b	0,06 ^a	0,05 ^a	0,04 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetro de crescimento indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados apresentados mostram que apesar do tanque com recirculação do efluente apresentar, na curva de crescimento, uma taxa de crescimento específico maior e apresentar taxas médias de crescimento relativo maiores, os dados apresentados, em sua maioria, não são estatisticamente significantes. Isso mostra que a utilização do sistema de recirculação utilizado em dos tanques de cultivo não foi capaz de provocar alterações relevantes nas taxas de crescimento analisadas.

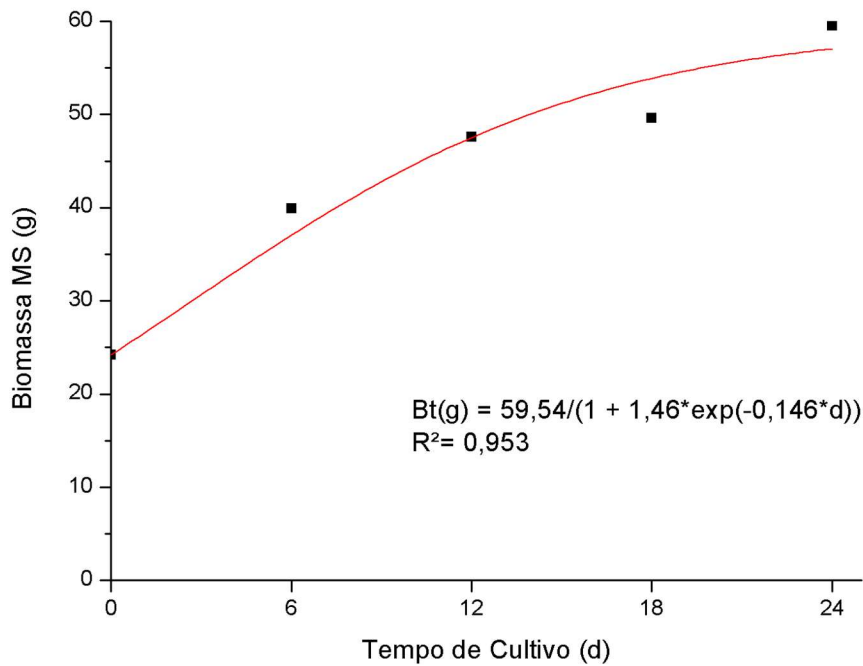
Xu e Shen (2011) chegaram a resultados que indicaram que um aumento da densidade inicial superficial diminui a taxa de crescimento específico. Considerando que foram utilizados, neste trabalho, densidades superficiais iguais para todas as seções, o tempo de cultivo iria possuir influência na taxa de crescimento relativo, uma vez que as densidades iriam ficar cada vez maiores. Para densidades maiores, alcançadas em períodos de cultivos maiores, as taxas de crescimento específico ficaram com valores menores, conforme mostra a Tabela 8. Esses resultados mostram que o efeito da superposição das plantas em uma seção limitada sempre existe e influencia na taxa de crescimento específico e, além disso, pode influenciar nas taxas de produção de biomassa (MS).

Um estudo realizado por Kufel, Strzałek e Przetakiewicz (2018) verificou o efeito da superpopulação na *Lemna minor*, considerando a área superficial das frondes, tamanho das colônias (número de frondes), taxa de reprodução (baseada no aumento de frondes) e taxa de crescimento. O estudo utilizou uma série de densidades superficiais baixas e outra com valores maiores. Tanto a taxa de crescimento relativo, quanto a taxa de reprodução (baseada no número de frondes) foram extremamente afetadas pelas altas densidades superficiais iniciais das plantas. Desse estudo, pode-se observar que a alta densidade que a superfície de cultivo começa a ter, após um determinado período, afeta significativamente as taxas de crescimento da planta. Esse é um dos fatores que pode explicar os menores valores de taxas médias de crescimento relativo atingidos nos períodos superiores a 15 dias de cultivo das plantas.

Os resultados para o experimento descrito no item 4.3 são mostrados, a seguir. Neste experimento, optou-se por uma menor abrangência dos períodos de cultivos, uma vez que o objetivo principal do experimento foi determinar a presença dos DE's no tanque e na biomassa produzida. A Figura 26 mostra a curva de produção da

biomassa com o ajuste do modelo de crescimento proposto. Os dados plotados forneceram um valor de $\mu_{\text{máx.}} = 2,17 \text{ g.d}^{-1}$, com um $R^2 = 0,95$. O maior valor médio alcançado de biomassa foi de 59,54 g MS para um período de cultivo de 24 dias.

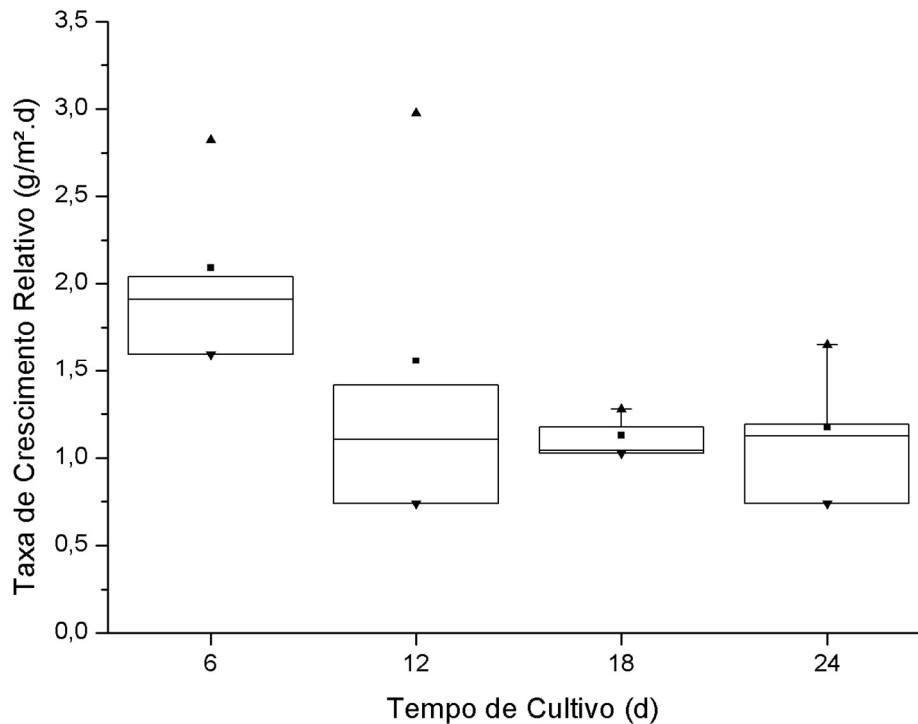
Figura 26 – Crescimento da Biomassa no Tanque com Recirculação na Análise de DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 27 mostra as taxas de crescimento relativo obtidas nos períodos de cultivos realizados no experimento 4.3 para o tanque com recirculação do efluente. O máximo valor médio de $2,09 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ foi encontrado em um período de cultivo de 6 dias, ocorrendo uma diminuição das taxas após esse período. Nos períodos seguintes, nota-se uma proximidade entre as taxas médias apresentadas, com valores de 1,13 a $1,56 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

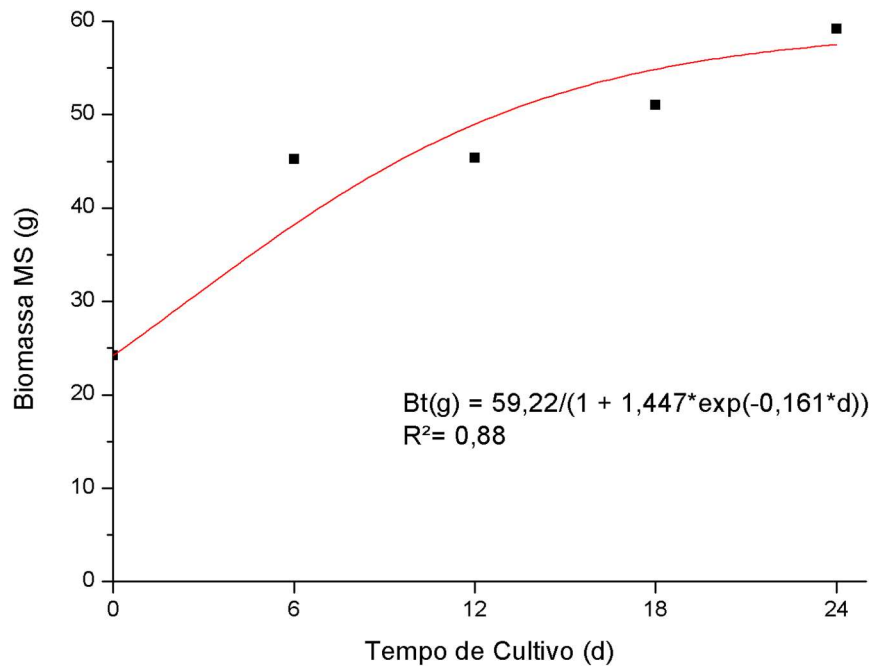
Figura 27 – Taxas de Crescimento Relativo no Tanque com Recirculação na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

O crescimento da biomassa obtido no experimento de análise dos DE's no tanque sem recirculação é mostrado na Figura 28. O ajuste do modelo forneceu um valor de $\mu_{\text{máx.}} = 2,38 \text{ g.d}^{-1}$, com um $R^2 = 0,88$. O maior valor de produção de biomassa encontrado foi de 59,22 g MS, em um período de cultivo de 24 dias. Neste caso, o comportamento dos pontos médios de produção de biomassa não permite observar com clareza uma estabilidade na produção da biomassa obtida, geralmente, que ocorre entre 18 a 21 dias de cultivo, segundo Cheng *et al.* (2002).

Figura 28 – Crescimento da Biomassa no Tanque Sem Recirculação na Análise de DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

As taxas de crescimento relativo obtidas para o tanque sem recirculação no experimento de análise dos DE's são mostradas na Figura 29. No gráfico apresentado, nota-se a maior taxa de crescimento relativo em um período de 6 dias de cultivo, com um valor médio de $2,81 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Da mesma forma que o gráfico da Figura 28, os períodos seguintes apresentaram taxas médias de crescimento relativo menores e com valores próximos que estavam entre $1,17$ a $1,41 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

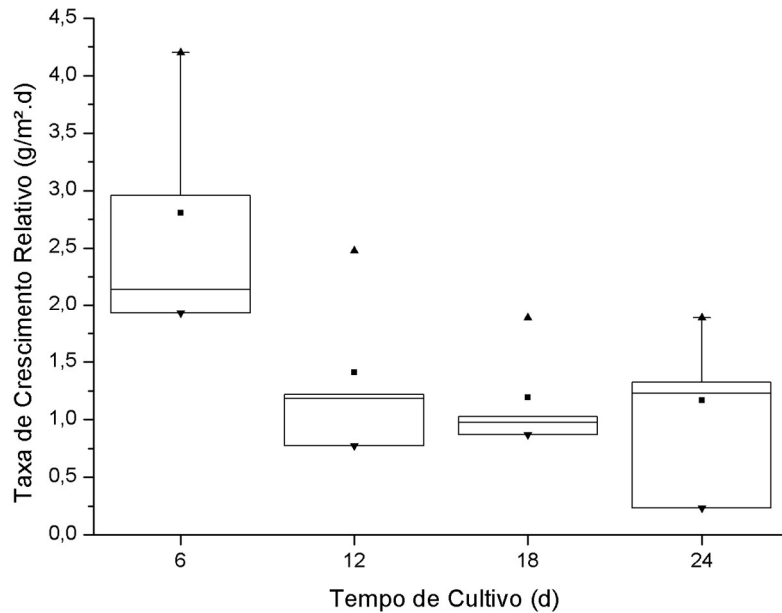
Os gráficos mostrados para a etapa de análise dos DE's mostram um comportamento semelhante ao observado nos resultados de crescimento obtidos para o item 4.1. Os valores máximos de taxa de crescimento relativo foram alcançados em 6 dias de cultivo. Xu e Shen (2011) cultivando *Spirodela Polyrhiza* em esgoto suíno observaram os efeitos da frequência de colheita das lemnas na produção total de biomassa. Os autores utilizaram 4 regimes diferentes de colheita e analisaram a produção total de biomassa, a taxa de crescimento específico e a taxa de crescimento relativo. No regime de maior frequência de colheita, as plantas apresentaram uma taxa maior e significativa de crescimento relativo, com um valor de $20 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Matéria Úmida). Este fator observado pode explicar as menores taxas de crescimento relativo

apresentadas nesta etapa do experimento. Enquanto que, anteriormente, foram utilizados períodos de colheita com intervalo de 3 dias, nesta etapa, foram utilizados intervalos de 6 dias.

O maior espaçamento dos períodos de colheita, aliado ao fato do maior aumento da densidade superficial em períodos com mais de 15 dias de cultivo, pode explicar o comportamento que as taxas médias de crescimento relativo apresentaram nos gráficos para os períodos de 12, 18 e 24 dias de cultivo. Frédéric *et al.* (2006) cultivaram *Lemna minor* em meio Hoagland para avaliação da densidade superficial inicial nas taxas de produção de biomassa. Os autores observaram que a taxa de crescimento era dependente da densidade inicial de lemnas, de forma que, quanto maior a densidade superficial inicial, menores as taxas de crescimento. Os autores sugeriram um modelo para obtenção da densidade superficial adequada para uma taxa de crescimento desejada, em um dado intervalo de colheita.

Dessa maneira, os dados observados, quando comparados com os valores de crescimento do experimento 4.2, podem indicar a influência em que maiores valores de densidades superficiais exercem nas taxas de crescimento, além da frequência de colheita das plantas. Este fato pode explicar o comportamento dos gráficos das Figuras 27 e 29, onde a maior taxa de crescimento relativo foi obtida com o menor tempo de cultivo, além dos tempos seguintes de cultivos apresentarem valores inferiores de taxas de crescimento. Além disso, a menor frequência de colheita pode explicar as menores taxas de crescimento relativo, em relação ao experimento 4.2.

Figura 29 – Taxas de Crescimento Relativo para o Tanque Sem Recirculação na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

As taxas de crescimento específico e relativo para o experimento de análise dos DE's estão na Tabela 9, para os dois tanques de cultivo.

Tabela 9 - Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo na Análise dos DE's

Cultivo (d)		6	12	18	24
Taxa de Crescimento Relativo (g.m ⁻² .d ⁻¹)	<i>Tanque</i>	2,09 ±	1,56 ±	1,13 ±	1,18 ±
	<i>Recirculação</i>	0,52 ^a	0,98 ^a	0,12 ^a	0,37 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque S/</i>	2,81 ±	1,41 ±	1,19 ±	1,17 ±
	<i>Recirculação</i>	0,05 ^a	0,07 ^a	0,01 ^a	0,03 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque</i>	0,12 ±	0,08 ±	0,06 ±	0,07 ±
	<i>Recirculação</i>	1,03 ^a	0,74 ^a	0,47 ^a	0,69 ^a
Taxa de Crescimento Específico (d ⁻¹)	<i>Tanque S/</i>	0,15 ±	0,10 ±	0,07 ±	0,07 ±
	<i>Recirculação</i>	0,06 ^a	0,09 ^a	0,04 ^a	0,06 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetro de crescimento indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Pela taxa de crescimento específico máxima, obtida pelo ajuste do modelo de crescimento, e pela taxa média de crescimento relativo, nota-se que o tanque onde não foi realizada a recirculação do efluente apresentou os maiores valores médios. Na comparação desses valores pela Tabela 9, observa-se que as diferenças entre as taxas de crescimento específico dos dois tanques não foram estatisticamente significantes ($p < 0,05$). Um estudo realizado por Pena *et al.* (2017) cultivando *Lemna minor* em esgoto suíno atingiu uma taxa de crescimento relativo de $3,01 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (MS). Os valores encontrados nesta etapa do experimento são inferiores ao reportado nesse estudo. Os autores utilizaram esgoto suíno pré-tratado para cultivo com um valor de DQO de 8300 mg.L^{-1} . No presente estudo, a maior concentração registrada de DQO foi de $322,67 \text{ mg.L}^{-1}$. Gaur e Suthar (2017) utilizando também esgoto suíno pré-tratado, a partir de processos de digestão anaeróbia, apresentou valores iniciais de DBO de 224 mg.L^{-1} . O máximo valor de DBO registrada no presente estudo foi de $79,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Os autores relataram um rápido crescimento das plantas. Com uma cobertura inicial de 20% da superfície dos tanques de cultivo, em 7 dias, as lemnas já cobriam toda área, dessa maneira, as colheitas foram realizadas dentro desse período.

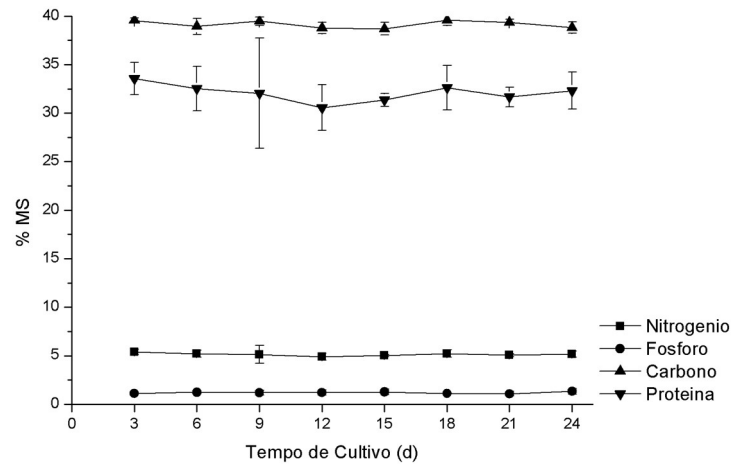
Analisando os estudos citados anteriormente, o fato de alguns experimentos apresentarem valores de taxas de crescimento relativo superiores às mostradas neste trabalho pode estar relacionado com as características do meio de cultivo utilizado. No caso de esgotos domésticos ou sanitários, a matéria orgânica está mais diluída do que, por exemplo, no caso de esgotos suínos. Este fato influencia a quantidade de nutrientes disponíveis no meio.

5.2 Caracterização da Biomassa

As Figuras 30 e 31, a seguir, mostram os resultados obtidos para as concentrações de carbono, fósforo, nitrogênio e proteína presente na biomassa das lemnas, em diferentes períodos de cultivos.

Pelos dados apresentados no tratamento com recirculação do efluente (Figura 30), observa-se uma quantidade expressiva de proteína presente na biomassa das lemnas, com um valor médio máximo de 33,57%. Para carbono, fósforo e nitrogênio, os valores médios máximos foram de 39,60%, 1,34% e 5,37%, respectivamente.

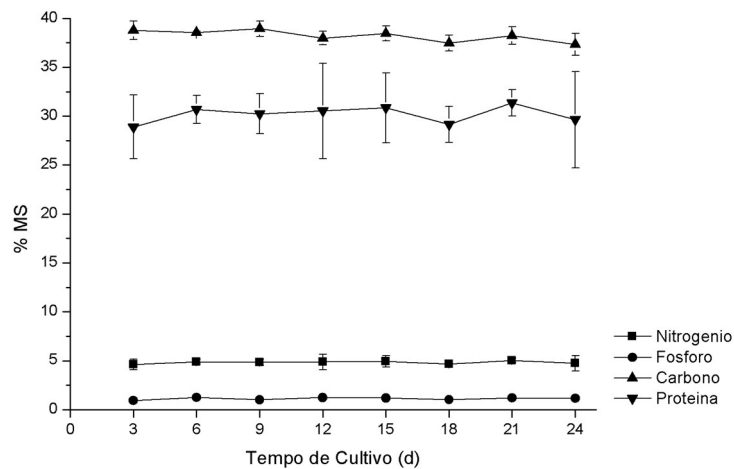
Figura 30 – Características da Biomassa das Lemnas no Tanque com Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados apresentados no ensaio sem recirculação do efluente (Figura 31) são muito próximos dos valores encontrados na Figura 30, onde o cultivo foi realizado no tanque com recirculação do efluente. Novamente, a quantidade de proteína presente na biomassa foi bastante expressiva com máximo valor médio de 30,84%. Para carbono, fósforo e nitrogênio, os valores médios máximos foram de 38,94%, 1,26% e 5,01%, respectivamente.

Figura 31 – Características da Biomassa das Lemnas no Tanque sem Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

Apperonth *et al.* (2017) analisaram a quantidade de proteína presente na biomassa de lemnas do gênero *Spirodela*, *Landoltia*, *Lemna*, *Wolffiella* e *Wolffia*. O conteúdo de proteína presente variou de 20 a 35% nas análises. Para *Landoltia*, o valor encontrado foi de cerca de 18%. Neste trabalho, as plantas foram cultivadas em laboratório, com meio de cultivo controlado, segundo proposto por Apperonth, Teller e Horn (1996). Um trabalho realizado por Sikora, Niemiec e Szlag-Sikora (2017) analisaram a biomassa da *Lemna minor*, coletada em lagoas locais. Os valores encontrados para nitrogênio e fósforo foram de 0,83% e 0,35%, respectivamente. No trabalho realizado por Gaur e Suthar (2017), após a *Spirodela polyrhiza* ficar submetida ao tratamento de um esgoto suíno pré-tratado, o valor de proteína em sua biomassa aumentou de 19,35% para 44,32%, ao final do período de cultivo. Shammout e Zakaria (2014) realizaram um trabalho onde foram coletadas e analisadas lemnas selvagens em lagoas de irrigação. Os valores para proteína e fósforo presente na biomassa foram de 26% e 0,86%, respectivamente. Zhao *et al.* (2014b) compararam a quantidade de proteína presente na *Lemna japonica* com o aguapé (*Eichhornia crassipes*), ambas coletadas em lagoas de tratamento de águas residuárias próximas ao local do estudo. O meio de cultivo utilizado foi água do lago Dian, na China. Os valores de proteína e fósforo presentes na biomassa da *Lemna japonica* foram de 36,05% e 1,30%, respectivamente. Mohedano *et al.* (2012b) utilizando um sistema de duas lagoas de lemnas, em série, para tratamento de esgoto suíno, analisaram a quantidade de proteína presente na biomassa da *Landoltia punctata*. Para as lemnas cultivadas na primeira lagoa, os valores ficaram em torno de 26 a 45%, enquanto para segunda lagoa os valores tiveram uma oscilação maior, além de, em sua maioria, serem inferiores aos obtidos com as lemnas da primeira lagoa.

Pode-se observar, pelos estudos apresentados, que existe uma tendência das lemnas apresentarem valores maiores de proteína, quando submetidas a esgotos mais concentrados, como o suíno. Essa variação pode ocorrer também de acordo com a espécie da lemna utilizada. Para o fósforo, pode-se notar que os valores poucos se alteram, mesmo considerando espécies diferentes. Os valores do presente estudo apresentaram-se dentro da faixa dos valores citados anteriormente. Para o conteúdo de proteína na biomassa, mesmo sendo utilizado um esgoto mais diluído do que o suíno, por exemplo, os valores encontrados podem ser considerados próximos dos citados anteriormente.

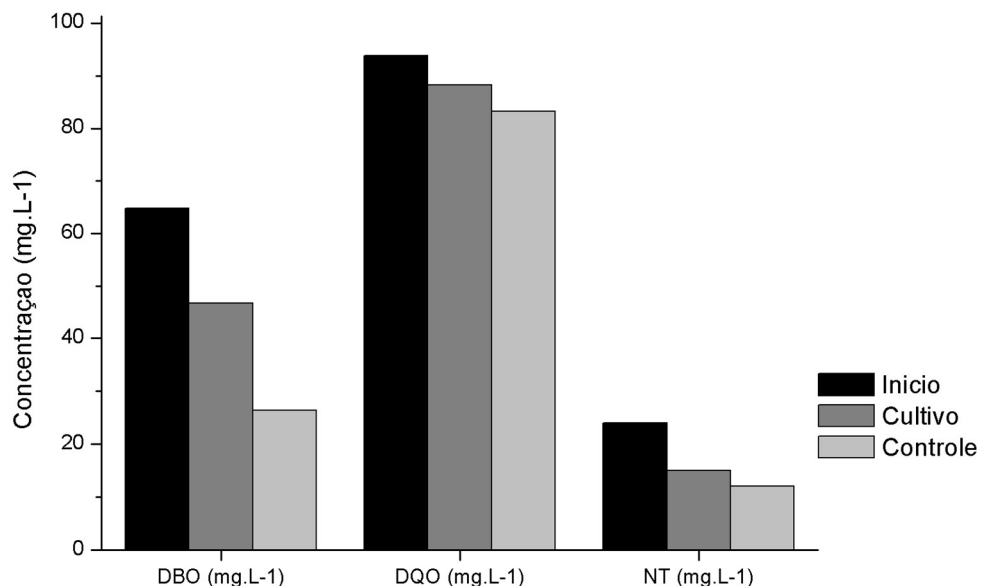
5.3 Polimento do Efluente da ETE de Ilha Solteira

5.3.1 Experimento Bancada

Os resultados do experimento 4.1 são mostrados a seguir. A Figura 32 mostra o resultado dos parâmetros de tratamento quando utilizado uma densidade superficial inicial de 250 g.m⁻² de lemnas. O tempo de detenção adotado, inicialmente, foi de 14 dias.

Pelo gráfico mostrado, pode-se observar que, ao final do tempo de cultivo, o controle apresentou uma DBO de 26,35 mg.L⁻¹, valor inferior ao da caixa de lemnas que apresentou uma DBO de 46,60 mg.L⁻¹. O mesmo ocorreu com o valor da DQO, ao final do tratamento, apresentando um valor inferior ao da caixa de cultivo de lemnas, sendo de 83,25 mg.L⁻¹. Para o NT, a caixa de lemnas chegou a um valor final de 15 mg.L⁻¹, com o controle chegando a 12 mg.L⁻¹.

Figura 32 – Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 250 g.m⁻².



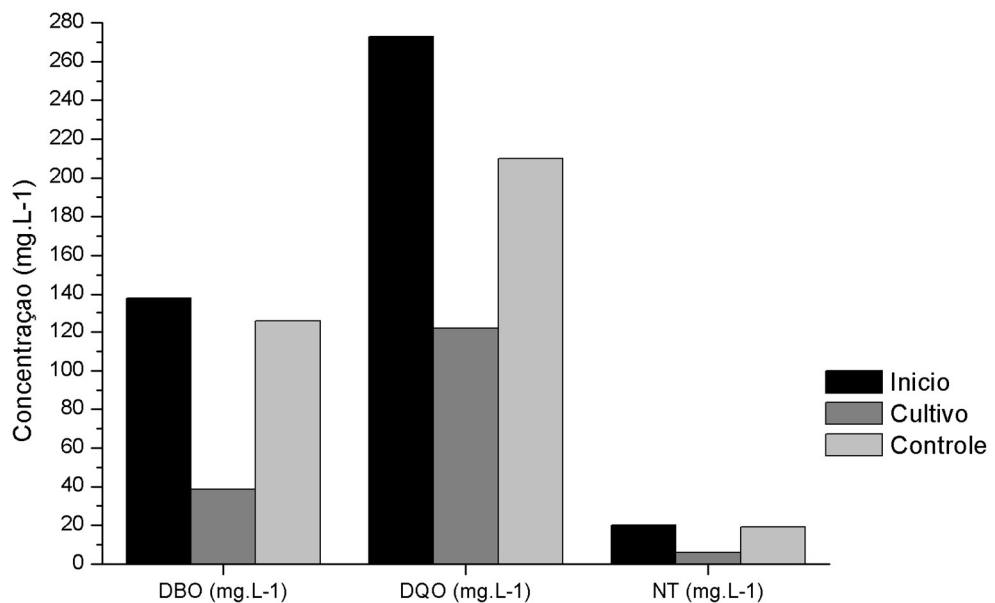
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados do tratamento do efluente da ETE de Ilha Solteira, com uma densidade inicial superficial de 350 g.m⁻² de lemnas estão mostrados na Figura 33.

Para a densidade de 350 g.m⁻², pode-se observar um comportamento diferente do mostrado no gráfico da Figura 32. Todos os parâmetros analisados apresentaram

valores inferiores na caixa de cultivo de lemnas, ao final do período de tratamento. Para o NT, a caixa com lemnas apresentou um valor de 6 mg.L⁻¹, enquanto que o controle apresentou 19 mg.L⁻¹. Para DBO e DDQO, os valores para a caixa de cultivo foram 38,50 e 121,98 mg.L⁻¹, enquanto que o controle apresentou valores de 125,69 e 210 mg.L⁻¹, respectivamente.

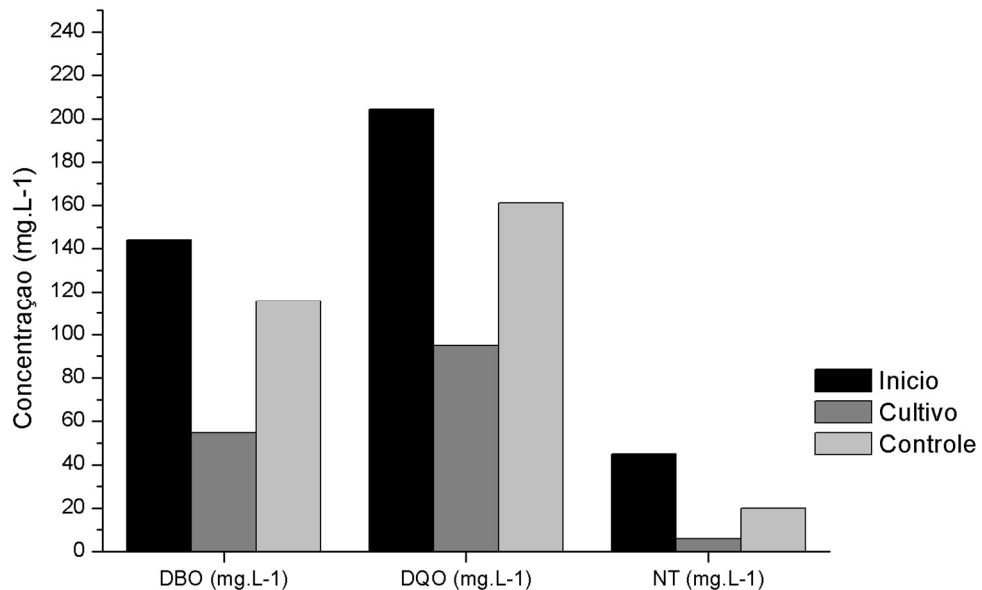
Figura 33 – Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 350 g.m⁻²



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados do tratamento do efluente da ETE de Ilha Solteira, com uma densidade inicial superficial de 450 g.m⁻² de lemnas estão mostrados na Figura 34.

Figura 34 – Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma densidade inicial de 450 g.m⁻²



Fonte: Elaborado pelo autor.

Nesta situação de cultivo, com uma densidade superficial inicial de 450 g.m⁻², o comportamento foi semelhante ao gráfico da Figura 33. A caixa com lemnas apresentou valores de parâmetros de tratamento inferiores aos obtidos no controle. Nesse caso, mesmo o valor inicial de NT sendo de 45 mg.L⁻¹ (maior do que o dobro da concentração no cultivo de 350 g.m⁻²), os valores finais de NT foram semelhantes aos obtidos anteriormente, 6 mg.L⁻¹ para a caixa com lemnas e 20 mg.L⁻¹ para a caixa controle.

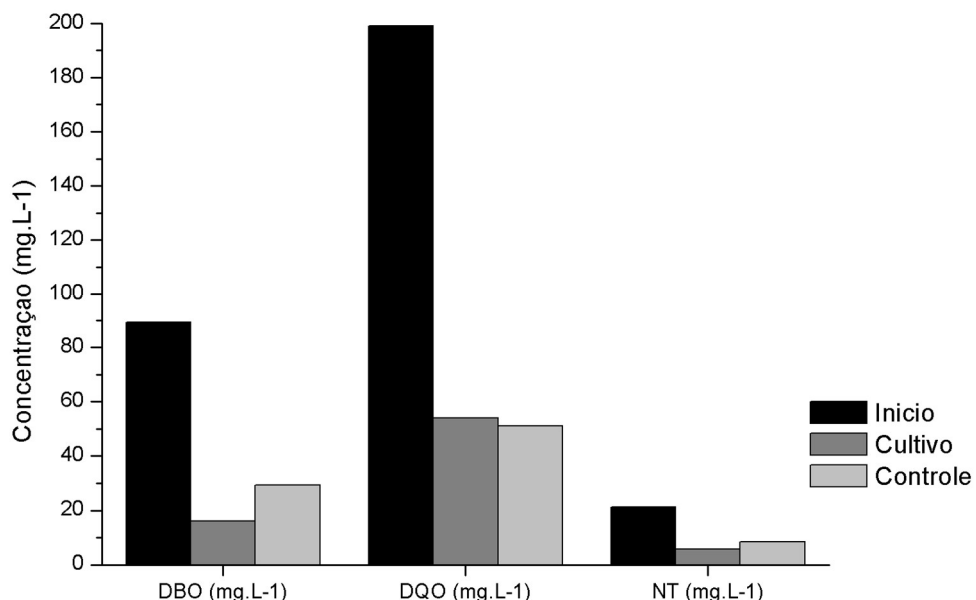
Em seu trabalho, Xu e Shen (2011) cultivando *Spirodela Polyrhiza* em esgoto suíno, analisaram diferentes densidades superficiais, com diferentes tempos de colheita. No trabalho citado, foi mostrado que maiores densidades superficiais conseguiram atingir maiores taxas de remoção para o nitrogênio e fósforo. A adoção de uma densidade superficial que cobria 80% da superfície de cultivo atingiu um valor de remoção de NT de 83,7%, enquanto que uma densidade superficial que cobriu cerca de 20% da superfície atingiu uma eficiência de remoção de 50,3%. Vale ressaltar que, no estudo citado, os autores fizeram a colheita em diferentes períodos para cada densidade adotada, diferentemente do que ocorreu neste estudo. Os resultados encontrados mostram que uma maior densidade superficial inicial de lemnas ajuda na remoção dos nutrientes do meio de cultivo, porém, para TDH

maiores, torna-se necessário a colheita periódica das plantas, uma vez que uma situação de superpopulação acarretaria mortes e diminuição das taxas de crescimento, com conseqüente perda na capacidade de assimilação dos nutrientes pelas plantas.

Pelos resultados apresentados, tanto a densidade superficial inicial de 350 e 450 g.m⁻² apresentaram valores de parâmetros de tratamento melhores que os da caixa controle. A densidade superficial de 350 g.m⁻² foi adotada nas próximas etapas para evitar crescimento excessivo das lemnas nas bordas secas das caixas, assim como evitar sobreposição entre as mesmas, ocasionando morte das plantas.

Os resultados para a variação dos tempos de detenção são mostrados a seguir. Para um TDH de 7 dias, os resultados são mostrados na Figura 35. Os valores iniciais dos parâmetros analisados são semelhantes aos que já foram registrados nas etapas anteriores. Novamente, pode-se notar uma tendência aos parâmetros da caixa de cultivo de lemnas apresentarem valores menores, quando comparados aos da caixa de controle.

Figura 35 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 7 dias

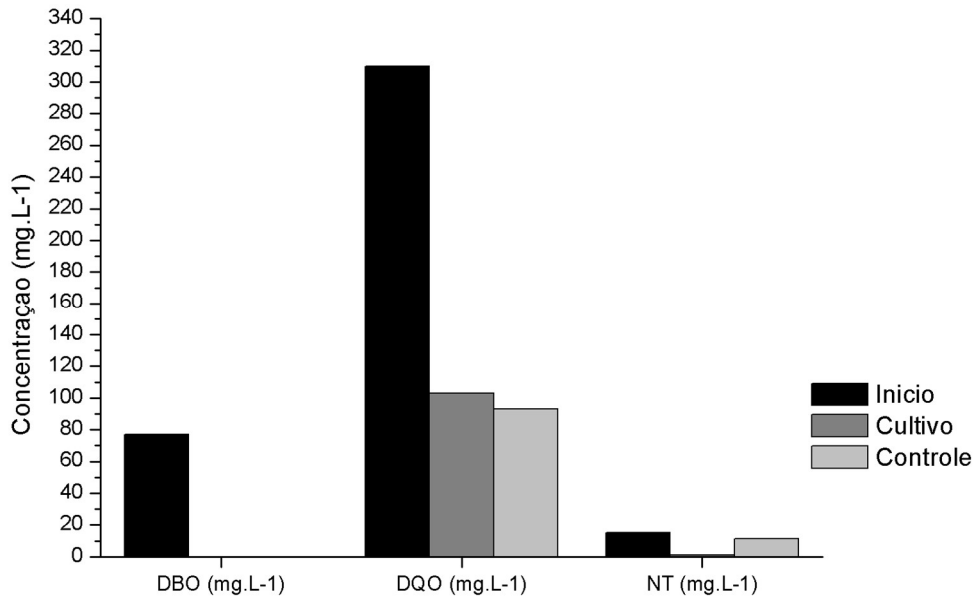


Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 36 mostra os resultados dos parâmetros analisados para um TDH de 14 dias. Observa-se um comportamento semelhante ao que ocorreu no gráfico da Figura 35, com os parâmetros da caixa de cultivo de lemnas apresentando valores

menores em relação aos da caixa controle. Para o NT, nesta etapa, o valor final para caixa de cultivo de lemnas foi de 1 mg.L^{-1} , sendo de $11,40 \text{ mg.L}^{-1}$ para caixa controle. A DBO, ao final do período de tratamento, apresentou valor nulo, tanto para caixa de lemnas, quanto para caixa controle.

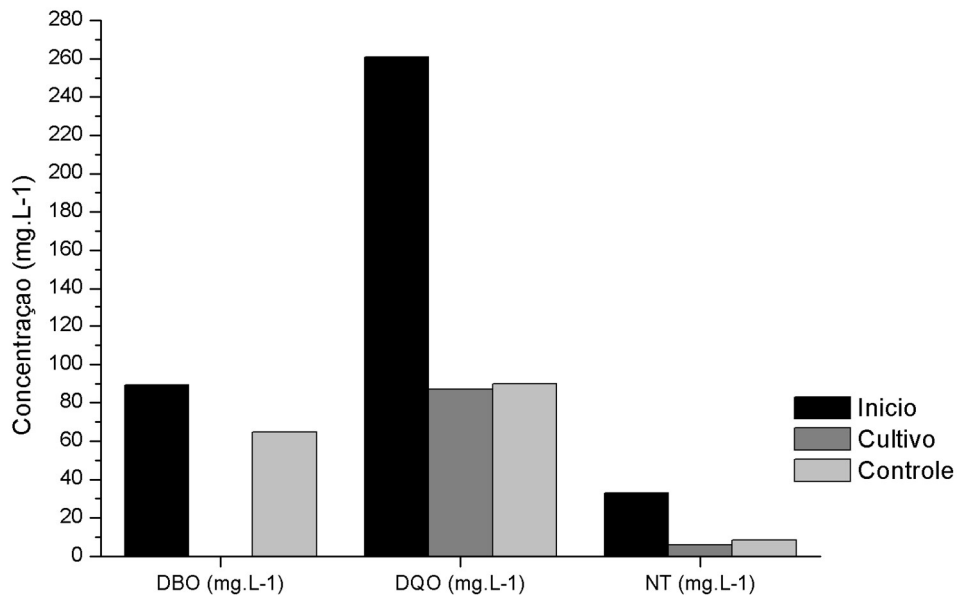
Figura 36 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 14 dias



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados obtidos para um TDH de 21 dias estão presentes na Figura 37. Nesse gráfico, também é possível observar uma melhora expressiva dos parâmetros analisados na caixa de cultivo de lemna. Para o NT, mesmo com um valor inicial de 33 mg.L^{-1} (Valor superior aos apresentados anteriormente), os valores finais foram de $5,90 \text{ mg.L}^{-1}$ para caixa de lemnas e $8,40 \text{ mg.L}^{-1}$ para caixa controle. Para DBO, ao final do tratamento, o valor foi nulo na caixa de lemnas, sendo de $64,86 \text{ mg.L}^{-1}$ na caixa controle.

Figura 37 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com um TDH de 21 dias



Fonte: Elaborado pelo autor.

Um estudo realizado por Amare, Kebede e Mulat (2018) utilizando como meio de cultivo um esgoto sintético feito a partir de esgoto de indústria têxtil, destilaria e doméstico chegou a valores de remoção de DBO e DQO de 70% a 80%, utilizando um TDH de 21 dias para cultivo da *Lemna minor*. Nesse estudo citado, pode-se observar pelos gráficos que as maiores diferenças entre as eficiências de tratamento ocorrem até os 14 e 21 dias de TDH. Não foram feitas colheitas regulares das plantas, o que pode influenciar no comportamento da remoção dos nutrientes analisados. Xu e Shen (2011) em seu trabalho mostraram uma colheita contínua e em maior frequência pode colaborar na remoção dos nutrientes analisados. Chen *et al.* (2018) utilizando como meio de cultivo esgoto de um sistema de *wetland*, chegaram em valores de eficiência de remoção de NT de, aproximadamente, 90% para *Landoltia punctata*, em um período de 16 dias. No estudo citado, o valor inicial de NT era de, aproximadamente, 6 mg.L⁻¹. Neste trabalho, o regime de colheita adotado foi de 4 dias.

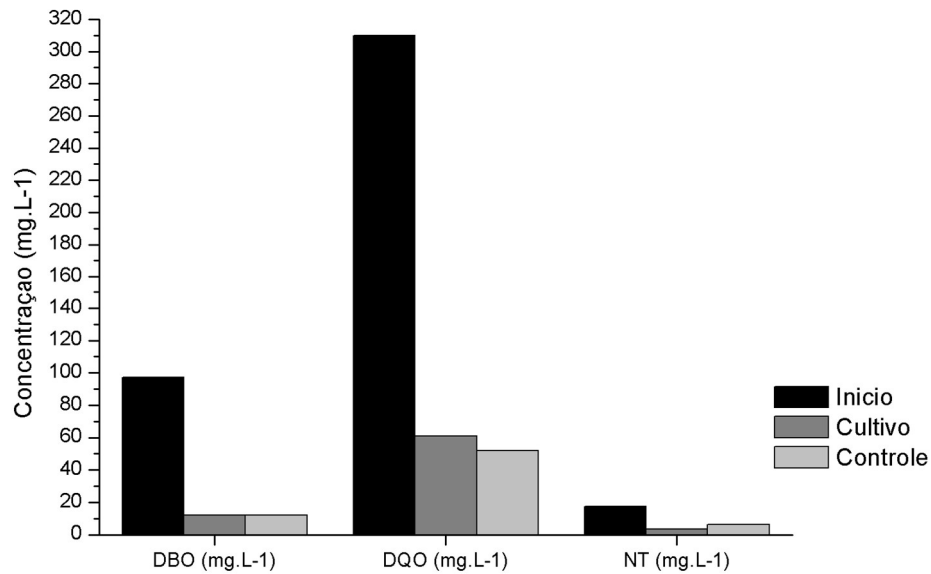
Nos estudos citados, os autores utilizaram TDH que variavam de 7 a 28 dias. Embora as eficiências de remoção sejam maiores para um TDH de 28 dias, as maiores diferenças obtidas são alcançadas em cerca de 21 dias de cultivo. É importante ressaltar a necessidade de colheita periódica para TDH maiores, evitando assim morte excessiva das lemnas por superpopulação. Além disso, torna se importante a adoção de uma densidade superficial inicial que evite o aparecimento de algas, devido a

passagem de luz para o meio de cultivo. Um valor de densidade superficial maior faz com que seja necessário uma frequência de colheita maior, conforme observado por Xu e Shen (2011). Caso exista o aparecimento de algas, as taxas de crescimento relativo das plantas podem ser prejudicadas, devido as mesmas serem concorrentes por nutrientes do meio. Em um meio contendo algas, o nitrogênio disponível em forma de amônia pode volatilizar, devido ao aumento de pH do meio, pelo consumo de CO₂, devido ao crescimento algal. Este fato, diminui a disponibilidade do nitrogênio para as plantas.

Observando os resultados apresentados para o TDH, os períodos de 14 e 21 dias apresentaram melhores resultados, quando comparados ao de 7 dias. Foi selecionado o período de 14 dias para as próximas etapas do experimento, devido a evitar o crescimento excessivo das plantas nas caixas e possível morte das mesmas.

Para um TDH de 14 dias e uma densidade superficial inicial de 350 g.m², foram testadas diferentes lâminas d'água. A Figura 38 mostra os resultados encontrados para uma lâmina de 10 cm. Pode-se observar que houve pouca diferença entre os parâmetros analisados nesta etapa do experimento. Para a DBO, os valores finais foram de 12,12 e 12,16 mg.L⁻¹ para a caixa com lemnas e a caixa controle, respectivamente. A caixa com lemnas apresentou um valor de 61 mg.L⁻¹ para DQO, enquanto que o valor final da caixa controle foi de 52 mg.L⁻¹.

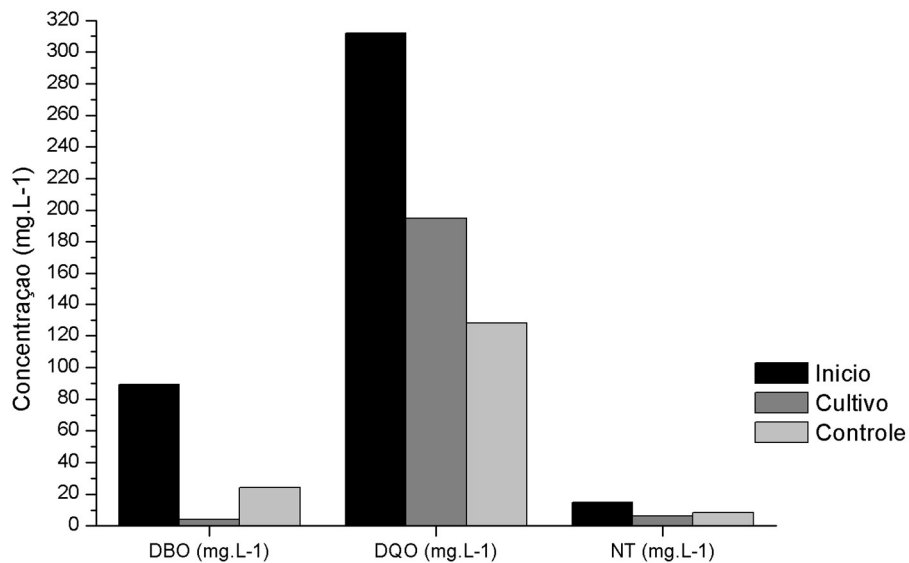
Figura 38 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 10 cm



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 39 mostra os resultados obtidos para uma lâmina de 15 cm. O comportamento foi semelhante ao gráfico da Figura 39, onde foi testada uma lâmina de 10 cm. Pode-se observar que houve pouca diferença entre os parâmetros, com exceção da DBO que apresentou um valor final de 4,02 mg.L⁻¹ para caixa com lemnas e 24,32 mg.L⁻¹ para caixa controle.

Figura 39 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 15 cm

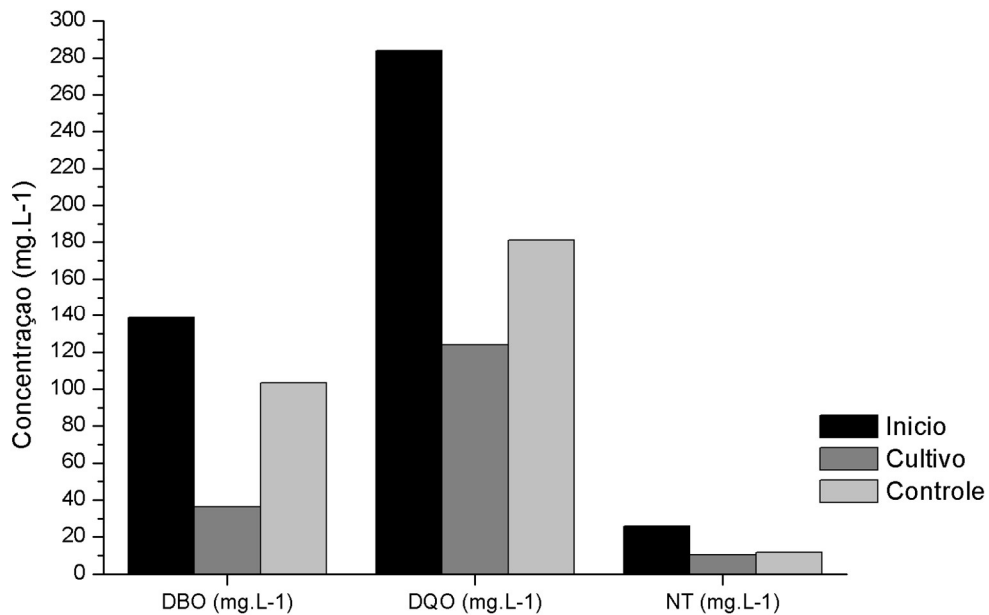


Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 40 mostra os resultados encontrados para uma lâmina de 20 cm. Pelo gráfico, pode-se observar uma tendência de melhora no tratamento na caixa com lemnas, apresentando valores finais de DBO e DQO de 36,48 e 124 mg.L⁻¹, enquanto que a caixa controle apresentou valores de 103,4 e 181 mg.L⁻¹.

Os dados apresentados indicam uma tendência maior de melhora no tratamento, conforme a lâmina d'água aumentou. Esse fato foi relatado por Xu e Shen (2011), que utilizaram lâminas de 10,20 e 40 cm de esgoto suíno diluído a 6%. Para uma profundidade de 10 cm, a taxa de remoção de NT foi de 78,90 mg.m⁻².d⁻¹, enquanto que para uma profundidade de 40 cm, o valor foi de 240,40 mg.m⁻².d⁻¹. Os autores citam nas caixas de cultivos mais profundas, onde a carga de nutrientes foi maior, as plantas, durante a fase experimental, apresentaram maior taxa de crescimento relativo, além da quantidade de proteína presente na biomassa ser maior. Isto indica que a *Spirodela Oligorrhiza* apresenta melhores taxas de crescimento e maior síntese proteica em meios de cultivo com maiores cargas de nutrientes. Os autores ainda comentam que, para sistemas com maiores profundidades, existe uma diferença entre o total de nitrogênio removido e a quantidade de proteína produzida no período. Isto indica que existem outros mecanismos envolvidos na remoção dos nutrientes. Korner, Vermaat e Veenstra, (2003) cita que o biofilme existente (algas e bactérias) nas raízes das plantas e nas paredes do meio de cultivo desempenha um papel importante na remoção do nitrogênio e do fósforo. Além disso, a sedimentação de partículas contendo nitrogênio e a possível desnitrificação em sistemas mais profundos pode resultar em quantidades significativas de remoção de nitrogênio.

Figura 40 - Tratamento do Efluente da ETE de Ilha Solteira com uma Lâmina Líquida de 20 cm



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3.2 Polimento no Tanques de Cultivo

Para o experimento 4.2, os resultados encontrados são mostrados a seguir. A Tabela 10 mostra os valores médios de pH e temperatura nos tanques de cultivo de lemnas.

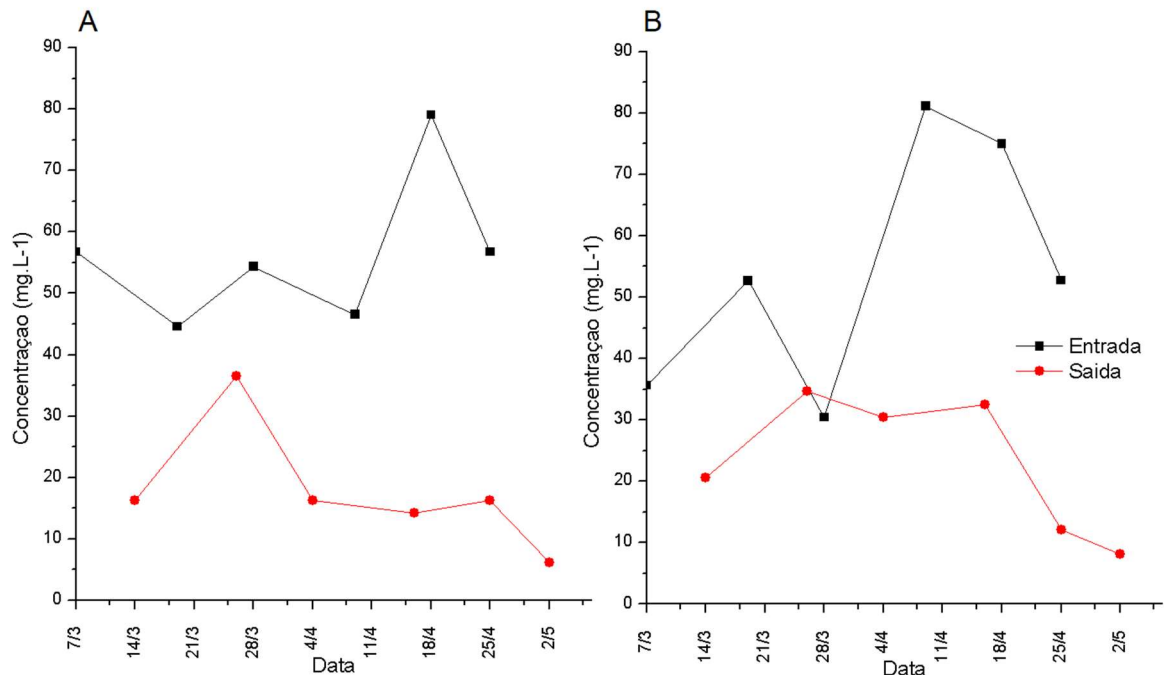
Tabela 10 – Valores de pH e Temperatura Médios nos Tanques de Cultivo de Lemnas

Parâmetros	Tanque Recirculação		Tanque S/ Recirculação	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH	7,62 ± 0,18	7,44 ± 0,36	7,62 ± 0,25	7,42 ± 0,25
Temperatura(°C)	26,24 ± 4,66	27,08 ± 4,58	27,14 ± 4,00	27,68 ± 3,91

Fonte: Elaborado pelo autor

A Figura 41 mostra as concentrações de DBO nos tanques com e sem recirculação do efluente. Considerando a recirculação, os valores de DBO na entrada do tanque ficaram em torno de 44,60 a 56,77 mg.L⁻¹, exceto pelo pico de 79,05 mg.L⁻¹, registrado no dia 18/04. Os valores de DBO na entrada do tanque sem recirculação também ficaram próximos a esses, exceto pelos picos de 81,09 e 74,99 mg.L⁻¹ dos dias 09/04 e 18/04, respectivamente.

Figura 41 – Valores de DBO nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

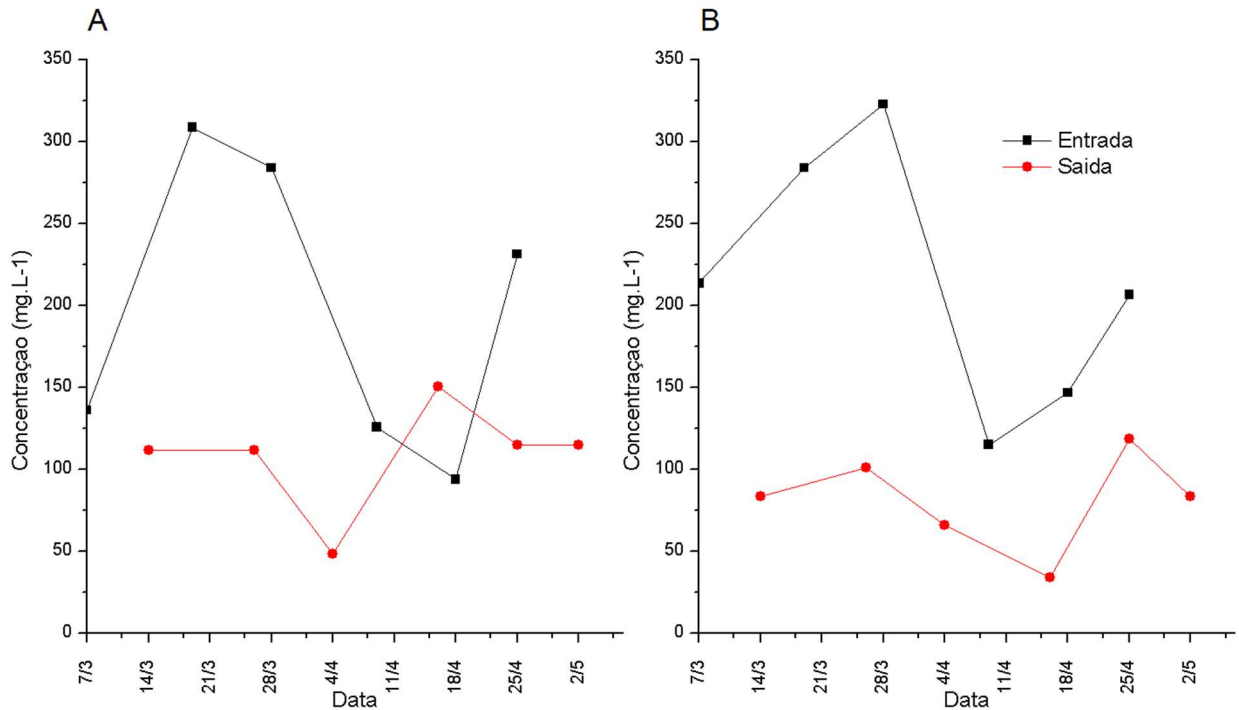
Essa oscilação na concentração de entrada nos tanques ocorreu devido aos mesmos possuírem caixas de armazenamento do efluente tratado individuais e, algumas vezes, um mau funcionamento da bomba fazia com que a vazão fosse alterada. Ao final do TDH, no momento de abastecimento das caixas com o efluente tratado da lagoa, as alterações de vazão faziam com que as caixas ainda possuísem volumes do efluente antigo ainda armazenado, sendo misturado com o novo efluente.

Para o tanque com recirculação, a maioria dos valores de saída de DBO ficaram entre 6,09 e 16,25 mg.L⁻¹, exceto pelo pico de 36,48 mg.L⁻¹ registrado em 26/03. No tanque sem recirculação, os valores apresentaram uma variação maior, sendo de 8,13 a 34,62 mg.L⁻¹.

Telles *et al.* (2017) utilizaram um sistema de duas lagoas em séries cultivando *Landoltia punctata*, com densidades iniciais de 400 a 600 g.m⁻². As lagoas possuíam profundidades de 40 cm. Foi utilizado esgoto doméstico, com um TDH de 17 dias. A primeira lagoa atingiu uma eficiência de remoção de DBO de 64,90%, com uma concentração inicial e final de 76,10 e 26,70 mg.L⁻¹, respectivamente. Pelo gráfico da Figura 41, pode-se observar-se comportamento semelhante nas concentrações de entrada e saída do tanque.

Os resultados obtidos para as concentrações de DQO são mostrados nas Figura 42 para os tanques com recirculação e sem recirculação do efluente.

Figura 42 – Valores de DQO nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

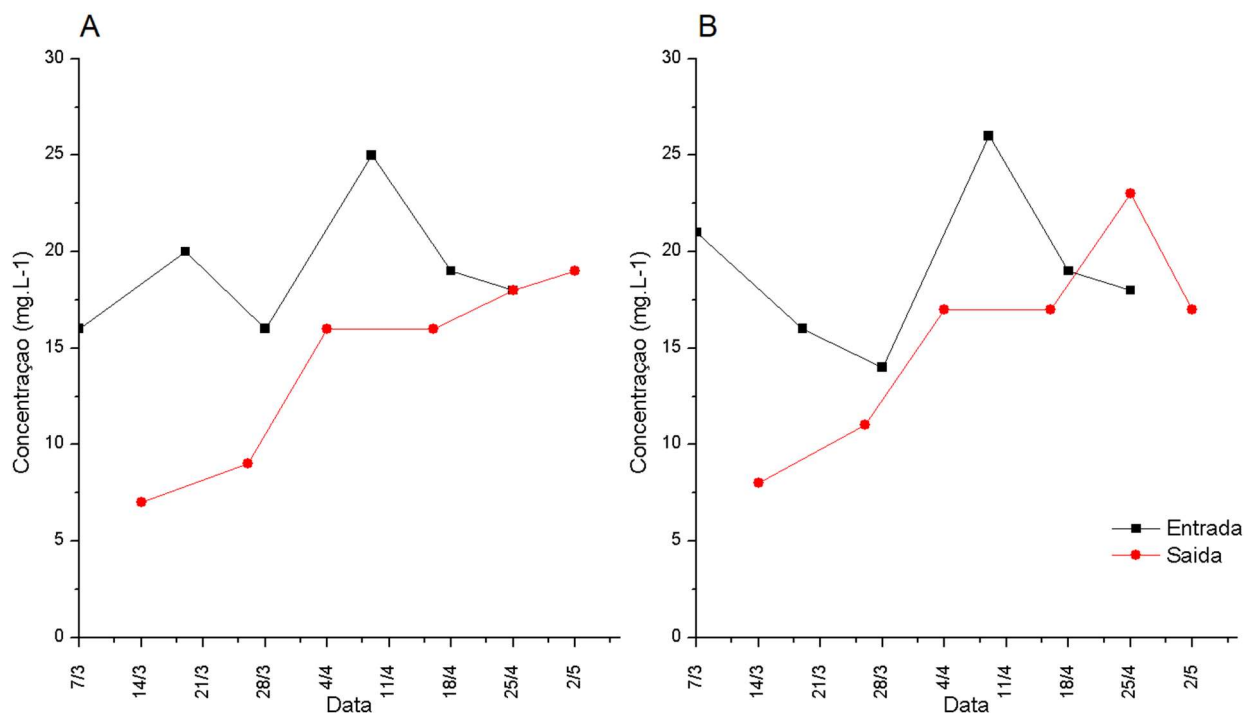
Em ambos os tanques, os valores das concentrações e o comportamento dos gráficos foram bem semelhantes. As maiores concentrações de entrada foram de 283,94 e 322,67 mg.L⁻¹, no dia 28/03, para o tanque com e sem recirculação, respectivamente. Os valores de concentração de DQO na saída do tanque com recirculação foram de 48,04 a 150,14 mg.L⁻¹. Para o tanque sem recirculação, os valores foram de 33,95 a 118,46 mg.L⁻¹. Shah *et al.* (2014) utilizando uma lagoa de lemnas com 0,91 m de profundidade e com esgoto doméstico de uma universidade como meio de cultivo, encontraram valores de eficiências de remoção de DQO de 33,43%, em média. As concentrações médias na entrada e saída foram de 130 mg.L⁻¹ a 87 mg.L⁻¹. Os autores relataram que, em média, cerca de 30 a 40% da DQO era removida nos primeiros 10 dia de cada rodada do experimento.

Mesmo com concentrações na entrada superiores às do trabalho de Shah *et al.* (2014), o gráfico da Figura 42 indica concentrações de saída próximas ou até

inferiores às citadas no trabalho. Os autores reportaram uma concentração de entrada de NT de 2,65 mg.L⁻¹, o que pode ter causado diminuição das eficiências de remoção e indicar um esgoto bem diluído, não muito adequado para cultivo das lemnas.

Os resultados obtidos para NT são mostrados na Figura 43 para os tanques com e sem recirculação do efluente. Os valores de entrada de NT foram bem semelhantes e próximos nos dois tanques. As concentrações de NT ao longo do tempo nas saídas dos tanques também foram semelhantes, exceto pelo pico de 23 mg.L⁻¹ no tanque sem recirculação, no dia 25/04, valor que se aproxima muito dos valores de entrada de NT nos tanques.

Figura 43 – Valores de NT nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)

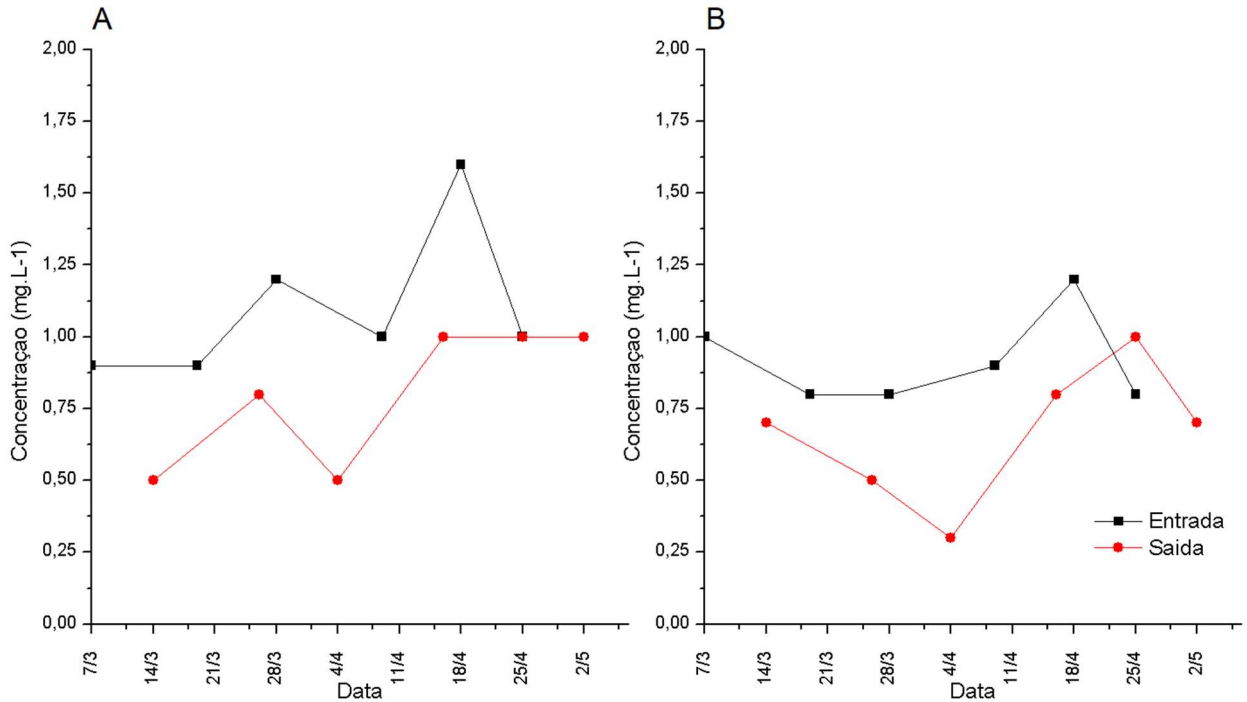


Fonte: Elaborado pelo autor.

Para remoção de NT, a volatilização da amônia pode ser desconsiderada, pelos valores encontrados de pH, de acordo com a Tabela 10. Além da assimilação do nitrogênio em forma de amônia e nitrato pelas plantas, pode-se considerar a existência de processos de desnitrificação, devido a existência de zonas anóxicas (Oxigênio Dissolvido = 0,040 mg.L⁻¹), uma grande área interna do tanque para formação de biofilme, pH favorável e a disponibilidade de matéria orgânica (DBO) para microrganismos heterótrofos, conforme cita Mohedano *et al.* (2012b).

Os resultados obtidos para NO_3^- são mostrados na Figura 44 para os tanques com recirculação do efluente e sem recirculação do efluente.

Figura 44 – Valores de NO_3^- nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores de concentração de NO_3^- na entrada dos tanques foram bem próximos, assim como foi semelhante o comportamento dos gráficos. O mesmo ocorreu para as concentrações de saída dos tanques, exceto para o pico no tanque sem recirculação de 1 mg.L^{-1} , no dia 25/04, da mesma forma que o gráfico da Figura 43 mostrou para NT.

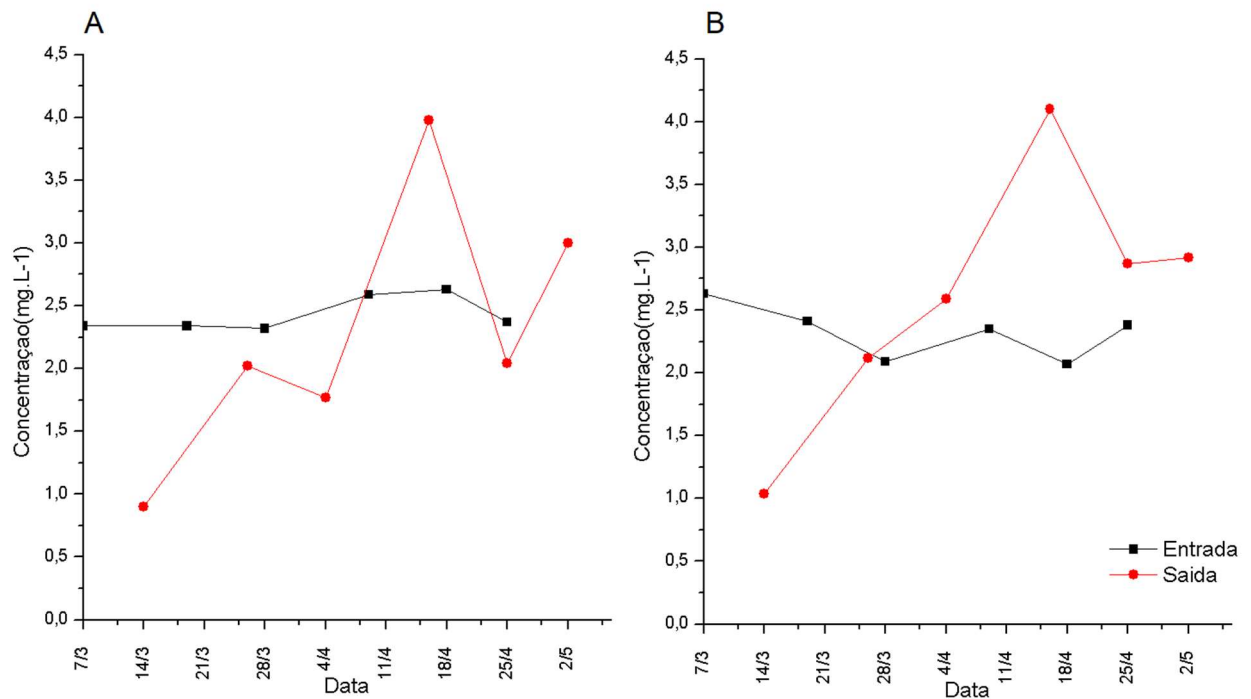
A remoção do nitrato no meio de cultivo deve à sua assimilação pelas plantas ou devido à ação de bactérias desnitrificantes, presentes nos biofilmes criados nas paredes dos tanques ou mesmo nas raízes das lemnas.

No sistema de lagoas em série proposto por Mohedano *et al.* (2012a), os autores perceberam que, na segunda lagoa, para menores concentrações de nitrogênio total (cerca de $44,70 \text{ mg.L}^{-1}$), o mecanismo de remoção que predominou foi a assimilação do nitrogênio pelas plantas, ao invés de processos de nitrificação-desnitrificação.

Devido às concentrações de nitrogênio total na entrada dos tanques serem inferiores às registradas pelos autores citados, o mecanismo principal de remoção do nitrato pode ter sido devido à assimilação pelas plantas.

Os resultados obtidos para Fósforo Total (PT) são mostrados na Figura 45 para os dois tanques. Os gráficos mostram que os valores de entrada para PT, em ambos os tanques, foram bem semelhantes e próximos. Na saída, os valores apresentaram comportamento semelhante até o dia 04/04. Após esse dia, ocorreram picos de concentrações nas saídas dos tanques, sendo de 3,98 e 4,10 mg.L⁻¹, para o tanque de recirculação e sem recirculação, respectivamente. Os valores dos picos apresentados na saída estão muito próximos e maiores até que algumas concentrações de entrada registrada. Isso pode estar relacionado ao fato do efluente tratado utilizado neste experimento ser de lagoa de estabilização. Este efluente entra nos tanques de tratamento com algas presentes no mesmo, devido a cobertura de lemnas nos tanques, estas algas acabam morrendo e podem liberar o fósforo no meio (MACKENTHUN, 1962).

Figura 45 – Valores de PT nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)



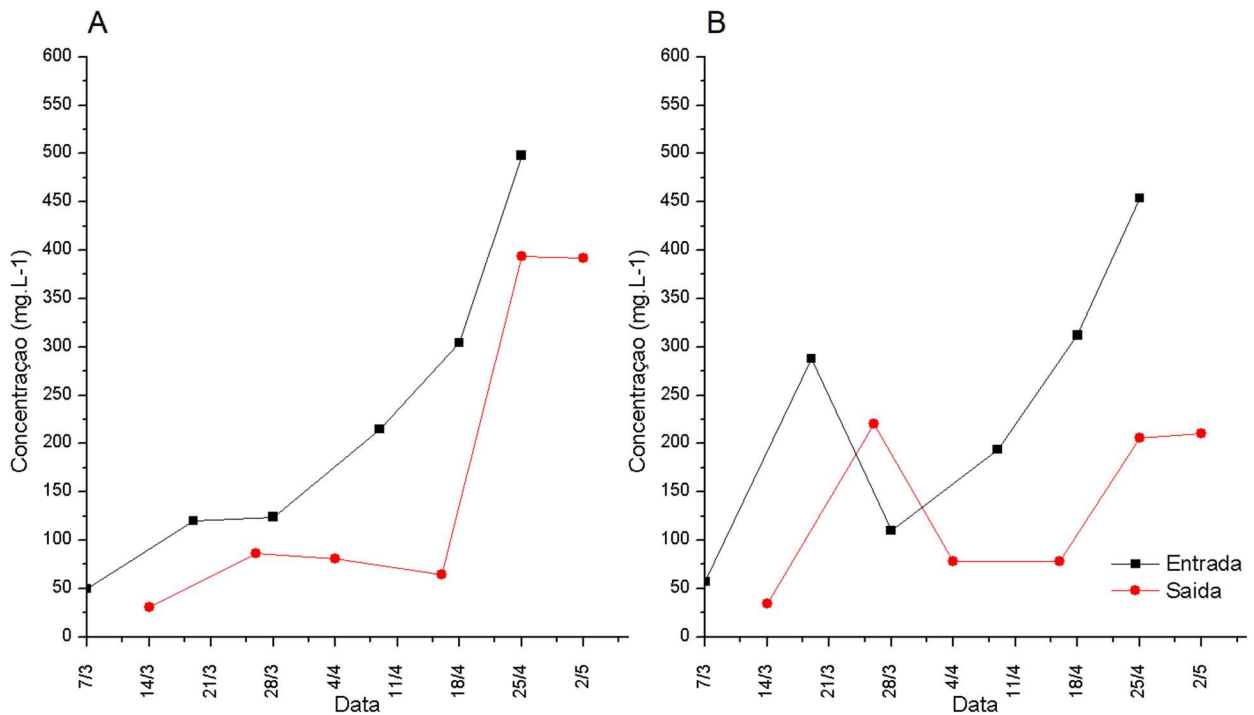
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os mecanismos que estão envolvidos na remoção do fósforo em lagoas de lemnas são absorção pela biomassa das plantas, principalmente na forma de ortofosfato, precipitação e adsorção sobre partículas de matéria orgânica (TAVARES *et al.* 2008; MOHEDANO *et al.* 2012a). A capacidade de assimilação do fósforo pelas plantas está relacionada com a frequência de colheita, taxa de crescimento das plantas e a disponibilidade na forma de ortofosfato, que é a forma mais assimilável pelas plantas (IQBAL, 1999).

Os resultados obtidos para ST são mostrados na Figura 46. Os gráficos mostram uma variação muito grande com o passar do tempo. Isto pode estar relacionado com o armazenamento do esgoto tratado nas caixas. Geralmente, havia muito material decantado no fundo das caixas, onde as bombas faziam a sucção esgoto. Muitas vezes, esse lodo era responsável por entupimentos dos encanamentos e causava problemas para a bomba manter uma vazão constante. Além disso, o esgoto tratado da lagoa da ETE de Ilha Solteira era coletado com a presença visível de algas ainda em suspensão. Quando colocado nos tanques de lemnas, essas algas morriam devido ao sombreamento causado pelas lemnas. Dalu e Ndamba (2003)

afirmam que quando uma grande quantidade de algas se decompõe, a concentração de sólidos suspensos tende a aumentar no efluente, o que pode estar relacionado com o aumento gradativo das concentrações de sólidos totais com o passar do tempo.

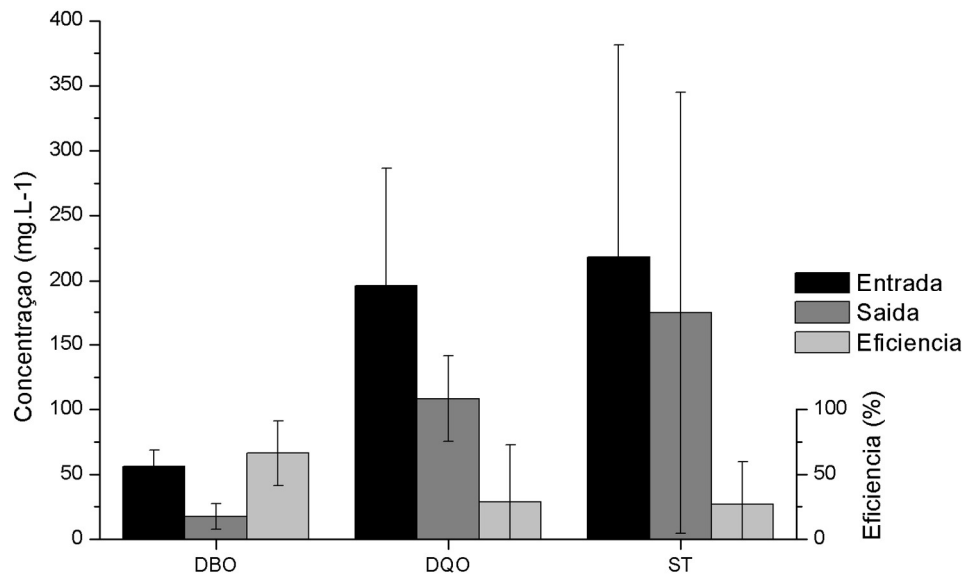
Figura 46 – Valores de ST nos Tanques de Cultivo com Recirculação (A) e Sem Recirculação (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

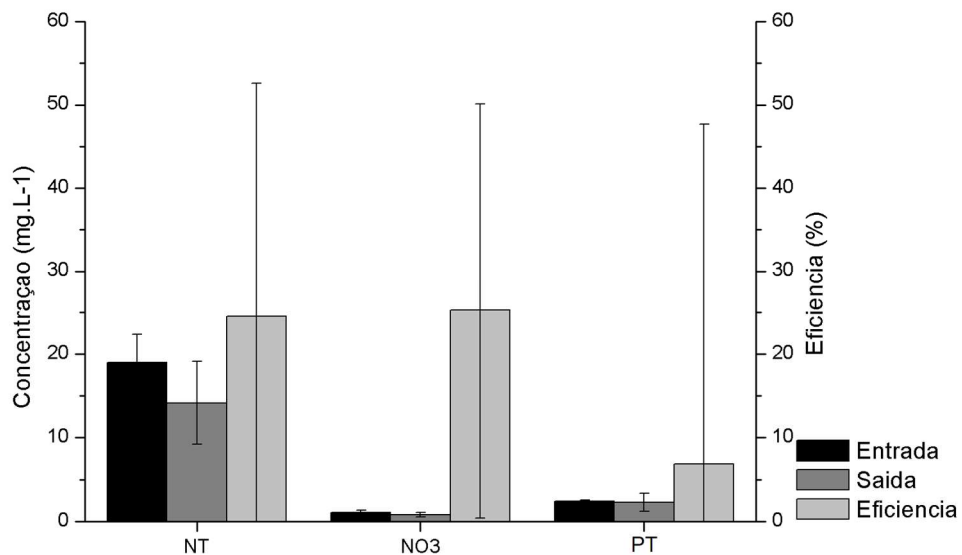
As eficiências de remoção dos parâmetros analisados estão nas Figuras 47 e 48, para o tanque com recirculação do efluente. O gráfico mostra uma eficiência expressiva para DBO com cerca de 66,35% de remoção. Para DQO, NT, NO₃⁻, PT e ST os valores foram de 28,87%, 24,49%, 25,23%, 6,85% e 27,15%, respectivamente. Considerando o sistema proposto como uma etapa de polimento do efluente da lagoa de estabilização, os valores encontrados podem ser considerados bem satisfatórios.

Figura 47 – Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque com Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 48 – Eficiências de Remoção NT, NO₃⁻ e PT para o Tanque com Recirculação do Efluente



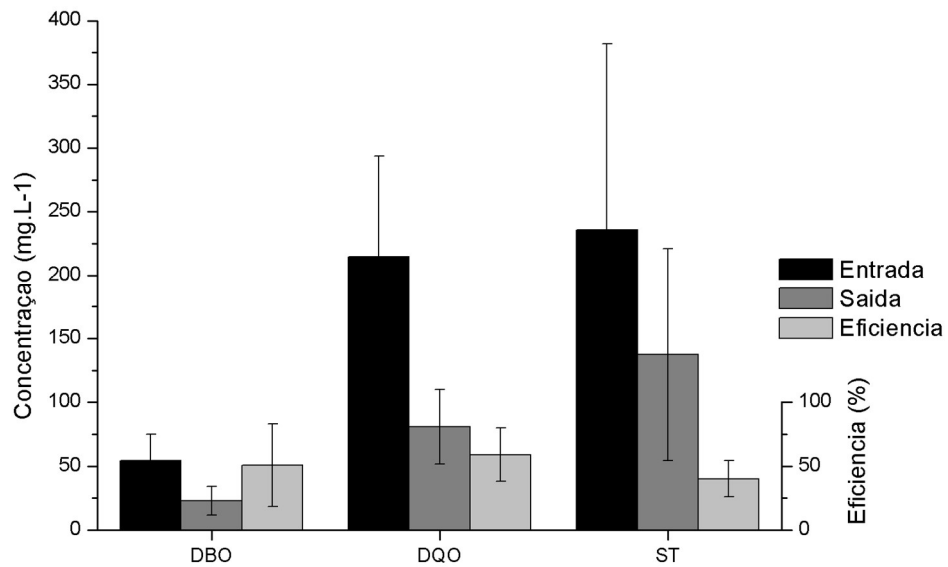
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o tanque sem recirculação do efluente, as eficiências de remoção dos parâmetros analisados estão nas Figuras 49 e 50. Pelo gráfico mostrado, pode-se notar que o tanque sem recirculação do efluente apresentou eficiências para DBO e DQO próximas aos resultados encontrados para o tanque com recirculação do

efluente, com valores de 50,84% e 59,08%, respectivamente. Para o NT, NO₃⁻, PT e ST, as eficiências médias de remoção foram 15,14%, 28,38%, -14,54% e 40,08%, respectivamente.

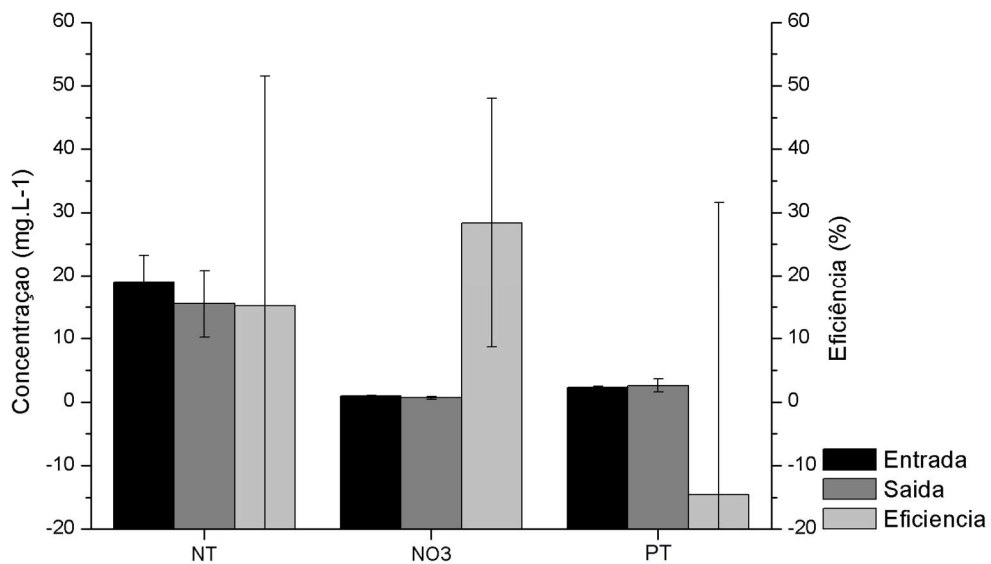
Um estudo realizado por Tavares *et al.* (2014), utilizando tanques de *Lemna valdiviana*, obteve eficiências de 39,4 % para DQO, 44,4 % para sólidos totais e 4,05 % para nitrato, em um tempo de detenção de 4 dias. Os valores citados de DQO e sólidos totais se aproximam dos resultados encontrados neste trabalho, porém a diferença maior encontra-se no nitrato, podendo indicar neste trabalho, no período analisado, houve uma predominância maior do processo de nitrificação da amônia, em relação a assimilação do nitrato pelas plantas ou desnitrificação. Selvarani *et al.* (2015) em um sistema de tratamento que utilizava recipientes de 50 L, com períodos de detenção de 7 dias, conseguiu uma eficiência de 79% para DBO, utilizando *Lemna minor*. Um sistema proposto por Pryia, Avishek e Pathak (2012) atingiu uma eficiência de 38 % para remoção do ortofosfato, também utilizando *Lemna minor* em um recipiente de 20 L, para oito dias de detenção. No trabalho citado, os autores utilizaram como meio de cultivo um efluente de um reator biológico rotativo. A utilização de um meio de cultivo contendo algas pode explicar a baixa remoção de fósforo nos tanques de lemnas, pois, mesmo com a assimilação do fósforo pelas plantas, a morte das algas pode liberar o nutriente no meio (MACKENTHUN, 1962).

Figura 49 – Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque sem Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 50 – Eficiências de Remoção NT, NO₃⁻ e PT para o Tanque sem Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 11 mostra a comparação entre os valores das eficiências de remoção de ambos os tanques, durante o experimento. Pela tabela, observa-se que, pela grande variação dos dados e pela pouca diferença entre os valores médios obtidos,

não se pode afirmar que o efeito da recirculação do efluente foi estatisticamente significativo em todos os parâmetros avaliados.

As lagoas com recirculação, geralmente, apresentam maior capacidade de receber maiores cargas orgânicas, uma vez que asseguram a mistura dos líquidos (TRUPPEL, 2002). Além disso, a recirculação pode melhorar a suspensão dos nutrientes, contribuindo para aumento da atividade microbológica (LAZZUR e BRITT, 1997). Era esperado que os resultados melhorassem significativamente as eficiências de remoção da DBO e DQO do sistema, conforme citado por Papadopoulos *et al.* (2004). Ainda nesse estudo, pode-se observar um afluente nas lagoas com concentrações de DBO e DQO de 384 mg.L⁻¹ e 930 mg.L⁻¹. Martins, Castilho e Costa (2010) trabalharam com valores iniciais de concentrações de DBO que variaram de 442 a 663 mg.L⁻¹, em um sistema onde era tratado lixiviado de aterro sanitário. Wrigley *et al.* (1988) utilizou um sistema de quatro lagoas em série, onde o efluente da terceira lagoa era recirculado para primeira lagoa. Neste trabalho, as concentrações iniciais de amônia, nitrato e ortofosfato foram de 20,10 mg.L⁻¹, 1,50 mg.L⁻¹ e 6,20 mg.L⁻¹, respectivamente. Os autores observaram que a recirculação não apresentou efeitos significativos para remoção da DQO, nem um aumento no número de células de microalgas presentes.

Na situação apresentada, utilizando o efluente da lagoa de estabilização da ETE de Ilha Solteira, os resultados apresentados não foram significativos para comprovar uma melhora de qualidade do efluente com a sua recirculação. Os valores médios na entrada da lagoa de recirculação para DBO, DQO, NT, NO₃⁻ e PT foram, respectivamente, de 56,36 mg.L⁻¹, 196,51 mg.L⁻¹, 19 mg.L⁻¹, 1,10 mg.L⁻¹ e 2,43 mg.L⁻¹. Em relação aos trabalhos citados, nota-se que o esgoto apresenta concentrações de matéria orgânica (DBO) inferiores aos trabalhos que relataram melhora na qualidade do efluente. Este fato pode estar relacionado ao esgoto utilizado no meio de cultivo ser muito diluído e, durante as coletas, ter sido observado uma baixa formação de lodo de fundo no tanque. Mesmo promovendo uma melhora na disponibilidade de nutrientes em suspensão e conseqüente aumento na atividade microbológica, os efeitos da recirculação utilizada não foram significativos para promover melhora na qualidade do efluente.

Tabela 11 – Parâmetros nos Tanques de Cultivo de Lemnas

		DBO	DQO	NT
Tanque Recirculação	Entrada	56,36 ± 12,27	196,51 ± 90,16	19 ± 3,35
	Saída	17,57 ± 10,06	108,48 ± 33,13	14,17 ± 4,96
	Eficiência	66,35 ± 24,76 ^a	28,87 ± 44,11 ^a	24,49 ± 28,08 ^a
Tanque S/ Recirculação	Entrada	54,59 ± 20,34	214,69 ± 78,88	19 ± 4,20
	Saída	23,05 ± 11,16	80,9 ± 29,18	15,5 ± 5,28
	Eficiência	50,84 ± 32,34 ^a	59,08 ± 20,87 ^a	15,14 ± 33,36 ^a
		NO₃⁻	PT	ST
Tanque Recirculação	Entrada	1,1 ± 0,27	2,43 ± 0,14	218,5 ± 162,77
	Saída	0,8 ± 0,24	2,29 ± 1,07	174,67 ± 170,21
	Eficiência	25,23 ± 24,85 ^a	6,85 ± 40,85 ^a	27,15 ± 32,52 ^a
Tanque S/ Recirculação	Entrada	0,92 ± 0,16	2,32 ± 0,21	235,83 ± 145,83
	Saída	0,67 ± 0,24	2,61 ± 1,01	137,68 ± 83,10
	Eficiência	28,38 ± 19,68 ^a	-14,54 ± 46,16 ^a	40,08 ± 14,18 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$)

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3.3 Polimento nos Tanques de Cultivo na Análise dos DEs

Os resultados de tratamento para o experimento 4.3 são mostrados a seguir. A Tabela 12 mostra os valores do pH e da temperatura nos tanques de cultivo, durante o experimento.

Tabela 12 – Valores pH e Temperatura nos Tanques de Cultivos na Análise dos DE's

Parâmetros	Tanque Recirculação		Tanque S/ Recirculação	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH	8,23 ± 0,26	7,95 ± 0,19	8,12 ± 0,31	7,96 ± 0,43
Temperatura(°C)	21,12 ± 2,39	21,12 ± 2,69	21,25 ± 2,53	21,25 ± 2,39

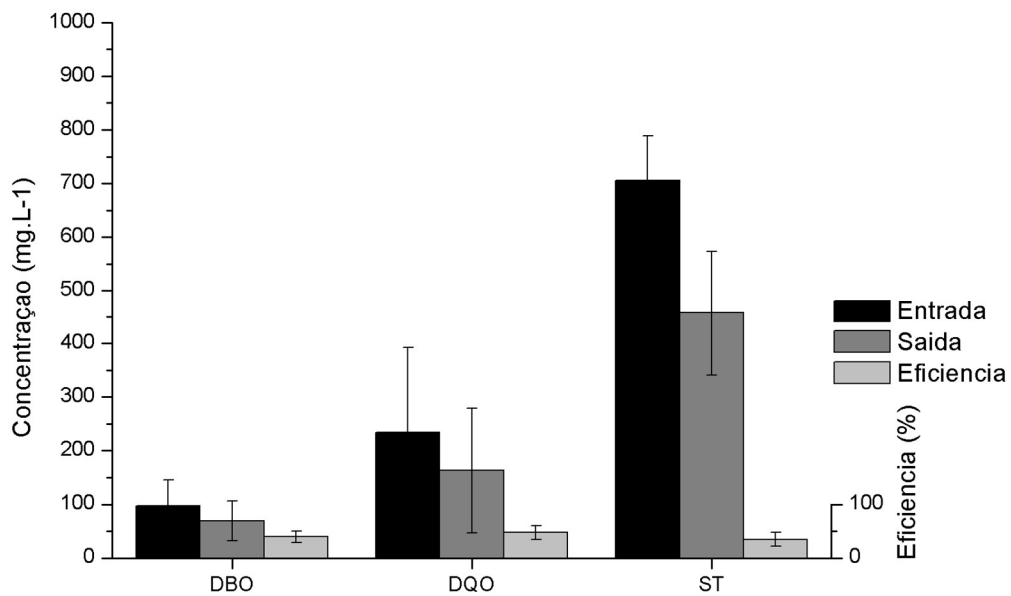
Fonte: Elaborado pelo autor.

As eficiências de tratamento dos parâmetros analisados para o tanque com recirculação do efluente estão nas Figuras 51 e 52. Observa-se uma diminuição nas eficiências médias obtidas de cada parâmetro avaliado, em relação ao que foi obtido no experimento 4.2. Para DBO, DQO e ST, os valores médios de eficiência foram 39,88%, 47,72% e 34,62%. Pode-se notar que houve uma variação menor dos valores

de ST na entrada e saída do tanque de cultivo. Isto possivelmente ocorreu devido a limpeza realizada nas caixas e nas bombas, após o experimento 4.2.

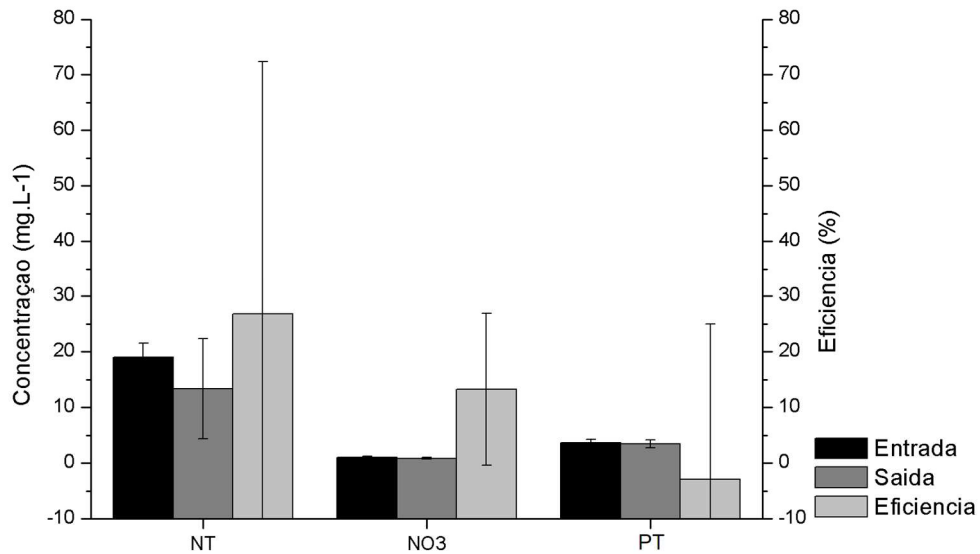
As eficiências médias registradas para NT, NO_3^- e PT foram 26,76%, 13,26% e -2,94%, respectivamente. Considerando todos parâmetros observados, pode se verificar uma diminuição das eficiências médias em relação ao experimento 4.2. Um dos fatores que pode estar relacionado é a diminuição da frequência de colheita, que pode apresentar relação com a remoção dos nutrientes (XU; SHEN, 2011). Nesta etapa, foram realizadas colheitas em períodos de 6 dias, diferentemente do que ocorreu no experimento 4.2.

Figura 51 - Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque com Recirculação do Efluente na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

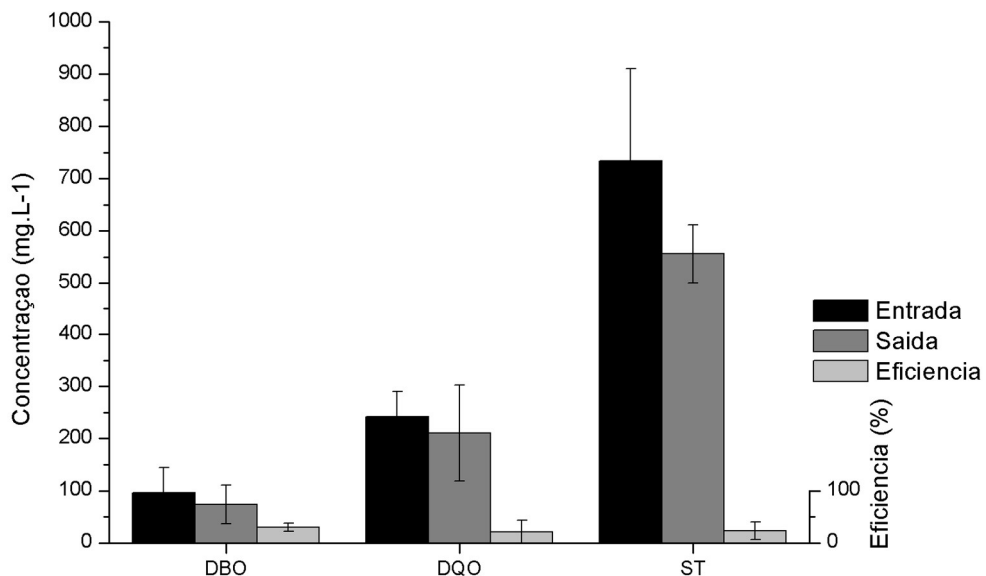
Figura 52 - Eficiências de Remoção NT, NO₃⁻ e PT para o Tanque com Recirculação do Efluente na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

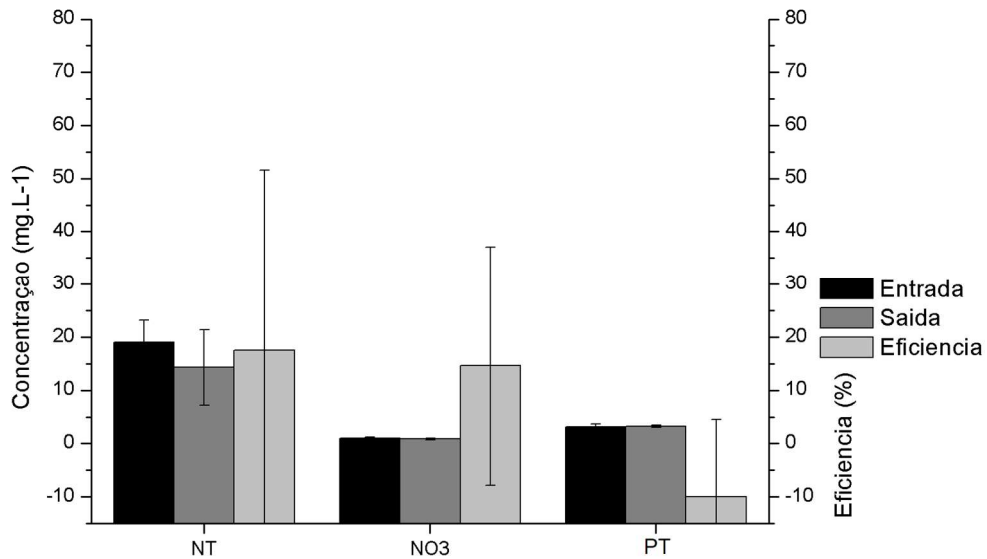
As eficiências de tratamento dos parâmetros analisados para o tanque sem recirculação do efluente estão nas Figuras 53 e 54. Novamente, observa-se valores inferiores aos obtidos no experimento 4.2. Os valores encontrados para DBO e DQO foram de 29,88% e 20,90%, respectivamente.

Figura 53 - Eficiências de Remoção DBO, DQO e ST para o Tanque sem Recirculação do Efluente na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 54 - Eficiências de Remoção NT, NO₃⁻ e PT para o Tanque sem Recirculação do Efluente na Análise dos DE's



Fonte: Elaborado pelo autor.

A diminuição da concentração de nitrato pelos gráficos das Figuras 53 e 54 indica que houve processo de desnitrificação nos tanques ou assimilação pelas plantas. As plantas têm maior preferência para absorção do nitrogênio em forma de amônia e a assimilação de nitrato começa ocorrer apenas quando as concentrações de amônia começam a ser reduzidas, o que pode indicar uma diminuição na concentração de nitrogênio total também (TOYAMA *et al.* 2018). A baixa concentração de nitrogênio na entrada dos tanques (19 mg.L⁻¹), em comparação com outros estudos (MOHEDANO *et al.* 2012b), pode indicar que, além dos processos de desnitrificação que existem próximo as raízes e biofilme das paredes dos tanques, houve também assimilação do nitrato por parte da biomassa das plantas.

Outros mecanismos ligados a remoção do fósforo no meio podem estar relacionados a atividade biológica, adsorção ou precipitação. Para um aumento da eficiência da remoção do fósforo do meio de cultivo, colheitas regulares se tornam necessárias (PRYIA; AVISHEK; PATHAK, 2012). Nesta etapa do experimento, os fatores que também podem ter prejudicado a remoção do fósforo podem ter sido o intervalo maior de 6 dias de colheita das lemnas, taxas médias de crescimento relativo menores do que as registradas nos resultados do experimento 4.2 e as concentrações

iniciais de nitrogênio e fósforo do meio de cultivo (MOHEDANO *et al.* 2012a; CHENG *et al.* 2002b).

A Tabela 13 mostra os resultados dos dois tanques e a comparação dos parâmetros de tratamento entres os mesmos. Pelos dados observados, não se pode afirmar que houve uma diferença significativa no tratamento dos parâmetros avaliados nos tanques. Assim, da mesma forma que ocorreu no experimento 4.2, não é possível afirmar que os efeitos da recirculação foram significativos para melhora da qualidade do efluente dos tanques.

Tabela 13 – Parâmetros de Tratamento nos Tanques de Cultivo nas Análises dos DE's

		DBO	DQO	NT
Tanque Recirculação	Entrada	96,80 ± 48,78	234,64 ± 157,43	19 ± 2,58
	Saída	68,91 ± 37,19	163,05 ± 116,47	13,33 ± 9,01
	Eficiência	39,88 ± 10,61 ^a	47,72 ± 12,93 ^a	26,76 ± 45,59 ^a
Tanque S/ Recirculação	Entrada	95,78 ± 48,12	241,79 ± 48,91	19 ± 4,16
	Saída	73,65 ± 37,39	210,62 ± 91,81	14,33 ± 7,09
	Eficiência	29,876 ± 7,97 ^a	20,90 ± 22,96 ^a	17,57 ± 34,00 ^a
		NO₃⁻	PT	ST
Tanque Recirculação	Entrada	1,05 ± 0,21	3,64 ± 0,62	706 ± 82,39
	Saída	0,83 ± 0,15	3,42 ± 0,69	457,33 ± 116,09
	Eficiência	13,26 ± 13,65 ^a	-2,94 ± 27,91 ^a	34,62 ± 13,10 ^a
Tanque S/ Recirculação	Entrada	1,05 ± 0,13	3,11 ± 0,54	733,5 ± 176,84
	Saída	0,87 ± 0,15	3,24 ± 0,24	556 ± 55,46
	Eficiência	14,63 ± 22,43 ^a	-9,99 ± 14,53 ^a	23,13 ± 16,38 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor.

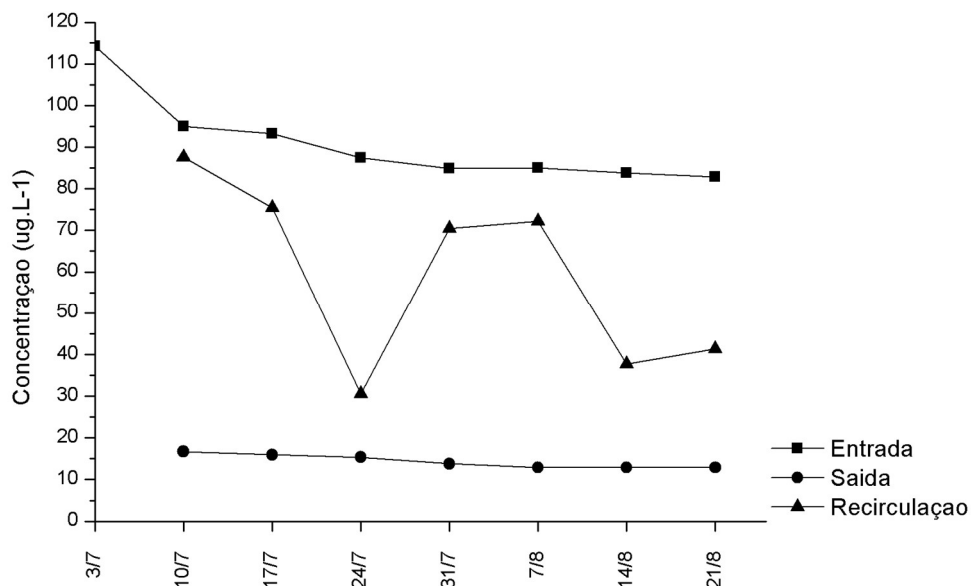
5.4 Remoção de Desreguladores Endócrinos por Fitorremediação Utilizando *Landoltia punctata*

5.4.1 Presença DEs no Esgoto

Os resultados das concentrações do estriol no tanque com recirculação são mostrados na Figura 55.

Os dados mostrados no gráfico indicam uma concentração na entrada variando de 82,85 a 114,21 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os valores estão muito acima das quantidades previstas por Dotan, Tal e Arnon (2017) em um estudo de revisão, no qual foram avaliadas concentrações de estriol em esgoto bruto. Os valores reportados variaram de 22 a 388 ng.L^{-1} .

Figura 55 – Concentrações do Estriol no Tanque com Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

O valor da concentração de E3 no esgoto bruto de Ilha Solteira já foi reportado por Tenália, (2014) como sendo, em média, 911,75 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Uma possível explicação para as concentrações altas registradas de E3 no esgoto de Ilha Solteira é a utilização de tratamentos de reposição hormonal, à base de estrógenos. Segundo o IBGE (2010), a população feminina na cidade de Ilha Solteira é 12 870 (51%) e cerca de 22,18% é representada por mulheres acima de 40 anos de idade.

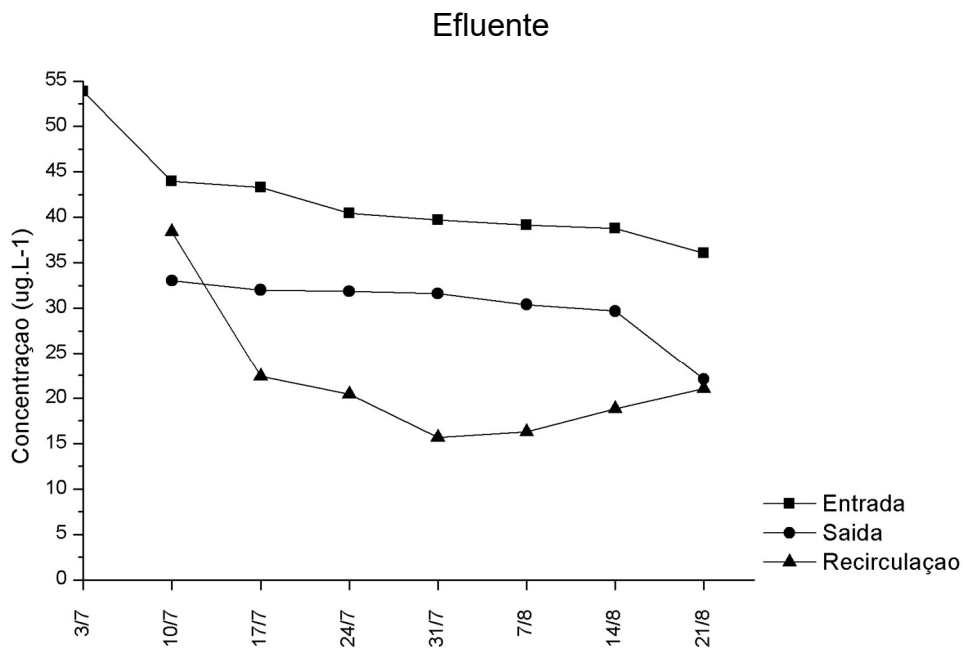
Os valores mostrados no gráfico da Figura 55 indicam certa capacidade de remoção do E3 pelo tanque de lemnas com recirculação. Os processos mais comuns

de remoção que podem ocorrer são a sorção, degradação biológica e alguns processos químicos, como hidrólise, fotodegradação e volatilização (AQUINO; BRANDT; CHERNICARO, 2013). No caso de experimentos que envolvam cultivo de algas ou macrófitas, esses compostos ainda podem ser assimilados na biomassa desses organismos (CHENG et al. 2019; MARKOU *et al.* 2018).

Os resultados das concentrações do 17 α -etinilestradiol no tanque com recirculação são mostrados na Figura 56.

Analisando o gráfico da Figura 56 e os valores das concentrações no afluente e no efluente do tanque, pode-se observar que houve uma capacidade inferior de remoção do 17 α -etinilestradiol, do que aquela observada para o estriol. Segundo Aris, Shamsuddin e Praveena (2014) o EE2 é uns dos estrógenos sintéticos mais comuns utilizados tanto por humanos, na pecuária e na aquicultura. Apresenta forte resistência a processos de degradação e tendência a se acumular nos sedimentos e na biota.

Figura 56 – Concentrações do 17 α -etinilestradiol no Tanque com Recirculação do



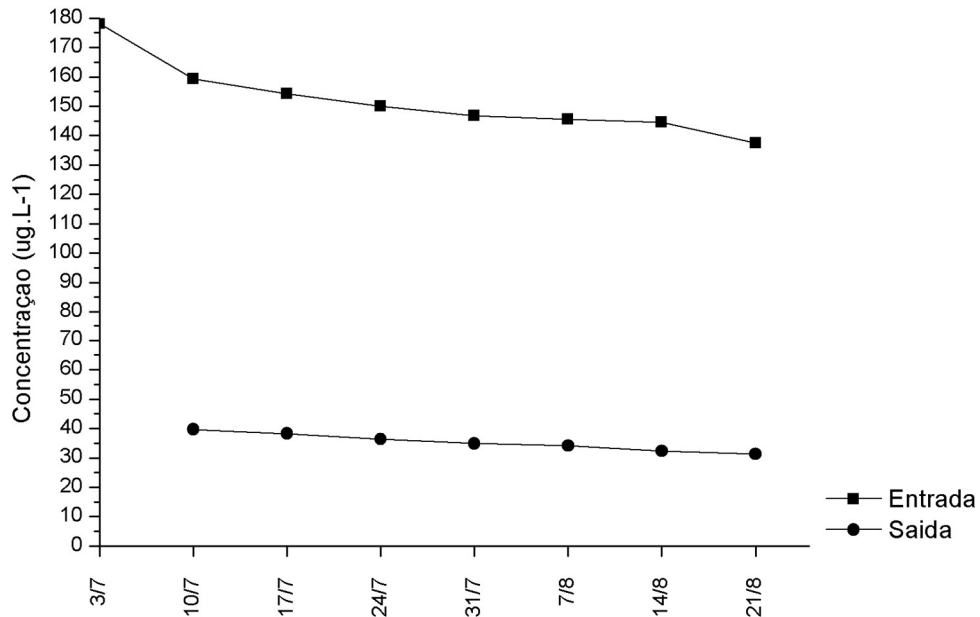
Fonte: Elaborado pelo autor.

O EE2 é amplamente utilizado na medicina em terapias de reposição hormonais e métodos contraceptivos (PARDINI, 2014; CÂMARA, 2016). No estudo realizado por Fang *et al.* 2019, foram analisadas as presenças dos hormônios E2 e EE2 nas ETE's de *Klang Valley* na Malásia. Os valores encontrados para as concentrações de EE2 afluente as ETE's foram de 0,20 a 4,90 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Amin *et al.* (2018) analisaram a presença de hormônios naturais e sintéticos em ETE's no Irã. As

coletas envolveram diferentes tipos de esgoto, sendo eles, municipal, rural e hospitalar. As concentrações afluentes variaram de 0,18 a 4,20 ng.L⁻¹.

Para o tanque sem a recirculação, os resultados são mostrados na Figura 57. Os dados mostram concentrações do hormônio na entrada apresentando concentrações que vão de 137,42 a 179,10 µg.L⁻¹.

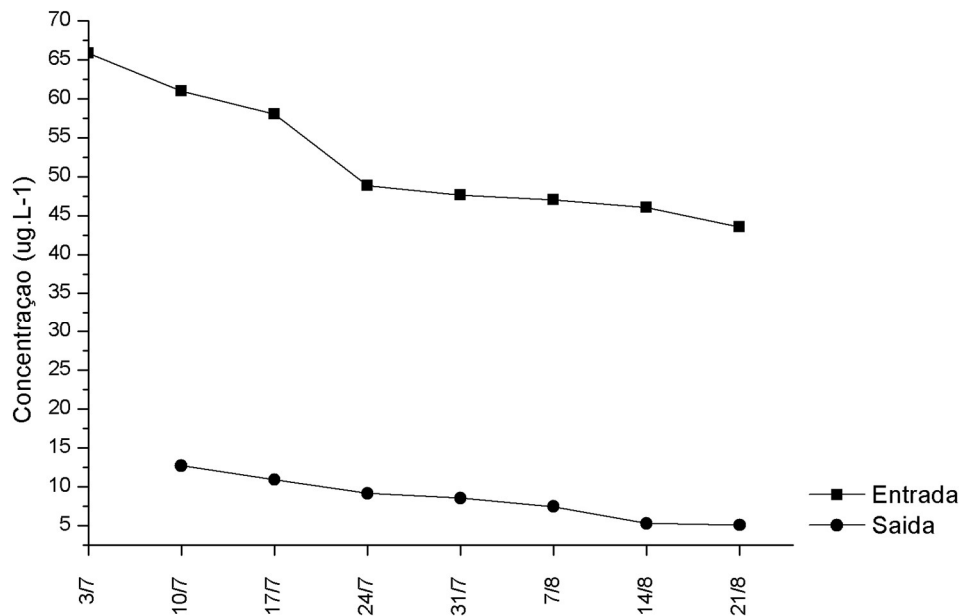
Figura 57 - Concentrações do Estriol no Tanque sem Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados das concentrações do 17 α -etinilestradiol são mostrados na Figura 58. Pode-se observar que mesmo as concentrações de entrada sendo semelhantes às observadas no gráfico da Figura 56, as concentrações de saída do 17 α -etinilestradiol foram muito menores, o que mostra que para remoção do 17 α -etinilestradiol o sistema de recirculação não foi benéfico. O sistema de recirculação propicia uma condição onde as partículas sedimentadas entram em suspensão novamente. Esta condição pode propiciar uma melhor disponibilidade de nutrientes, favorecendo a atividade biológica. O fato das concentrações do tanque sem a recirculação apresentar menores concentrações efluentes do 17 α -etinilestradiol pode indicar resistência a degradação biológica do hormônio, desta forma, as principais formas de remoção do composto no meio podem ter sido por sedimentação ou assimilação pelas plantas.

Figura 58 – Concentrações do 17α -etinilestradiol no Tanque sem Recirculação do Efluente



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 14, a seguir, mostra as concentrações médias dos hormônios e as eficiências de remoção para os tanques com e sem recirculação do efluente, respectivamente. Os dados da tabela permitem observar que as diferenças obtidas nas eficiências médias de remoção dos hormônios foram todas significativas. O tanque com recirculação do efluente apresentou maior eficiência de remoção do E3, porém atingiu uma eficiência baixa para remoção do EE2, quando comparada àquela observada no tanque sem recirculação do efluente.

Tabela 14 – Eficiência de Remoção do estriol e do 17 α -etinilestradiol nos Tanques de Cultivo de Lemnas

		<i>Entrada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)</i>	<i>Saída ($\mu\text{g.L}^{-1}$)</i>	<i>Remoção (%)</i>
Tanque	E3	90,78 \pm 10,45	14,35 \pm 1,63	83,63 \pm 1,05 ^a
Recirculação	EE2	41,90 \pm 5,44	30,09 \pm 3,70	25,30 \pm 6,21 ^a
Tanque S/	E3	152 \pm 12,41	35,28 \pm 3,04	76,24 \pm 0,98 ^b
Recirculação	EE2	52,23 \pm 8,18	8,46 \pm 2,80	83,50 \pm 3,66 ^b

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o E3, pode-se observar eficiências razoáveis e semelhantes em ambos os tanques, porém diferentes. O sistema de recirculação pode ter influenciado na remoção do mesmo. Considerando que o E3 é um hormônio mais suscetível a degradação biológica, o fato da recirculação suspender e melhorar a disponibilidade de nutrientes no meio, pode explicar a maior eficiência de remoção do E3 no tanque com recirculação.

O EE2 teve uma eficiência de remoção muito superior no tanque sem recirculação. Isto pode indicar uma certa resistência a degradação biológica do hormônio, conforme relatado por Aris, Shamsuddin e Praveena (2014). Este fato sugere que os possíveis mecanismos de remoção do EE2 possam ter sido a sedimentação do mesmo ou a assimilação pelas plantas.

O tanque com recirculação do efluente atingiu eficiências de remoção de 83,63% e 25,30% para o estriol e o 17 α -etinilestradiol, respectivamente. Fang *et al.* (2019) avaliando as concentrações afluentes e efluentes de seis ETE's localizadas na Malásia, chegou em resultados que mostravam eficiências de remoção de EE2 de 28,30% a 99,30%. Um trabalho de monitoramento do afluente e efluente de 14 ETE's na China por Ben *et al.* (2018) mostrou que, para o E3, a eficiência média de remoção ficou em torno de 98%. As formas de tratamento das ETE's analisadas foram variadas, desde sistemas que utilizavam lodos ativados até reatores de leito móvel com biofilme. Pode-se observar que para o E3 os tanques de cultivos atingiram eficiências de remoção próximas.

5.4.2 Presença DEs na Biomassa das Lemnas

A Tabela 15 mostra os valores das concentrações de E3 e EE2 encontradas na biomassa das lemnas, após cada período de cultivo. Pelos dados da tabela, pode-se observar que os valores de concentração dos hormônios na biomassa das plantas não foram estatisticamente significativos. Apesar do sistema apresentar eficiências de remoções diferentes, a assimilação do hormônio pelas plantas foi semelhante em ambos os tanques. Isto pode indicar que o principal mecanismo de remoção que pode ter ocorrido no tanque sem recirculação do efluente foi a sedimentação do EE2. Aris, Shamsuddin e Praveena (2014) relatam que o EE2 é um hormônio suscetível a sedimentação nos processos de tratamento.

Tabela 15 – Concentrações de E3 e EE2 na Biomassa das lemnas

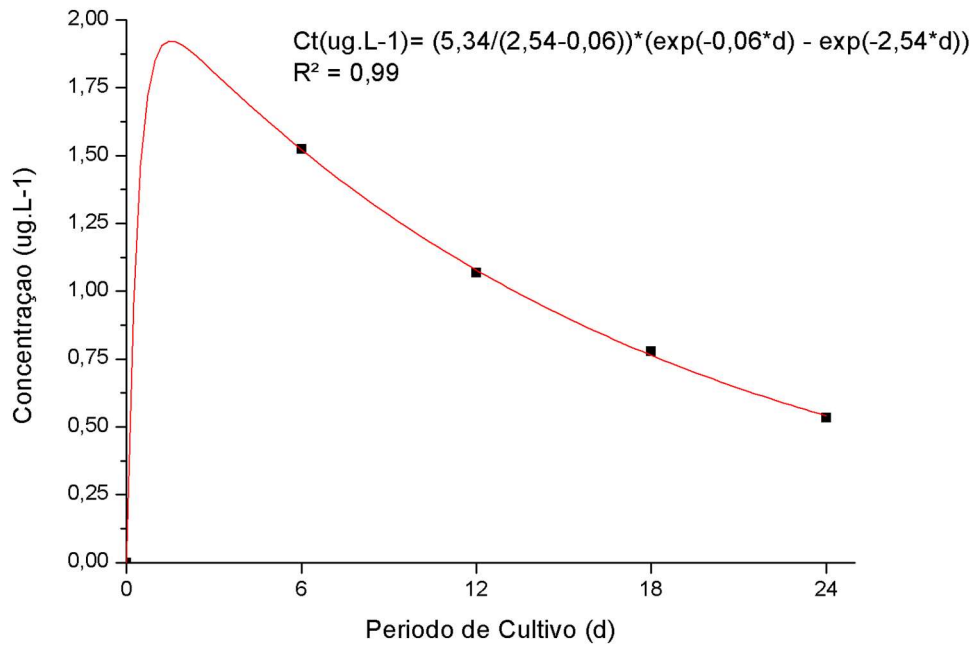
Cultivo (d)		6	12	18	24
Tanque	E3 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	1,525 \pm	1,068 \pm	0,779 \pm	0,534 \pm
		0,198 ^a	0,350 ^a	0,045 ^a	0,116 ^a
Recirculação	EE2 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	2,273 \pm	2,059 \pm	0,793 \pm	1,524 \pm
		0,223 ^a	0,825 ^a	0,090 ^a	0,538 ^a
Tanque S/	E3 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	1,336 \pm	0,908 \pm	0,890 \pm	0,700 \pm
		0,269 ^a	0,230 ^a	0,214 ^a	0,305 ^a
Recirculação	EE2 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	2,368 \pm	1,612 \pm	1,016 \pm	1,334 \pm
		0,119 ^a	0,387 ^a	0,158 ^a	0,148 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 59 mostra as concentrações médias de E3 na biomassa das plantas para o tanque com recirculação do efluente. O ajuste do modelo trouxe valores de $R^2=0,99$ e $T_{\text{máx.}}=1,53$ d e $C_{\text{máx.}}=1,93$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

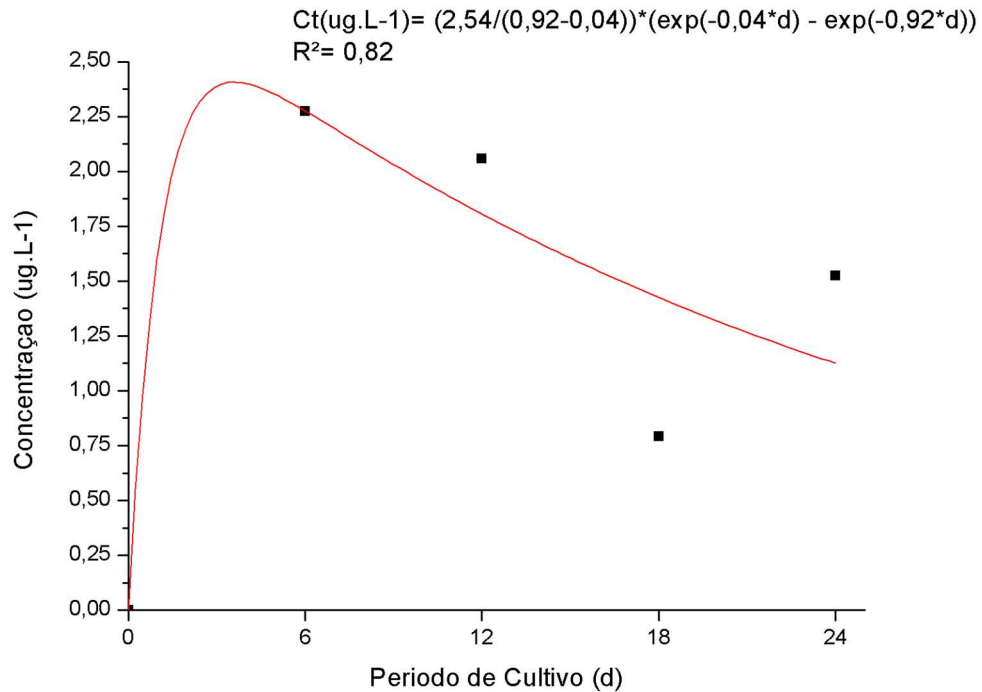
Figura 59 – Concentração de E3 na Biomassa das Lemnas no Tanque com Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 60 mostra as concentrações médias de EE2 na biomassa das plantas para o tanque com recirculação do efluente. O ajuste do modelo trouxe valores de $R^2 = 0,822$ e $T_{\text{máx.}} = 3,56 \text{ d}$ e $C_{\text{máx.}} = 2,41 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Figura 60 – Concentração de EE2 na Biomassa das Lemnas no Tanque com Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

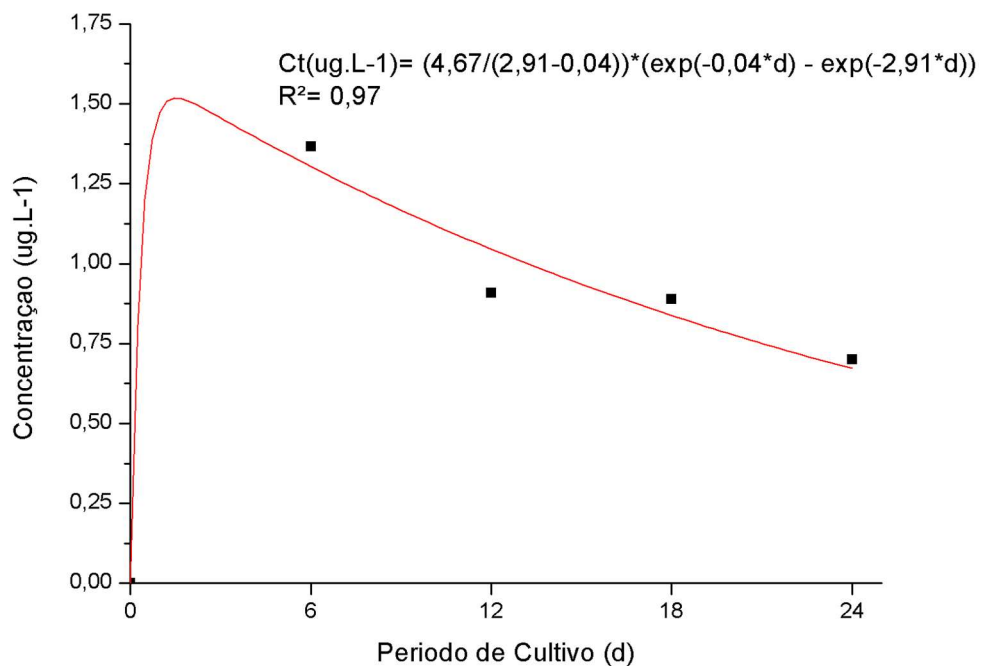
Em um estudo, Geng *et al.* (2018) utilizaram concentrações de 10, 50 e 250 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de quínestrol, em meio Steinberg, para cultivo de *Spirodela Polyrrhiza*. O cultivo da *Spirodela Polyrrhiza* em meio contendo quínestrol causou a diminuição da produção de biomassa da planta, com efeitos significantes para todas as concentrações testadas. Além disso, os autores observaram que, durante o estudo, a degradação do quínestrol foi menor que 2% no meio cultivo e nenhuma quantidade de EE2 foi detectada nos meios controles. Nas análises da biomassa das plantas cultivadas, os autores observaram a presença do EE2. Este fato sugeriu que houve biotransformação do quínestrol em EE2, durante o experimento. Isto pode indicar que a presença do EE2 também tenha prejudicado a produção da biomassa durante os experimentos realizados neste estudo.

Além disso, os autores citados observaram que para as lemnas expostas às concentrações de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de quínestrol, as quantidades de EE2 presente na biomassa variaram de 1,50 a 0,70 $\mu\text{g.g}^{-1}$, durante 7 dias de cultivo. O valor de EE2 médio na entrada do tanque com recirculação do efluente foi de 41,90 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para esta concentração, os valores de EE2 na biomassa da *Landoltia punctata* variaram de 1,52 a 2,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Os maiores valores encontrados neste estudo podem ser

justificados pelo fato de que, enquanto neste estudo toda concentração era referente ao EE2, no estudo citado, o EE2 veio do processo de biotransformação do quinestrol.

A Figura 61 mostra as concentrações médias de E3 na biomassa das plantas para o tanque sem recirculação do efluente. O ajuste do modelo trouxe valores de $R^2=0,97$ e $T_{\text{máx.}}= 1,52$ e $C_{\text{máx.}}= 1,52 \mu\text{g.g}^{-1}$.

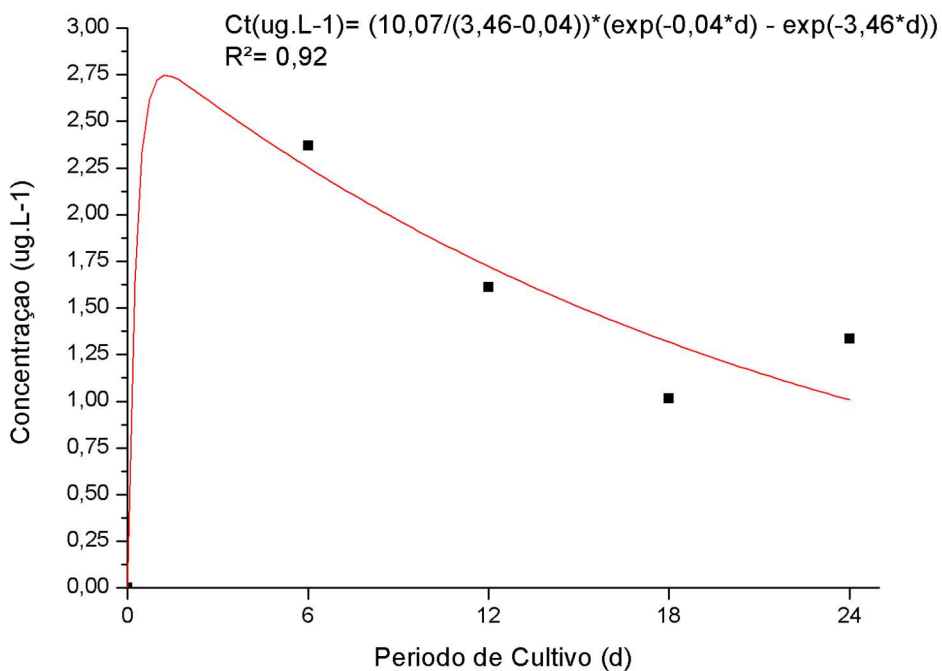
Figura 61 – Concentração de E3 na Biomassa das Lemnas no Tanque Sem Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 62 mostra as concentrações médias de EE2 na biomassa das plantas para o tanque sem recirculação do efluente. O ajuste do modelo trouxe valores de $R^2=0,92$ e $T_{\text{máx.}}= 1,27$ d e $C_{\text{máx.}}= 2,75 \mu\text{g.g}^{-1}$.

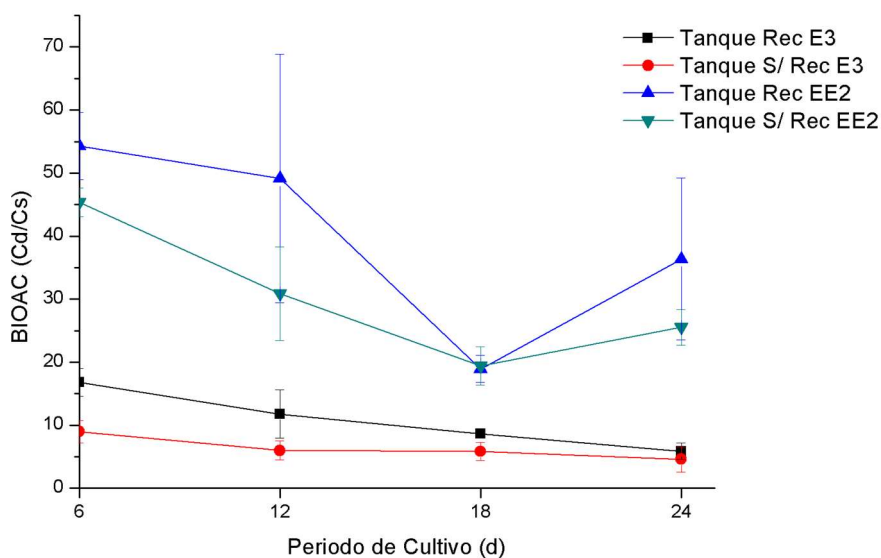
Figura 62 – Concentração de EE2 na Biomassa das Lemnas no Tanque Sem Recirculação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 63 mostra as taxas de bioacumulação dos hormônios nos diferentes tempos de cultivo utilizados durante o experimento.

Figura 63 – Taxas de Bioacumulação na Biomassa das Lemnas em Diferentes Períodos de Cultivo



Fonte: Elaborado pelo autor.

Pelo gráfico da Figura 63 pode-se observar que as maiores taxas de bioacumulação foram para o EE2, isto pode indicar que a assimilação do hormônio pela planta e a sedimentação do mesmo podem ter sido os principais mecanismos de remoção deste hormônio. Para o E3, os valores registrados de concentração na biomassa da planta e os picos de concentração máxima fornecido pelo ajuste do modelo proposto foram menores que os encontrados pelos EE2. Entretanto, ambos os tanques apresentaram eficiências consideráveis de remoção do hormônio E3. Isto pode indicar que além da assimilação pela biomassa das plantas, esse hormônio apresenta maior facilidade de degradação biológica do que o EE2. Daud *et al.* (2018) analisaram as taxas de bioacumulação na *Lemna minor* cultivada em lixiviado de aterro sanitário. Os maiores valores de taxas de bioacumulação registrados foram para o cobre(0,84), chumbo(0,81) e zinco(0,81) com concentrações iniciais 0,69 mg.L⁻¹, 0,83 mg.L⁻¹ e 1,47 mg.L⁻¹, respectivamente. Os autores observaram que, em comparação com outros estudos, a *lemna minor* apresentou capacidade moderada para acumulação dos metais nas condições de realização do estudo.

Geng *et al.* (2018) para concentrações de 10, 50 e 250 µg.L⁻¹ de quíestrol, conseguiu valores máximos de taxas de bioacumulação de 260,20, 213,52 e 226,10, respectivamente. Os valores máximos registrados neste estudo foram de 90,78 µg.L⁻¹ e 152 µg.L⁻¹ para o E3, e 41,90 µg.L⁻¹ e 52,23 µg.L⁻¹ para o EE2. Pode-se observar que, em comparação com o estudo citado, as plantas deste experimento apresentaram menores taxas de bioacumulação. Vale ressaltar que o meio de cultivo utilizado no experimento citado foi o *Steinberg* modificado, o que pode ter influenciado nas diferenças dos resultados apresentados, considerando a utilização de esgoto doméstico neste estudo.

6 CONCLUSÃO

- As taxas de crescimento relativo obtidas são comparáveis aos trabalhos que utilizaram um meio de cultivo semelhante, geralmente, esgotos oriundos de municípios. Em trabalhos em que o meio de cultivo utilizado é um esgoto suíno pré-tratado com algum processo anaeróbio, por exemplo, as taxas de crescimento relativo e, conseqüentemente, a produção de biomassa são maiores.
- A densidade superficial inicial adotada deve ser considerada de forma cautelosa, pois pode contribuir para o aparecimento de algas ou prejudicar o crescimento das plantas em poucos dias de cultivo, sem uma frequência de colheita adequada.
- Os tempos de TDH escolhidos devem ser acompanhados com colheitas regulares das plantas, evitando a superpopulação e conseqüente morte das mesmas. Colheitas regulares permitem com que as plantas apresentem, geralmente, maiores taxas de crescimento relativo, o que pode contribuir para absorção dos nutrientes disponíveis no meio.
- Maiores valores de lâminas líquidas consideradas contribuem para maior carga de nutrientes no meio de cultivo. Isto parece contribuir para melhores condições de atividade biológica no meio de cultivo e pode colaborar na maior remoção de nutrientes do meio. Entretanto, é importante observar os valores limites utilizados nos trabalhos citados, para evitar formação de zonas anaeróbias.
- A biomassa produzida apresenta grande valor nutricional pela quantidade de proteína disponível em sua biomassa, porém a planta tem uma capacidade expressiva de assimilação dos hormônios E3 e EE2 presentes no efluente da ETE de Ilha Solteira, o que acaba prejudicando as possibilidades de reaproveitamento da mesma.
- O sistema de recirculação proposto não foi significativo para melhora das taxas de crescimento analisadas, nem para os parâmetros de tratamento analisados. Por se tratar de um efluente de uma lagoa de tratamento, pode-se considerar o meio utilizado como sendo pobre em nutrientes. Além disso, não foi observada uma formação de lodo de fundo nas coletas realizadas durante o experimento. Este fato pode fazer com que a recirculação do efluente não

contribua para aumento da atividade biológica ou mesmo da assimilação dos nutrientes pela planta.

- Os tanques apresentaram eficiências de remoções satisfatórias para os hormônios analisados. Ambas eficiências foram significativamente diferentes, o que pode reforçar o efeito da recirculação no processo de remoção dos DEs. O E3 parece ser mais susceptível a degradação biológica e, conseqüentemente, menor assimilação pelas plantas. O EE2 parece ser de maior dificuldade de degradação, de fácil sedimentação e maior facilidade para assimilação pelas plantas.

7 RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

O esgoto tratado da ETE de Ilha Solteira apresenta valores de nutrientes mais baixos em relação aos meios de cultivo geralmente utilizados para as lemnas. Recomenda-se a utilização de outro meio de cultivo para avaliação das taxas de crescimento e produção de biomassa. Além disso, verificar a influência da recirculação do efluente nesta nova situação.

Com o TDH de 7 dias utilizado neste experimento, nas caixas onde ficava armazenado o esgoto da ETE de Ilha Solteira havia uma deposição muito grande de material sedimentado, o que acabava gerando um lodo de fundo e prejudicava muito o funcionamento das bombas, devido a entupimentos ou variações de vazão. Recomenda-se a utilização de caixas que contenham agitadores para evitar este tipo de problema.

Pela bibliografia consultada, as variações nas eficiências de remoção e nas taxas de crescimento que ocorreram entre a etapa de crescimento da planta e na etapa de análise da presença dos DE's podem estar relacionadas aos períodos de colheita e as densidades superficiais adotadas. Dessa forma, recomenda-se novos estudos analisando a influência da frequência de colheita em conjunto com a densidade superficial adotada para avaliação da influência destas características operacionais no crescimento e nas eficiências de tratamento dos tanques.

Os estudos realizados indicaram que o E3 pode ter uma facilidade maior para ser biodegradado, enquanto que o EE2 apresenta maior susceptibilidade a sedimentação ou assimilação pela biomassa das plantas. Recomenda-se estudos que investiguem a diferença das taxas de bioacumulação destes hormônios em meios de cultivo controlados para fins de comparação com os resultados obtidos no cultivo com o esgoto de Ilha Solteira. Estes estudos podem trazer mais informações a respeito dos mecanismos de remoção dos hormônios em lagoas de lemnas. Além disso, é importante observar os efeitos destas substâncias nas lemnas, conforme observado por Geng *et al.* 2018, onde a planta sofreu alterações na pigmentação e sofreu redução da produção de biomassa.

REFERÊNCIAS

- AALTO, S. L. *et al.* Sediment diffusion method improves wastewater nitrogen removal in the receiving lake sediments. **Water Research**, London, v. 138, p.312-322, jul. 2018.
- AL-HASHIMI, M. A.; JODA, R. Treatment of domestic wastewater using duckweed plant. **Journal of King Saud University - Engineering Sciences**, Amsterdam, v. 22, n. 1, p.11-18, jan. 2010.
- ALLAM, A. *et al.* Treatment of drainage water containing pharmaceuticals using duckweed (*Lemna gibba*). **Energy Procedia**, Amsterdam, v. 74, p. 973-980, ago. 2015.
- AMARE, E.; KEBEDE, F.; MULAT, W. Wastewater treatment by *Lemna minor* and *Azolla filiculoides* in tropical semi-arid regions of Ethiopia. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 120, p.464-473, set. 2018.
- AMIN, M. M. *et al.* The occurrence, fate, and distribution of natural and synthetic hormones in different types of wastewater treatment plants in Iran. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, Beijing, v. 26, n. 5, p.1132-1139, maio 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF, 2017.
- ANDERSON, K. E. *et al.* Duckweed as a feed ingredient in laying hen diets and its effect on egg production and composition. **International Journal of Poultry Science**, Raleigh, v. 1, n. 10, p.4-7, jan. 2011.
- AOAC. **Official method of Analysis**. 18th. ed. Washington: Association of Officiating Analytical Chemists, 2005.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. American Water Works Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. ed. [S. l.], 2005.
- APPENROTH, K.; TELLER, S.; HORN, M. Photophysiology of turion formation and germination in *Spirodela polyrhiza*. **Biologia Plantarum**, Prague, v. 38, n. 1, p. 95-106, mar. 1996.
- APPENROTH, K. *et al.* Nutritional value of duckweeds (Lemnaceae) as human food. **Food Chemistry**, Amsterdam, v. 217, p. 266-273, fev. 2017.
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 187-204, set. 2013.

ARIS, A. Z.; SHAMSUDDIN, A. S.; PRAVEENA, S. M. Occurrence of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. **Environment International**, Oxford, v. 69, p.104-119, ago. 2014.

ASADOLLAHI, M.; BASTANI, D.; MUSAVI, S. A. Enhancement of surface properties and performance of reverse osmosis membranes after surface modification: A review. **Desalination**, Amsterdam, v. 420, p. 330-383, out. 2017.

BEN, Weiwei *et al.* Occurrence, removal and risk of organic micropollutants in wastewater treatment plants across China: Comparison of wastewater treatment processes. **Water Research**, London, v. 130, p.38-46, mar. 2018.

BEUKELAAR, M. F. A. *et al.* Duckweed as human food. The influence of meal context and information on duckweed acceptability of Dutch consumers. **Food Quality and Preference**, Oxford, v. 71, p. 76-86, jan. 2019.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. DESREGULADORES ENDÓCRINOS NO MEIO AMBIENTE: EFEITOS E CONSEQÜÊNCIAS. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 3, p. 651-666, fev. 2007.

CÂMARA, A. G. **Avaliação da degradação de princípio ativo de anticoncepcional feminino via persulfato de sódio ativado por UV**. 2016. 42 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, ago. 2012.

CHEN, G. *et al.* Duckweed systems for eutrophic water purification through converting wastewater nutrients to high-starch biomass: comparative evaluation of three different genera (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor* and *Landoltia punctata*) in monoculture or polyculture. **Rsc Advances**, Cambridge, v. 8, n. 32, p.17927-17937, 2018.

CHENG, D. I. *et al.* Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 275, p.109-122, mar. 2019.

CHENGa, J.; LANDESMAN, L.; BERGMANN, B. A. Nutrient removal from swine lagoon liquid by *Lemna minor* 8627. **Transactions of the ASAE**, Niles, v. 45, n. 4, p. 1003-1010, 2002.

CHENGb, Jiayang *et al.* Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 81, n. 1, p. 81-85, jan. 2002.

CHENG, J. J.; STOMP, A. Growing Duckweed to Recover Nutrients from Wastewaters and for Production of Fuel Ethanol and Animal Feed. **Clean - Soil, Air, Water**, Weinheim, v. 37, n. 1, p. 17-26, jan. 2009.

DALU, J. M.; NDAMBA, J. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). **Physics and Chemistry of The Earth**, Oxford, v. 28, n. 20-27, p.1147-1160, jan. 2003.

DAUD, M. K. *et al.* Potential of Duckweed (*Lemna minor*) for the Phytoremediation of Landfill Leachate. **Journal of Chemistry**, Nottingham, v. 2018, p.1-9, 2 dez. 2018.

DONG, R. *et al.* Complete feminization of catfish by feeding *Limnodilus*, an annelid worm collected in contaminated streams. **Environmental Research**, Maryland Heights, v. 133, p.371-379, ago. 2014.

DOTAN, P.; TAL, A.; ARNON, S. A simple model for estimating the concentrations of natural estrogens in raw wastewater. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 575, p.588-594, jan. 2017.

Esteves, F.A; Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998.

FANG, T. Y. *et al.* Quantification of selected steroid hormones (17 β -Estradiol and 17 α -Ethinylestradiol) in wastewater treatment plants in Klang Valley (Malaysia). **Chemosphere**, Oxford, v. 215, p.153-162, jan. 2019.

FRÉDÉRIC, M. *et al.* Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication. **Water Research**, London, v. 40, n. 15, p.2901-2910, ago. 2006.

GALVÃO JUNIOR AC. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Rev Panam Salud Publica**, Washington, v. 25, n. 6, p. 548-556, 2009.

GATIDOU, G. *et al.* Removal mechanisms of benzotriazoles in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 596-597, p. 12-17, out. 2017.

GAUR, R. Z.; SUTHAR, S. Nutrient scaling of duckweed (*Spirodela polyrhiza*) biomass in urban wastewater and its utility in anaerobic co-digestion. **Process Safety and Environmental Protection**, London, v. 107, p.138-146, abr. 2017.

GE, X. *et al.* Growing *Lemna minor* in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 124, p.485-488, nov. 2012.

GENG, Qianqian *et al.* The accumulation, transformation, and effects of quínestrol in duckweed (*Spirodela polyrhiza*). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 634, p.1034-1041, set. 2018.

GLAVIČ, P.; LUKMAN, R. Review of sustainability terms and their definitions. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 15, n. 18, p.1875-1885, dez. 2007.

GONÇALVES, R. F. **Soluções de tratamento de esgoto para pequenas comunidades e loteamentos**. [S. l.], 2016. Disponível em: <<http://abes-es.org.br/arquivo/curso-solucoes-de-tratamento-de-egoto-para-pequenas-comunidades-e-loteamentos-professor-ricardo-franci/>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

GUO, L. *et al.* Responses of *Landoltia punctata* to cobalt and nickel: Removal, growth, photosynthesis, antioxidant system and starch metabolism. **Aquatic Toxicology**, New York, v. 190, p. 87-93, set. 2017.

HU, S. *et al.* Effects of 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol on the embryonic development of the clearhead icefish (*Protosalanx hyalocranius*). **Chemosphere**, Oxford, v. 176, p.18-24, jun. 2017.

IATROU, E. I. *et al.* Fate of antimicrobials in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 330, p. 116-126, maio 2017.

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**, Amsterdam, v. 84, p. 632-639, nov. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 10 jan. 2019.

IKEHATA, K.; NAGHASHKAR, N. J.; EL-DIN, M. G. Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: a review. **Ozone: Science & Engineering**, New York, v. 28, n. 6, p. 353-414, dez. 2006.

IQBAL, S. **Duckweed aquaculture**: potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. SANDEC Report No 6/99, EAWAG/SANDEC, Duebendorf, 1999. 91 p.

KAWAI, H. *et al.* Estabelecimento de critérios para dimensionamento de lagoa de estabilização. **Revista DAE**, São Paulo, n. 132, mar/1983.

KHAN, S. U. Bound pesticide residues in soil and plants. **Residue Reviews**, New York, v. 84, p. 1-25, 1982.

KLAUS, J. A.; NIKOLAI, B.; ERIC, L. Telling Duckweed Apart: Genotyping Technologies for the Lemnaceae. **Chinese Journal of Applied Environmental Biology**, Chengdu, v. 19, n. 1, p.1-10, 11 dez. 2013.

KORNER, S.; VERMAAT, J. E.; VEENSTRA, S. The Capacity of Duckweed to Treat Wastewater: Ecological Considerations for a Sound Design. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 5, p. 1583-1590, set. 2003.

KUFEL, L.; STRZĄŁEK, M.; PRZETAKIEWICZ, A. Plant response to overcrowding – *Lemna minor* example. **Acta Oecologica**, Issy-Les-Moulineaux, v. 91, p.73-80, ago. 2018.

KUTSCHERA, U.; NIKLAS, K. J. Darwin-Wallace Demons: survival of the fastest in populations of duckweeds and the evolutionary history of an enigmatic group of angiosperms. **Plant Biology**, Chichester, v. 17, p. 24-32, 2014.

LAZUR, A. M.; BRITT, D. C. Pond Recirculating Production Systems. **South Regional Aquaculture Regional**, Stoneville, v. 455, n. 1, p. 1-8, 1997.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L. OLIVEIRA, Sonia Valle Walter Borges de. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 45, p. 331-348, abr. 2011.

LI, Y. *et al.* Positive effects of duckweed polycultures on starch and protein accumulation. **Bioscience Reports**, London, v. 36, n. 5, p.1-8, 11 ago. 2016.

LIANG, X. *et al.* Benzotriazole ultraviolet stabilizers alter the expression of the thyroid hormone pathway in zebrafish(*Danio rerio*) embryos. **Chemosphere**, Oxford, v. 182, p. 22-30, set. 2017.

MACKENTHUN, K. M. A Review of Algae, Lake Weeds, and Nutrients. **Journal (water Pollution Control Federation)**, Hoboken, v. 34, n. 10, p. 1078-1085, out. 1962.

MARKOU, G. *et al.* Using agro-industrial wastes for the cultivation of microalgae and duckweeds: Contamination risks and biomass safety concerns. **Biotechnology Advances**, New York, v. 36, n. 4, p. 1238-1254, jul. 2018.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Santa Catarina, v. 15, n. 4, p. 401-410, set. 2010.

MARTINS, M. L. *et al.* Microextração Líquido-Líquido Dispersiva (DLLME): Fundamentos e aplicações . **Scientia Chromatographica**, São Carlos, v. 4, n. 1, p. 29-45, 2012.

MITCHELL, D. S. **Aquatic vegetation and its use and control**. Paris: Unesco, 1974. 135 p.

MOHEDANO, R. A.; FRACALOSSO, D. M.; RODRIGUES, J.B.R. *Lemna valdiviana* Uma Planta que Trata os Efluentes e Alimenta Peixes Cultivados. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 87, p. 33-40, 2005.

MOHEDANO, R. A. **Uso de macrófitas Lemnásceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono.** 2010. 270 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

MOHEDANO, Rodrigo A. *et al.* High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 112, p. 98-104, maio 2012a.

MOHEDANO, R. A. *et al.* Nutrient recovery from swine waste and protein biomass production using duckweed ponds (*Landoltia punctata*): Southern Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 65, n. 11, p.2042-2048, jun. 2012b.

MONTES-GRAJALES, D.; FENNIX-AGUDELO, M.; MIRANDA-CASTRO, W. Occurrence of personal care products as emerging chemicals of concern in water resources: A review. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 595, p.601-614, out. 2017.

MOREIRA, F. C. *et al.* Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**, Amsterdam, v. 202, p. 217-261, mar. 2017.

NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. **Sil Proceedings**, Stuttgart, v. 26, n. 1, p.167-180, dez. 1996

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Blucher, 2011.

OLIVEIRA JÚNIOR, J L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. (org). **Gestão sustentável dos recursos naturais**: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Parana River floodplain. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 411, p. 45-51, 1999.

PALLEROSI, G. G.; KERBAUY, M. T. M. As tecnologias ambientais e o abastecimento industrial de águas da região metropolitana de São Paulo. In HAYASHI, MCPI., SOUSA, CM., and ROTHBERG, D., (org). **Apropriação social da ciência e da tecnologia**: contribuições para uma agenda [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2011.

PAPADOPOULOS, A. *et al.* Impact of effluent recirculation on stabilization pond performance. **Thermi-thessaloniki**, Greece, v. 1, n. 4, p.157-167, jan. 2004.

PARDINI, D. Terapia de reposição hormonal na menopausa. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, Humaita, v. 58, n. 2, p. 172-181, mar. 2014.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.

PENA, L., OLIVEIRA, M., FRAGOSO, R., DUARTE, E., Potential of Duckweed for Swine Wastewater Nutrient removal and Biomass Valorisation through Anaerobic Co-digestion. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems**, Zagreb, v. 5, n. 2, p. 127-138, 2017.

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**, Dordrecht, v. 184, n. 7, p.4301-4307, 9 ago. 2012.

RAHMAN, M. A.; HASEGAWA, H. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. **Chemosphere**, Oxford, v. 83, n. 5, p. 633-646, abr. 2011.

REIS, A. R.; TABELI, K.; SAKAKIBARA, Y. Oxidation mechanism and overall removal rates of endocrine disrupting chemicals by aquatic plants. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 265, p. 79-88, jan. 2014.

RIBEIRO, F. A. L. *et al.* Planilha de Validação: uma nova ferramenta para estimar figuras de mérito na validação de métodos analíticos univariados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 164-171, 2008.

ROBINSON, B. J.; HELLOU, J. Biodegradation of endocrine disrupting compounds in harbour seawater and sediments. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 21, p.5713-5718, out. 2009.

SCRIPTORE, J. S.; TONETO JÚNIOR, R. A estrutura de provisão dos serviços de saneamento básico no Brasil: uma análise comparativa do desempenho dos provedores públicos e privados. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 46, p. 1479-1504, dez. 2012.

SELVARANI, A. J. *et al.* Performance of Duckweed (Lemna minor) on different types of wastewater treatment. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, Thoothukudi, v. 2, n. 4, p. 208-2012, fev. 2015.

SHAH, M. *et al.* Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, London, v. 12, n. 1, p.106-118, 2014.

SHAMMOUT, M. W.; ZAKARIA, H. Water lentils (duckweed) in Jordan irrigation ponds as a natural water bioremediation agent and protein source for broilers. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 83, p. 71-77, out. 2015.

SHAMRUKH, M. Evaluation of the efficiency of Elminia wastewater treatment plant. **El Minia International Conference**, Elminia, v. 9, n. 2, p.663-672, abr. 2005.

SHELEF, G.; KANAREK, A. STABILIZATION PONDS WITH RECIRCULATION. **Water Science Technology**, Haifa, v. 31, n. 12, p.389-397, jan. 1995.

SIKORA, J.; NIEMIEC, M.; SZELAG-SIKORA, A. Evaluation of the chemical composition of raw common duckweed (*Lemna minor*) and pulp after methane fermentation. **Journal of Elementology**, Olsztyn, n. 2/2018, p. 685-695, mar. 2018.

SKILLICORN, P.; SPIRA, W.; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture**. Washington: The World Bank, 1993. 92 p.

SMOLARZ, K. *et al.* Elevated gonadal atresia as biomarker of endocrine disruptors: Field and experimental studies using *Mytilus trossulus* (L.) and 17-alpha ethinylestradiol (EE2). **Marine Pollution Bulletin**, London, p. 1-1, maio 2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico anual de água e esgotos**. [S. l.], 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SOLÉ, A.; MATAMOROS, V. Removal of endocrine disrupting compounds from wastewater by microalgae co-immobilized in alginate beads. **Chemosphere**, Oxford, v. 164, p. 516-523, dez. 2016.

TAVARES de MATOS, F. T. *et al.* Duckweed Bioconversion and Fish Production in Treated Domestic Wastewater, **Journal of Applied Aquaculture**, New York, v. 26, n. 1, p. 49-59, 2014.

TAVARES, F. A. *et al.* Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. **Biotemas**, Santa Catarina, v. 21, n. 1, p.17-27, mar. 2008.

TELES, C. C. *et al.* Ecology of duckweed ponds used for nutrient recovery from wastewater. **Water Science and Technology**, London, v. 75, n. 12, p. 2926-2934, 24 mar. 2017.

TENÁLIA, A. B. M. **Investigação de desreguladores endócrinos em estação de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização**. 2014. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista - Unesp, Ilha Solteira, 2014.

TOYAMA, T. *et al.* Comprehensive evaluation of nitrogen removal rate and biomass, ethanol, and methane production yields by combination of four major duckweeds and three types of wastewater effluent. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 250, p. 464-473, fev. 2018.

TRINDADE, C. R. *et al.* Caracterização e Importância das Macrófitas Aquáticas com Ênfase nos Ambientes Límnicos do *campus* Carreiros - FURG, Rio Grande. **Caderno de Ecologia Aquática**, v. 5, n. 2, p. 1-22, 2010.

TRUPPEL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente**. 2002. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2002.

UYSSAL, Y. Removal of chromium ions from wastewater by duckweed, *Lemna minor* L. by using a pilot system with continuous flow. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 263, p.486-492, dez. 2013.

VERBINNEN, R. T.; NUNES, G. S.; VIEIRA, E. M. Determinação de Hormônios Estrógenos em Água Potável usando CLAE-DAD. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 9, p.1837-1842, ago. 2010.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Lead and cadmium removal from water using duckweed – *Lemna gibba*: Impact of pH and initial metal load. **Alexandria Engineering Journal**, Alexandria, v. 54, n. 4, p.1297-1304, dez. 2015.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Synchronized urban wastewater treatment and biomass production using duckweed *Lemna gibba*. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 64, p.337-343, mar. 2014.

VON AHNEN, M.; PEDERSEN, P. B.; DALSGAARD, J. Start-up performance of a woodchip bioreactor operated end-of-pipe at a commercial fish farm—A case study. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 74, p. 96-104, set. 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. FCO, 196. 2002.

WRIGLEY, T. J. *et al.* Recirculation in a small sewage pond system. **Water Research**, London, v. 22, n. 10, p.1287-1292, out. 1988.

XIAO, Y. *et al.* Culturing duckweed in the field for starch accumulation. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 48, p.183-190, jul. 2013.

XU, J. *et al.* Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. **Biosystems Engineering**, London, v. 110, n. 2, p.67-72, out. 2011.

XU, J. *et al.* The production of duckweed as a source of biofuels. **Biofuels**, Abingdon, v. 3, n. 5, p.589-601, set. 2012.

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 2, p. 848-853, jan. 2011.

YIN, Y. *et al.* The influence of light intensity and photoperiod on duckweed biomass and starch accumulation for bioethanol production. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 187, p. 84-90, jul. 2015.

ZHAOb, Y. *et al.* Potential of duckweed in the conversion of wastewater nutrients to valuable biomass: A pilot-scale comparison with water hyacinth. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 163, p.82-91, jul. 2014.

ZHAOa, 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**, Chichester, v. 17, p. 82-90, 18 jun. 2014.

ZHAO, Y. et al. Dynamic simulation of a duckweed-dominated wetland in north China based on a system dynamics model. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 92, p. 268-277, jun. 2017.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 38, p. 913-920, 2004.